

Р.В. ПОНОМАРЕНКО

**НАУКОВО-ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ
ЗНИЖЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ
НА СИСТЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ РЕГІОНУ
З УРАХУВАННЯМ ОСНОВНИХ ПРИНЦИПІВ
БАСЕЙНОВОГО УПРАВЛІННЯ
ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ**



Державна служба України з надзвичайних ситуацій
Національний університет цивільного захисту України

Р.В. Пономаренко

**НАУКОВО-ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ
ЗНИЖЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ
НА СИСТЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ РЕГІОНУ
З УРАХУВАННЯМ ОСНОВНИХ ПРИНЦИПІВ
БАСЕЙНОВОГО УПРАВЛІННЯ
ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ**

Харків 2020

УДК: 502.51
П -56

Рекомендовано до друку Вченою радою Національного університету цивільного захисту України (протокол № 1 від 26.09.2019 р.)

Рецензенти:

О.М. Крайнюков, доктор географічних наук, доцент

Ю.В. Буц, кандидат технічних наук, доцент

П -56 Науково-теоретичні основи зниження техногенного навантаження на системи водопостачання регіону з урахуванням основних принципів басейнового управління водними ресурсами: монографія / Р.В. Пономаренко. – Харків: Планета-Прінт, 2020. – 112 с.

ISBN 978-617-7751-62-4

В роботі здійснено вирішення актуального науково-практичного завдання підвищення рівня екологічної безпеки регіону в умовах забруднення поверхневих джерел водопостачання шляхом доведення рівня іонних домішок у питній воді до нормативного рівня за рахунок розробки та реалізації ефективних технічних рішень з підготовки питної води високої якості, з врахуванням основних принципів басейнового управління водними ресурсами

Для наукових та науково-педагогічних працівників, докторантів, аспірантів (ад'юнктів), здобувачів вищої освіти в межах навчальної програми технічного вузу IV рівня акредитації.

УДК: 502.51

ISBN 978-617-7751-62-4

© Пономаренко Р.В., 2020

ЗМІСТ

Перелік умовних скорочень.....	5
Вступ.....	6
Розділ 1. Якісна питна вода, як основа національної екологічної політики.....	7
1.1. Забезпечення населення питною водою в умовах наявності джерел екологічних небезпек.....	8
1.1.1. Державна політика щодо забезпечення населення України питною водою.....	9
1.1.2. Аналіз основних джерел антропогенного навантаження поверхневих джерел водопостачання.....	12
1.1.3. Об'єкти водопостачання та гідроспороди як потенційно небезпечні об'єкти	17
1.2. Аналіз екологічного стану поверхневих джерел водопостачання...	18
1.2.1. Аналіз екологічного стану підземних джерел водопостачання.....	19
1.3. Еколого-технологічні аспекти підготовки питної води.....	20
1.3.1. Методи знезараження води в системах питного водопостачання.....	21
1.3.2. Методи коагуляції води в системах питного водопостачання.....	22
1.3.3. Методи фільтрування води в системах питного водопостачання.....	24
1.3.4. Традиційні технічні рішення підготовки питної води в Україні.....	25
Розділ 2. Методологія проведення експериментальних досліджень щодо доведення вмісту іонних домішок в питній воді до рівня нормативних вимог.....	27
2.1. Планування проведення експериментальних досліджень реагентного пом'якшення води Карачунівського водосховища.....	27
2.2. Методика проведення експериментальних досліджень виведення іонних домішок з води Карачунівського водосховища методом іонного обміну.....	27
2.3. Методика визначення швидкості утворення твердої фази важкорозчинних сполук на стадії коагуляції.....	30
2.3.1. Дослідження залежності складу рідкої фази від розміру рівноважного зародка твердої фази.....	30
2.3.2. Визначення розмірів кристалів, що зароджуються у розчині і їх гранулометричного складу.....	32
Розділ 3. Структуризація протидії джерелам екологічної небезпеки в умовах діючих станцій підготовки питної води.....	34
3.1. Критерії оцінки ступеню екологічного ризику від провадження господарської діяльності у сфері питного водопостачання.....	34
3.2. Структуризації процесів виникнення, розвитку та протидії джерелам екологічної небезпеки для об'єктів питного водопостачання.....	35
3.3. Встановлення причин погіршення екологічного стану Карачунівського водосховища та оцінка залишкового потенціалу	

існуючих технічних рішень протидіяти джерелам екологічної небезпеки	42
Розділ 4. Аналіз результатів експериментальних досліджень.....	55
4.1. Аналіз результатів реагентного пом'якшення води Карачунівського водосховища.....	55
4.2. Математична модель управління процесом утворення осаду фази важкорозчинних сполук на стадії коагуляції.....	67
4.3. Використання методу іонного обміну для видалення іонних домішок з води природних джерел.....	74
4.4. Аналіз результатів обробки води Карачунівського водосховища методом іонного обміну.....	75
4.5. Обґрунтування вибору методу декарбонізації для підготовки питної води високої якості.....	79
4.6. Економічні розрахунки ефективності використання технічних схем підготовки питної води високої якості.....	81
Заклучення.....	91
Список використаних джерел.....	92
Додатки.....	103

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ СКОРОЧЕНЬ

БСК – біологічне споживання кисню;
ВКУ – водний кодекс України;
ВТИ – освітлювач;
ГДК – гранично допустима концентрація;
ДКС – декарбонізатор струминного типу;
ДСанПін – державні санітарні правила і норми;
ЕДТА – етилендіамінтетраоцтова кислота;
ЕН – екологічна небезпека;
Ж – загальна жорсткість води;
Ж₀ – початкова жорсткість води;
Ж_к – кінцева жорсткість води;
КВ – Карачунівське водосховище;
КВК – Карачунівський водопровідний комплекс;
Л – лужність;
МОЗ – Міністерство охорони здоров'я України;
НС – надзвичайна ситуація;
ПНО – потенційно небезпечний об'єкт;
С/З – сухий залишок;
ТБФ – трибутилфосфат;
УФ – ультра фіолетове випромінювання;
ФЗД – фільтр змішаної дії;
рН – водневий показник;
[SO₄²⁻] – концентрація сульфатів.

ВСТУП

Основними проблемами екологічної безпеки, що пов'язані з гідросферою планети, є умови забезпечення населення якісною питною водою. Експертами ВОЗ встановлено, що 80% всіх хвороб у світі пов'язано з порушенням санітарно-гігієнічних та екологічних норм забезпечення населення питною водою та її незадовільною якістю. Ця проблема є актуальною і для України.

За даними Держкомводгоспу більше 70% проб, відібраних у районах питних водозаборів, за низкою показників не відповідають вимогам санітарних норм для водойм, що використовуються для централізованого водопостачання. Слід також зазначити, що специфіка питного водопостачання в Україні полягає в тому, що близько 70% усієї питної води, що споживається на її території виготовляється з поверхневих джерел і залежить від рівня їх екологічної безпеки.

Забезпечення населення якісною питною водою, відповідно до Закону України «Про питну воду та питне водопостачання» регламентується загальнодержавною програмою «Питна вода України на 2006-2020 роки», яка, враховуючи незадовільний екологічний стан поверхневих джерел питного водопостачання з тенденцією до поступового погіршення, визначає пріоритетність розробок та удосконалення технічних рішень та існуючих інженерно-організаційних методів підготовки питної води високої якості, з метою пошуку оптимальних важелів управління екологічною безпекою.

Виходячи з високого вмісту у водах водосховищ солей жорсткості, сульфатів, мангану та загального вмісту солей, несприятливих екологічних умов, а також недостатньої ефективності існуючих технологічних схем підготовки питної води щодо додержання встановлених норм якості за цими показниками, Держспоживстандартом України приймаються екстенсивні рішення з надання дозволів на використання водопровідної води господарсько-питного призначення з відхиленням від вимог стандарту. Така ситуація обумовлює необхідність проведення досліджень в напрямку підвищення екологічної безпеки питного водопостачання в умовах антропогенного забруднення поверхневих джерел.

РОЗДІЛ 1

ЯКІСНА ПИТНА ВОДА, ЯК ОСНОВА НАЦІОНАЛЬНОЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ ПОЛІТИКИ

На сьогоднішній день основними проблемами екології, які пов'язані з гідросферою планети, є умови забезпечення населення якісною питною водою та можливості підвищення її якісного показника. Експертами ВОЗ встановлено, що 80% всіх хвороб в світі пов'язано з незадовільною якістю питної води та порушенням санітарно-гігієнічних та екологічних норм забезпечення населення питною водою. За даними Держкомводгоспу, більше 70 % проб, відібраних у районах питних водозаборів, за одним або більше показників не відповідали вимогам санітарних правил і норм для водойм, що використовуються для централізованого водопостачання.

Питання покращення якості води, яка споживається населенням, визнано Верховною Радою України пріоритетним завданням охорони довкілля та раціонального використання природних ресурсів [8]. Кабінетом Міністрів України в числі основних завдань національної екологічної політики визначено приведення якості питної води у відповідність до європейських стандартів [10].

Неякісна питна вода є причиною багатьох хвороб нирок, зубів, серцево-судинної системи і т.д. Якість води в значній мірі визначає характер та рівень інфекційних захворювань населення України. Найбільш масові епідемії з важкими наслідками спостерігаються при водному шляху розповсюдження інфекцій. За довідками МОЗ України щороку в державі реєструються спалахи гострих кишкових інфекційних хвороб, вірусного гепатиту А, збудники яких переносяться питною водою, як нецентралізованого, так і централізованого водопостачання [8].

Кожного дня в Україні, існує ризик загрози екологічній безпеці, за рахунок захворювання населення, пов'язаного з вживанням питної води з вмістом іонних домішок понад рівень установлений санітарно-гігієнічними нормативами [9]. Високий рівень захворюваності на гепатит А відмічається у південних та східних регіонах, тобто там, де є нестача доброякісної питної води. Найвища захворюваність спостерігається у Миколаївській, Дніпропетровській областях та у Криму. Висока захворюваність на гепатит А у Миколаївській області у значній мірі залежить від якості води р. Інгулець, яка є джерелом водопостачання та одночасно приймає промислові та неочищені комунальні та стічні води Кривбасу – великого промислового району, подібна ситуація спостерігається і у водах Дніпровського каскаду, а також в умов КВ. Протягом останніх восьми років зафіксовані спалахи захворюваності на гепатит А в м. Суходольську, Житомирі та ін. [23].

Вплив водних ресурсів, їх якості на життєдіяльність населення планети було розглянуто багатьма вченими [11]. Проаналізовано можливості та перспективи проведення санітарно-гігієнічних заходів щодо забезпечення населення доброякісною питною водою та досягнення на їх

основі достатньо-безпечного рівня екологічної безпеки [12]. Не зважаючи на це питання забезпечення екологічно-стабільної обстановки в країні пов'язаної з питним водопостачанням залишається відкритим. Першочерговим завданням для підтримки екологічної безпеки в регіоні вважається забезпечення населення водою, якість якої повністю відповідає вимогам нормативних документів.

1.1 Забезпечення населення питною водою в умовах наявності джерел екологічних небезпек.

Забезпечення населення України якісною питною водою посідає перше місце серед усіх екологічних проблем. Недотримання норм якості води досягло рівнів, які ведуть до деградації водних систем [8]. Значна частина населення України використовує для своїх життєвих потреб недоброякісну воду, що може призвести до виникнення екологічної небезпеки пов'язаної, зокрема, із загрозою погіршення здоров'я нації [10, 11].

Потенційні запаси поверхневих вод України становлять близько 209,3 км³. кілометрів на рік, з яких лише 25 % формуються в межах держави [8]. Питомі норми водоспоживання перевищують аналогічні показники розвинутих країн світу у 1,5–3 рази і становлять понад 300 літрів на одну особу за добу, при цьому втрати в системах водопостачання сягають 30–40%, а в деяких регіонах – перевищують 50 % [8, 13 – 15].

Сучасний незадовільний екологічний стан водних об'єктів показує, що проблеми у сфері охорони вод від забруднення та виснаження не тільки не знайшли вирішення, а й значно загострилися, особливо в останні роки. Відсутність басейнового принципу управління і відповідальності за стан поверхневих джерел питного водопостачання, призводить до того, що частіше за все основні забруднюючі об'єкти промисловості, які обумовлюють стан поверхневого джерела питної води, розташовані на території інших областей, а виготовлення і споживання питної води з цього джерела відбувається на території іншої [8].

Техногенна безпека держави є складовою частиною екологічної безпеки за кінцевим результатом впливу на навколишнє середовище, а через те, що в усіх річкових басейнах України спостерігається суттєве зниження якості води є необхідним пошук оптимальних форм управління екологічною безпекою та створення умов для збереження здоров'я людини.

Тому вирішення питання щодо підготовки питної води необхідної якості на станціях підготовки питної води, в умовах значного антропогенного навантаження на поверхневі джерела водопостачання, при якому підвищується рівень екологічного ризику, який визначає ступінь відповідності наявних екологічних умов завданням збереження здоров'я людини, є стратегічно важливим завданням.

1.1.1 Державна політика щодо забезпечення населення України питною водою.

Головна умова сталого екологічного розвитку країни, поліпшення добробуту і здоров'я її населення є забезпечення питною водою з якістю, яка відповідає вимогам діючих нормативних документів і в необхідній кількості. Право споживачів на вживання питної води, якість якої відповідає державним стандартам, надається Законом України «Про питну воду та питне водопостачання» (стаття 22) [15].

Постійне антропогенне навантаження на поверхневі джерела питного водопостачання досягло рівнів, які ведуть до деградації водних екосистем та зниження продуктивності самоочищення водойм.

Основним Законом України, що спрямовано на реалізацію державної політики щодо забезпечення населення якісною питною водою є – Закон України «Про питну воду та питне водопостачання» [15], на основі якого розроблена Загальнодержавна програма «Питна вода України на 2006–2020 роки» (далі – Програма) [14]. Розроблення Програми обумовлено:

- незадовільним екологічним станом поверхневих та підземних джерел питного водопостачання;
- потенційною загрозою ускладнення санітарно-епідемічної ситуації в окремих регіонах країни внаслідок низької якості питної води;
- незадовільним технічним станом та зношеністю основних фондів систем питного водопостачання та водовідведення;
- необхідністю перегляду та вдосконалення нормативно-правових актів, державних санітарних норм і правил, стандартів та інших нормативних документів у сфері питної води та питного водопостачання;
- застосуванням застарілих технічних рішень та обладнання в системах питного водопостачання та водовідведення міст та інших населених пунктів;
- високою енергоємністю централізованого питного водопостачання та водовідведення;
- обмеженістю інвестицій та дефіцитом фінансових ресурсів, необхідних для розвитку, утримання в належному технічному стані та експлуатації систем питного водопостачання та водовідведення.

Метою Програми є:

- покращення забезпечення населення України питною водою нормативної якості в межах науково обґрунтованих нормативів (норм) питного водопостачання;
- реформування та розвиток водопровідно-каналізаційної мережі, підвищення ефективності та надійності її функціонування;
- поліпшення на цій основі стану здоров'я населення та оздоровлення соціально-екологічної ситуації в Україні;
- відновлення, охорона та раціональне використання джерел питного водопостачання.

Для досягнення цієї мети необхідно вирішення завдань щодо попередження забруднення джерел питного водопостачання (введенням басейнового принципу управління), підвищення ефективності та надійності функціонування систем водопостачання і водовідведення за рахунок реалізації водоохоронних, технічних, санітарних заходів, удосконалення технічних рішень підготовки води на водоочисних станціях, контролю якості питної води, розвитку систем забору, транспортування питної води та водовідведення, а також розвитку нормативно-правової бази з питань питного водопостачання та водовідведення, господарського механізму водокористування, що стимулює економію питної води, у тому числі за рахунок державної підтримки розвитку та сталого функціонування водопровідно-каналізаційних мереж.

Завдання Програми можуть бути виконані за умови реалізації взаємопов'язаних заходів інших програм, зокрема Національної програми екологічного оздоровлення басейну р. Дніпро та поліпшення якості питної води [17], Загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів [17], Загальнодержавної програми розвитку водного господарства [18], Загальнодержавної програми реформування і розвитку житлово-комунального господарства на 2004–2010 роки [19].

В Україні з 1 липня 2010 року введено в дію новий нормативний документ, який визначає основні показники якості питної води в Україні – Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4–171–10) [9], на зміну ДСанПіН № 136/1940 від 15.04.1997 р. Цими нормами передбачено контроль якості питної води за показниками епідемічної безпеки та санітарно-хімічними показниками безпечності та якості питної води. Всього контроль відбувається за 78 показниками на відміну від 28 показників, які регламентував ГОСТ 2874–82 «Вода питьевая» [20], що вказує на підвищення вимогливості до якості питної води, внаслідок збільшення захворюваності серед населення, після вживання не якісної питної води та інтеграції нашої держави до Європейської спільноти, де подібні жорсткі вимоги до якості питної води вже знайшли своє впровадження.

Державна політика у сфері питної води та питного водопостачання будується на принципах [15]:

- пріоритетності питного водопостачання перед іншими видами спеціального водокористування;
- гарантованого першочергового забезпечення питною водою населення для забезпечення питних, фізіологічних, санітарно-гігієнічних та побутових потреб;
- запобіжного характеру заходів щодо охорони джерел і систем питного водопостачання;

- невідворотності відповідальності у разі порушення законодавства у сфері питної води та питного водопостачання;

- заборони відключення об'єктів питного водопостачання від енерго-, газо-, теплопостачання, як об'єктів життєзабезпечення і стратегічного значення.

В свою чергу держава гарантує захист прав споживачів у сфері питної води та питного водопостачання шляхом [15]:

– забезпечення кожної людини питною водою нормативної якості в межах науково обґрунтованих нормативів питного водопостачання залежно від району та умов проживання;

– задоволення потреб населення у питній воді шляхом пріоритетного розвитку систем централізованого питного водопостачання та водовідведення, створення резервних систем питного водопостачання.

Сталий екологічний розвиток – загальна концепція держави, стосовно необхідності встановлення балансу між задоволенням сучасних потреб і захистом інтересів майбутніх поколінь, включаючи їх потребу у безпечному і здоровому довкіллі. Сьогодні кожна Європейська держава, а також держава, яка поважає інтереси своїх громадян та піклується про їх здоров'я, першочерговим завданням вважає забезпечення населення якісною питною водою, особливо в умовах значного антропогенного навантаження на поверхневі джерела водопостачання.

Слід зазначити, що наявність безпечної для життя і здоров'я людини питної води є невід'ємною умовою дотримання і реалізації конституційно закріпленого суб'єктивного на безпечне для вказаних благ довкілля, адже вода є складовою останнього.

Питання правового забезпечення екологічної безпеки як об'єктивної категорії та суб'єктивного права були предметом наукових досліджень таких відомих представників вітчизняної науки екологічного права, як В.І. Андрейцев, Г.І. Балюк, А.П. Гетьман, М.В. Краснова, Т.О. Коваленко, Т.Г. Ковальчук, Н.Р. Малишева, Е.В. Позняк, М.О. Фролов, М.В. Шульга та ін., а також російської: М.М. Бринчука, Б.В. Єрофеева, О.С. Колбасова, Г.П. Серова.

На сьогоднішній день на державному рівні вирішується питання забезпечення населення країни якісною питною водою, яка за своїм складом буде повністю відповідати вимогам діючих нормативних документів. Перш за все розробка програм та законів у цьому напрямку [9,14,19] відбувається внаслідок незадовільного екологічного стану поверхневих джерел водопостачання, що призводить до потенційної загрози ускладнення санітарно-епідемічної ситуації в окремих регіонах країни внаслідок низької якості питної води.

Так, у ВКУ згадується про важливість забезпечення питного водопостачання. Статтею 36 ВКУ для оцінки можливостей використання води з водних об'єктів для потреб населення передбачається встановлення екологічних нормативів водокористування, серед яких гранично допустимі

концентрації речовин, у водних об'єктах, вода яких використовується для задоволення питних потреб населення.

Метою державної політики в області питного водопостачання населення в контексті екологічно сталого розвитку країни є покращення забезпечення населення України питною водою нормативної якості в межах науково обґрунтованих нормативів (норм) питного водопостачання; реформування та розвиток водопровідно-каналізаційної мережі, підвищення ефективності та надійності її функціонування; поліпшення на цій основі стану здоров'я населення та оздоровлення соціально-екологічної ситуації в Україні; відновлення, охорона та раціональне використання джерел питного водопостачання [15].

Одним з основних принципів державної політики у сфері питної води та питного водопостачання – є обов'язкова державна екологічна і санітарно-епідеміологічна експертиза проектів господарської, інвестиційної та іншої діяльності, яка може негативно вплинути на стан джерел і систем питного водопостачання [15].

1.1.2 Аналіз основних джерел антропогенного навантаження поверхневих джерел водопостачання.

Якість води основних джерел централізованого водопостачання значною мірою є суттєво відмінною від безпечних блокових значень її нормованих параметрів, що обумовлено:

- незадовільною водогосподарською діяльністю;
- забрудненням річкового стоку: органічними сполуками, фенолами, нітратами, нафтопродуктами, патогенними мікроорганізмами тощо (рис. 1);
- загостренням проблеми водопостачання населення у сільській місцевості у зв'язку з постійним забрудненням поверхневих та підземних водних джерел.



Рис. 1.1. Якість води поверхневих джерел централізованого питного водопостачання за даними Національної доповіді України «Про стан техногенної та природної безпеки в Україні»

В Автономній Республіці Крим, у Донецькій, Луганській, Херсонській, Хмельницькій, Одеській, Київській та ряді інших областей, у містах Вінниці, Одеса, Житомир немає альтернативних джерел централізованого питного водопостачання та ефективних технічних рішень для підготовки питної води з використанням поверхневих джерел водопостачання.

Централізованим питним водопостачанням забезпечене населення усіх 445 міст країни, 829 із 911 селищ міського типу (91% їх загальної кількості) та 6,5 тис. із 28,6 тис. сільських населених пунктів. Майже 70% сільського населення користується для питних потреб місцевими джерелами (до яких належать більш як 1,8 млн. шахтних і більш як 580 тис. дрібно трубчастих колодязів, численні саморобні каптажі, прируслові копанки тощо, які перебувають у незадовільному екологічному стані) або привізною водою. В 123 населених пунктах біля 16% питної води подається з відхиленням від вимог чинних нормативних документів (загальна жорсткість, сухий залишок, вміст заліза, мангану, нітратів, амонійних сполук тощо). Все це може призвести до виникнення екологічних небезпек.

Близько 290 спеціалізованих підприємств галузі питного водопостачання щодоби подають споживачам 7 млн. м³ питної води, 5,5 млн. м³ стічних вод відводять через системи каналізації [22].

Необхідною умовою досягнення високої якості питної води є якість джерела водопостачання.

Основними джерелами антропогенного навантаження на поверхневі джерела водопостачання в Україні є:

- промислові стічні води;
- застарілі системи, водовідведення і очистки стічних вод;
- побутові стічні води, в яких переважають фекалії, поверхнево-активні речовини, жири, мікроорганізми, в т.ч. патогенні;
- атмосферні опади, які містять хімічні речовини повітря промислового походження;
- опади і талі води із сільськогосподарських угідь із залишками мінеральних добрив і засобів захисту рослин, органічних речовин;
- стоки з міських вулиць – в них містяться нафтопродукти, феноли, оксиди важких металів;
- відсутність в деяких регіонах України басейнового принципу управління, контролю та відповідальності за стан поверхневих джерел питного водопостачання.

У стічних водах, що містять велику кількість органічних речовин, швидко розмножуються синьозелені і бурі водорості, фітопланктон, підвищується БСК. Як наслідок, у водоймищі починають переважати анаеробні процеси, що визначають евтрофікацію (підвищення біологічної продуктивності при накопиченні біогенних елементів під впливом антропогенних чи природних чинників).

Особливу увагу необхідно звертати на забруднення джерел водопостачання відходами життєдіяльності людей і тварин, оскільки вони можуть містити патогенні мікроби, гельмінти та ін. [8].

Привертають увагу наслідки цвітіння води, викликаного ціанобактеріями (синьозелені водорості), що спостерігається в джерелах водопостачання. Залежно від виду бактерій можуть виділятися три типи токсинів: гепатотоксини, представником яких може служити мікроцистин, що здатний викликати смерть протягом доби після вживання за рахунок судинних порушень і геморагічних уражень печінки; нейротоксини; ліпополісахариди. Актиноміцети і ціанобактерії продукують геосмін та 2-метілзіборисол, які надають воді небажаний присмак і мають низький поріг виявлення.

Не є виключенням і КВ, яке має об'єм понад 300 млн. м³, що створене на злитті річок Інгулець, Бічна і Боковенька, які протікають по території Кіровоградської та Дніпропетровської областей. Підготовка питної води з цього водосховища відбувається на КВК (Дніпропетровська область). КВК призначений для господарсько-питного водопостачання частини міста Кривий Ріг.

Комплекс споруд комплексу включає: джерело водопостачання; насосна станція 1-го підйому; реагентне господарство; блок очисних споруд фільтрувальної станції (камери реакції, горизонтальні відстійники, фільтри, резервуари чистої води); хлораторна первинного і вторинного хлорування; насосні станції II-го підйому; шлаконакопичувач.

Фільтрувальна станція (ФС) запроектована в 1937 році інститутом «Укрводоканалпроект». Перша черга здана в експлуатацію в 1939 році. В 1952–58–61–83, 85 роках виконане розширення фільтрувальної станції до максимальної продуктивності 250 тис. м³/добу.

На очисні споруди фільтрувальної станції вода подається з КВ.

Очищена вода фільтрувальної станції надходить у резервуари чистої води, де знезаражується, а потім надходить у колектор насосних станцій II підйому.

Якість води джерела водопостачання за 10 років наведена у табл. 1.1.

Таблиця 1.1 – Значення показників якості води джерела водопостачання КВК.

Показники якості води	КВ	
	мінімум	максимум
Температура, °С	2,2	25,5
Зважені речовини, мг/дм ³	2	7
pH	7,75	9,0
Кольоровість, ° ПКШ	15	131
Фтор-іон, мг/дм ³	0,15	0,55
Окислювальність, мг/дм ³ O ₂	5,4	12,3
Запах, бал	0/Г ¹	Г ² /Г ³

Жорсткість (заг.), мг.-екв./дм ³	8,0	13,2
Жорсткість карбонатна, мг.-екв./дм ³	4,3	7,5
Сухий залишок, мг/дм ³	960	1450
Хлориди, мг/дм ³	108	174
Сульфати, мг/дм ³	432	667
БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	0,5	6,2
Загальне мікробне число, кол/мл	1	3800
Колі-індекс, бакт/дм ³	110	15700

Вимоги до якості питної води регламентовано в новому ДСанПіН 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» [9], який встановлює хімічні показники та їх значення, що наведені у таблиці 1.2.

Таблиця 1.2 - Показники якості питної води згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10.

Найменування показника	Норматив
1	2
Водневий показник, рН	6,5 – 8,5
Залізо (Fe), мг/дм ³	≤ 0,2
Жорсткість загальна, ммоль/дм ³	≤ 7,0
Манган (Mn), мг/дм ³	≤ 0,05
Мідь (Cu ²⁺), мг/дм ³	≤ 1,0
Поліфосфати залишкові (за PO ₄ ³⁻), мг/дм ³	≤ 3,5
Сульфати (SO ₄ ²⁻), мг/дм ³	≤ 500
Сухий залишок, мг/дм ³	≤ 1000
Хлориди (Cl ⁻), мг/дм ³	≤ 250
Цинк (Zn ⁺²), мг/дм ³	≤ 1,0
Алюміній залишковий (Al), мг/дм ³	≤ 0,20
Берилій (Be), мг/дм ³	≤ 0,0002
Молібден (Mo), мг/дм ³	≤ 0,07
Миш'як (As), мг/дм ³	≤ 0,01
ітрати (NO ₃ ⁻), мг/дм ³	≤ 50,0
Поліакриламід залишковий, мг/дм ³	≤ 2,0
Свинець (Pb) мг/дм ³	≤ 0,010
Селен (Se) мг/дм ³	≤ 0,01
Стронцій (Sr) мг/дм ³	≤ 7,0
Фтор (F) мг/дм ³	≤ 1,2

Мікробіологічні та органолептичні показники якості питної води, які регламентовані [9] наведені у табл. 1.3.

Таблиця 1.3 – Мікробіологічні та органолептичні показники якості питної води.

Найменування показника	Норматив
Загальне мікробне число в 1 мм ³ води, ≤	100
Число бактерій групи кишкових паличок в 1 дм ³ води /колі індекс/, ≤	3
Запах при 20 °С і нагріванні до 60 °С, бали ≤	2
Смак і присмак при 20 °С, бали ≤	2
Забарвленість, градуси, ≤	20
Каламутність, нефелометрична одиниця каламутності (1 НОК = 0,58 мг/дм ³), ≤	1,0

Примітки:

1. За узгодженням з органами санітарно-епідеміологічної служби, допускається збільшення кольоровості води до 35°, каламутності (у паводковий період) до 2 мг/дм³.

2. Вода не повинна містити водних організмів, що розрізняються неозброєним оком, і не повинна мати на поверхні плівку.

Виходячи з високого вмісту у воді КВ солей жорсткості, сульфатів, мангану та загального вмісту солей, а також неспроможності існуючих технічних рішень підготовки питної води забезпечити досягнення встановлених норм за цими показниками, рішенням Держспоживстандарту України на підставі рекомендації Міжвідомчої комісії, було надано дозвіл на використання водопровідної води господарсько-питного призначення з відхиленням від вимог нормативів за цими показниками. Подібний дозвіл видається лише один раз. Тому вирішення питання щодо підготовки питної води високої якості на КВК є стратегічно важливим завданням в напрямку забезпечення екологічної безпеки регіону.

Основні показники якості питної води, вихідної води КВ, питної води виготовленої на КВК, питна вода за дозволом Держспоживстандарту України для КВК указані в табл. 1.4.

Таблиця 1.4 – Основні показники якості питної води, води КВ та води виготовленої на КВК.

Вода	pH ₀	Ж _{0вих.} , ммоль/дм ³	[SO ₄ ²⁻] _{вих.} , мг/дм ³	С/З вих., мг/дм ³	Манган, мг/дм ³
Питна вода ДСанПіН 2.2.4–171–10	6,5–8,5	≤ 7,0	≤ 500	≤ 1000	≤ 0,05
Вихідна вода КВ	8,25	11,4	556	1246	0,1 ÷ 0,5
Питна вода виготовлена КВК	7,96	11,4	556	1246	0,1 ÷ 0,5
Питна вода за дозволом Держспоживстандарту України для КВК	6,5–8,5	< 15	< 700	< 1700	≤ 0,5

Відповідно до [15] органи місцевого самоврядування спільно з підприємствами питного водопостачання розробляють та затверджують спеціальні заходи на випадок виникнення ситуацій, що призводять до припинення централізованого водопостачання, які повинні забезпечувати:

- використання резервних джерел і систем питного водопостачання;
- застосування індивідуальних і групових засобів очищення і знезараження питної води;
- поставку фасованої питної води та води в ємностях для індивідуального і групового користування.

1.1.3 Об'єкти водопостачання та гідроспоруди, як потенційно небезпечні об'єкти.

У Державному реєстрі України зареєстровано близько 16,9 тис. ПНО [23–26]. Кількість паспортизованих ПНО у галузі водопідготовки по регіонах, інформацію про які внесено до Державного реєстру ПНО, кількість їх гідродинамічних небезпек (в середньому за 10 років) наведено у табл. 1.5.

Таблиця 1.5 – Кількість паспортизованих ПНО в галузі водопідготовки по регіонах.

Назва області (регіону)	Загальна кількість ПНО	Гідротехнічні об'єкти	Гідродинамічні небезпеки
1	2	3	4
АР Крим	793	17	17
Вінницька	512	11	14
Волинська	300	4	4
Дніпропетровська	1206	21	27
Донецька	1874	103	106
Житомирська	507	8	9
Черкаська	442	40	40
Харківська	1388	27	25
Херсонська	410	2	0
Хмельницька	555	5	5
Чернівецька	274	22	22
Чернігівська	694	2	1
м Київ	606	1	3
м Севастополь	207	0	2
Закарпатська	458	82	82
Запорізька	822	4	12
Івано–Франківська	441	4	5
Київська	493	9	4
Кіровоградська	479	8	8
Луганська	902	69	68
Львівська	840	4	4
Миколаївська	514	6	7
Одеська	434	27	30
Полтавська	488	1	4
Рівненська	430	4	0
Сумська	488	9	10
Тернопільська	347	9	8
Разом	16904	499	517

Згідно з [27] та [28], об'єкти водопостачання та водовідведення належать, за формою паспорту ПНО, як 3 НС – гідротехнічний об'єкт. Відповідно до [27] об'єкти КВК ідентифіковано як ПНО (хлораторні та водозабірні споруди системи водопостачання). Тому цей водний об'єкт потребує постійного контролю та перевірок з боку органів управління як об'єкт національної безпеки.

На сьогодні зміни в якісному складі води з тенденцією до постійного погіршення спостерігаються практично в усіх поверхневих джерелах водопостачання країни. Забруднюючими інгредієнтами води поверхневих джерел водопостачання є біогенні високогумінові речовини, які надходять з болотистих територій водозбору, а також утворюються у слабо проточних водосховищах внаслідок їх сильного “цвітіння” у літню пору року. Ці сполуки здатні утворювати з іонами заліза та мангану стійкі водорозчинні комплексні сполуки, які підвищують міграційну здатність іонів цих важких металів [8]. Найбільше біогенне забруднення з усіх водосховищ Дніпровського каскаду спостерігається у Київському та Кременчуцькому водосховищах, в якому концентрації як гумінових речовин, так і іонів заліза та мангану щорічно зростають, а вміст розчиненого кисню неухильно знижується [29] .

Найбільш проблемними питаннями для підготовки питної води в Україні є: високий та постійно зростаючий рівень антропогенного навантаження на водойми і водоймища, води яких використовуються для підготовки питної води, та використання технічних рішень, що не забезпечують видалення, ні гумінових речовин, ні іонів важких металів [30] .

Враховуючи високе значення станцій підготовки питної води у вирішенні питання щодо попередження виникнення НС, пов'язаних із підвищеним рівнем домішок у питній воді, доцільно розглянути питання стосовно цілісного віднесення їх до ПНО, а не окремих їх елементів, як це передбачено чинними нормативними документами [27, 28].

1.2 Аналіз екологічного стану поверхневих джерел водопостачання.

Однією з причин незадовільної якості питної води є масове забруднення поверхневих водойм – основних джерел питного водопостачання у зв'язку зі скидами у великих кількостях неочищених і недостатньо очищених промислових, господарсько-побутових і сільськогосподарських стічних вод, зливових і талих вод із полів, територій сіл і міст. Розвиток промисловості призвів до збільшення вмісту окремих хімічних елементів, що вплинуло на екологічний стан атмосфери, літосфери, гідросфери, в тому числі підземних і поверхневих джерел водопостачання. Дослідження останніх років показали, що кожні 4–5 проба води із водоймищ не відповідає гігієнічним нормам за санітарно-хімічними

і кожна 3–4 – за мікробіологічними показниками [8]. Вода більшості поверхневих джерел водопостачання України характеризується помірним і високим рівнем забруднення [8]. Пріоритетними забруднювачами протягом багатьох років залишаються органічні сполуки, завислі речовини, нафтопродукти, феноли, СПАР, іони важких металів та ін.

Результати моніторингу якості поверхневих вод у місцях водозаборів питних водопроводів України свідчать про те, що на теперішній час концентрації шкідливих хімічних речовин наближаються до гранично допустимих, а в деяких випадках навіть перевищують їх [8, 9].

Сумарна величина стоків річок України без Дунаю на рік становить 87,1 млрд. м³, знижуючись у маловодні роки до 55,9 млрд. м³. Безпосередньо на території держави формується відповідно 52,4 і 29,7 млрд. м³ води, решта надходить із суміжних територій. Водні ресурси Дунаю становлять у середньому 123 млрд. м³ води на рік.

З метою забезпечення населення необхідною кількістю води в Україні збудовано 1087 водосховищ загальним об'ємом понад 55 млрд. м³.

Витрати виготовленої на водопровідних комплексах води в Україні на одиницю виробленої продукції значно перевищують такі показники у розвинутих країнах Європи: Франції – у 2,5 рази, ФРН – у 4,3, Великобританії та Швеції – у 4,2 рази.

Найгостріший екологічний стан спостерігається у басейнах річок Дніпро, Сіверський Донець, річках Приазов'я, окремих притоках Дністра, Західного Бугу, де якість води класифікується як дуже брудна. Для переважної більшості підприємств промисловості та комунального господарства скид забруднюючих речовин істотно перевищує встановлений рівень гранично допустимого скиду (ГДС), що призводить до забруднення водних об'єктів. Закриття підземних шахт, відкритих кар'єрів, в яких видобувалися корисні копалини, та їх затоплення, призводить до додаткового надходження забруднюючих речовин із підґрунтовими водами у придонні шари води поверхневих водойм [31].

1.2.1 Аналіз екологічного стану підземних джерел водопостачання.

Якісний стан підземних вод внаслідок значного антропогенного навантаження та господарської діяльності постійно погіршується. Це пов'язано з існуванням на території України близько 3 тис. фільтруючих накопичувачів стічних вод, а також з широким використанням мінеральних добрив та пестицидів. Найбільші проблеми в екологічному та якісному стані підземних вод присутні у Донбасі та Кривбасі (на території якого знаходиться КВК). Значну небезпеку в експлуатаційних свердловинах Західної України становить наявність фенолів (до 5–10 ГДК) [8, 9], а також підвищення мінералізації та зростання вмісту важких металів у підземних водах Криму [8]. Понад 50% питної води з підземних

джерел водопостачання не відповідає вимогам стандарту за органолептичними показниками [8, 9].

Прогнозні ресурси підземних вод питної якості розподілені на території України вкрай нерівномірно і становлять близько 22,5 млрд. м³ на рік (61,7 млн. м³ на добу), з яких 8,9 млрд. м³ (24,4 млн. м³ на добу) гідравлічно незв'язані з поверхневим стоком і становлять додаткову складову до поверхневого стоку.

Особливе занепокоєння у зв'язку з хімічним і бактеріологічним забрудненням викликає стан водопостачання сільського населення, яке в більшості випадків для питних потреб використовує воду підземних джерел водопостачання [8]. Четверта частина сіл України користується послугами централізованого господарсько-питного водопостачання. Понад 60% населення більшості областей в Україні споживають воду з криниць, вміст нітратів у яких у 1,5–30 разів перевищує нормативний рівень [9].

1.3 Еколого-технологічні аспекти підготовки питної води.

З метою попередження виникнення екологічних небезпек, пов'язаних із вмістом іонних домішок у питній воді понад нормативний рівень та зменшення ступеня екологічного ризику, вода, що надходить до централізованих систем господарсько-питного призначення, повинна проходити відповідну підготовку.

Технічні рішення підготовки питної води з поверхневих джерел включає такі основні стадії: коагуляція – фільтрація – знезараження [38].

Водопровідні станції з поверхневим водозабором мають досить різну потужність: від 3–5 тис. до 900 тис. м³ на добу. На водопровідних станціях середньої і великої потужності (понад 25 тис. м³/добу), в основному, застосовується схема підготовки питної води, яка включає горизонтальні відстійники і швидкі фільтри [38].

На очисних спорудах централізованого водопостачання м. Києва (Дніпровський і Деснянський водозабори) вода проходить двоступеневу очистку та знезараження. Завдяки активному використанню хлораміачних технічних рішень обробки води в останні три роки у питній воді, що подається в міські водопроводи, вміст хлороформу не перевищував гранично допустимі концентрації (≤ 60 мкг/дм³) і в середньому становив 20–30 мкг/дм³ [38].

До методів і способів, що використовуються в технічних рішеннях підготовки питної води з поверхневих джерел можна віднести: дистиляцію, іонний обмін (з використанням сертифікованих для підготовки питної води іонообмінних матеріалів), адсорбцію активованим вугіллям, фільтрацію, ультрафільтрацію, зворотний осмос, УФ [38].

1.3.1 Методи знезараження води в системах питного водопостачання.

За довідками МОЗ України щороку в Україні реєструються спалахи гострих кишкових інфекційних хвороб, збудники яких переносяться питною водою як нецентралізованого, так і централізованого водопостачання. За статистичними даними основними чинниками невідповідності якості питної води санітарно-гігієнічним нормативним вимогам вважаються: відсутність зон санітарної охорони (71%), необхідного комплексу очисних споруд (15%), знезаражуючих установок (18%) [40]. Отже, і на сьогодні однією з основних проблем, що потребує швидкого вирішення при підготовці питної води, є впровадження прогресивних методів знезаражування питної води.

Процес обробки води, що призводить до повного видалення патогенних і зниження загального числа мікроорганізмів, має назву знезараженням. Знезаражування може відбуватися хімічними (реагентними) та фізичними (безреагентними) методами. До основних реагентних методів знезаражування відносять: озонування, хлорування (обробку хлором і хлоровмісними реагентами – хлор-газом, гіпохлоритами натрію та кальцію, хлорним вапном, діоксидом хлору, хлорамінами), обробку солями важких металів та оксидантами (рідкими чи газоподібними); до безреагентних методів – УФ, вплив ультразвуку та високої температури. В розвинених країнах світу відбувається постійне впровадження альтернативних методів знезараження води з метою скорочення вмісту у питній воді хлорорганічних сполук, які надходять до неї в процесі використання хлору як основного реагента на стадії знезараження питної води в традиційних технічних рішеннях підготовки води (електрофорез, електрокоагуляція, електричний розряд, комплекси електричних впливів, гіперфільтрація, іонізуюче випромінювання) [38]. Всі методи знезаражування мають свої переваги та недоліки. Розглянемо деякі з них.

У 1901 р. фірмою «Сіменс» побудована перша гідростанція з озоною установкою у Вісбанді. Досить широкого розповсюдження озон отримав тільки протягом останніх 30 років [40, 41]. Озон отримують безпосередньо на очисних спорудах дією тихого електричного розряду на кисень повітря в озонаторі при напрузі більше 10 кВ. Отриману озоноповітряну суміш розчинюють у воді, а потім дозують в оброблювану воду. Отримання озону – енергоємний процес, тому обробка води озонуванням порівняно з хлоруванням набагато дорожчий процес [41].

Останнім часом широкого використання набуває метод УФ, який обмежений відсутністю оперативного контролю за процесом знезаражування, оскільки оцінку епідемічної безпечності води після УФ знезаражування можливо отримати тільки через 24 години при визначенні її колі-індексу. Крім того, надійне знезаражування УФ-опромінюванням можливо тільки після попереднього проведення процесу коагуляції. Існує

чітка залежність бактерицидного ефекту від мутності та кольоровості води, виду мікроорганізмів, їх кількості, дози опромінювання, типу установки, тому цим методом можливо обробляти лише підземні та очищені води [42]. Після обробки води УФ у воді не залишаються залишкові концентрації дезінфектанту, що обмежує використання цього методу, зокрема, в практиці централізованого питного водопостачання [43]. УФ перспективно застосовувати комплексно з іншими методами знезаражування [44].

Постійне зростання вимог щодо якості питної води та охорони природного навколишнього середовища на фоні інтенсивного забруднення джерел питного водопостачання зумовлюють необхідність пошуку альтернативних методів знезаражування, а саме способів, основаних на синергізмі дії двох чи декількох реагентів [45, 47 – 50].

Хімічні методи знезараження води, до яких належить введення гіпохлориту натрію, дозволяють здійснювати знезаражування води, але на відміну від хлору гіпохлорит не проявляє токсичних властивостей при дотриманні технологічних вимог під час його використанні [51–53]. Виготовлення гіпохлориту натрію на сьогоднішній день вимагає значних грошових витрат. Найбільш вигідним є одержувати гіпохлориту натрію безпосередньо на місці споживання за допомогою електролізу мінералізованої води [51].

Попри всі свої переваги УФ, гіпрохлорит натрію, діоксид хлору та озон не знайшли достатнього поширення у техніці водопідготовки, особливо у Росії та Україні. Основними причинами цього є як нестача електроенергії, на їх підготовку, складність експлуатаційного обладнання, так і те, що хімічні і навіть фізичні властивості водних розчинів, які утворюються при їх використанні, ще мало вивчені.

1.3.2 Методи коагуляції води в системах питного водопостачання.

Коагуляція – реагентна та безреагентна – процес, при якому відбувається зниження ступеня дисперсності колоїдно-розчинених домішок в результаті агломерації їх часток з утворенням макрофази. Для підготовки питної води реагентною коагуляцією використовуються наступні коагулянти: сульфат алюмінію ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$), сульфат заліза (II) ($FeSO_4 \cdot 7H_2O$), хлорид заліза (III) ($FeCl_3 \cdot 6H_2O$), гідроксохлорид алюмінію ($Al_2(OH)_5Cl$), метаалюмінат натрію ($NaAlO_2$). До безреагентної коагуляції належать електрокоагуляція та електрофорез [51].

Сутність електрокоагуляції полягає в тому, що руйнування колоїдних систем відбувається під дією електрофоретичного переміщення часток до відповідного електроду. На відміну від електрокоагуляції електрофорез не супроводжується руйнуванням колоїдних домішок, а полягає в їх концентруванні з наступним видаленням із зони впливу електричного поля. У зв'язку зі значними енергетичними затратами на

реалізацію цих методів, їх використання не знайшло значного впровадження на існуючих станціях підготовки питної води.

Реагентна коагуляція відбувається при утворенні твердої макрофази в процесі коагуляції за рахунок виділення на поверхні кристалічного зародку окремих молекул чи іонів з розчину. Тверда макрофаза, що утворюється внаслідок коагуляції колоїдного розчину, зазвичай, має аморфний стан та відрізняється малою густиною та механічною стійкістю. Процес коагуляції відбувається за рахунок порушення агрегатної стійкості колоїдних систем, яка обумовлена тим, що у даному колоїдному розчині всі колоїдні частки мають електричний заряд, однаковий за знаком. Оскільки між частками з однаковим за знаком заряду діють сили електростатичного відштовхування, взаємного поєднання таких часток не відбувається. Виникнення електричного заряду колоїдних часток обумовлено або адсорбцією ними з розчину іонів одного будь-якого знаку, або віддачею ними у розчин іонів також одного будь-якого знаку [51]. Коагулянти здатні осаджувати частинки розміром до 0,07 мкм., які не затримуються фільтрами [52].

При виборі коагулянтів в процесі підготовки питної води необхідно враховувати, що якість води в джерелах централізованого водопостачання залежить значною мірою від зміни хімічного складу природних органічних речовин, які можуть бути планктонного або болотного походження. Наявність у джерелі водопостачання різних природних органічних сполук впливає на ефективність коагуляційних і окислювальних процесів очищення води [54, 55]. Виявлено, що зі збільшенням кількості хлоридних груп у коагулянтах і підвищенням їх лужності збільшується ефективність коагулювальної дії окисульфатхлоридів відносно забарвлених та, особливо, закаламутнених вод. Подано рекомендації для практичного використання даної групи коагулянтів у процесах водопідготовки [56].

У лабораторії гігієни водопостачання та охорони водоймищ українського наукового гігієнічного центру МОЗ України (УНПЦ) останніми роками вивчено низку нових вітчизняних коагулянтів, які пропонуються на заміну традиційного коагулянту – сульфату алюмінію (III), зокрема, гігієнічній оцінці підлягали композитний коагулянт на основі сірчаноокислого алюмінію і пилоподібного природного алюмосилікату та коагулянт ЧК–5 – гідроксохлорида алюмінію 5/6 (аналог КЕС–7, який застосовується у системах водопідготовки господарсько-питного водопостачання Росії) [57]. Результати санітарно-хімічних і санітарно-бактеріологічних досліджень показали, що обидва коагулянти за ефективністю очищення не поступаються традиційному. Відомо, що негативним моментом при використанні коагулянтів, в основі яких є алюміній є надходження до оброблюваної води іонів алюмінію, вміст яких регламентується нормативними документами [9].

Слід зазначити, що саме від ефективності стадії коагуляції – видалення з вихідної води колоїдних часток, що обумовлюють її кольоровість та каламутність, і суттєве виведення солей жорсткості з

водної фази у тверду фазу (осад), забезпечує ефективність подальших стадій підготовки питної води, а як результат і якість питної води на виході.

Процес утворення часток твердої фази важкорозчинних сполук, як початковий у процесі осадкоутворення є найбільш складним із точки зору термодинаміки процесів, що відбуваються на стадії коагуляції. Оперативне управління цим процесом з урахуванням можливої сезонної зміни іонного складу вихідної води є ключовим для умов підготовки питної води на КВК.

Для оцінки термодинамічної можливості утворення часток твердої фази (нуклеації) розроблені і знаходять практичне застосування різні критерії: карбонатна жорсткість J_k , недостатня вуглекислота ΔCO_2 , рН насичення pH_s [60], індекс насичення Ланжелє I_s [61], індекс стабільності Різнара I_{st} [62], кристалізаційний напір η [63, 64]. Таке різноманіття критеріїв свідчить про те, що застосування їх на практиці не завжди забезпечує достовірну оцінку осадкоутворення у воді і можливість його кількісного прогнозування, що дає змогу стверджувати про необхідність наукового обґрунтування оперативного контролю та управління процесом осадкоутворення.

1.3.3 Методи фільтрування води в системах питного водопостачання.

Фільтруванням називають процес освітлення води шляхом пропуску її через пористий матеріал, на поверхні і в порах якого затримуються грубодисперсні домішки. Апарат, у якому проводиться фільтрування, називається фільтром, а пористий матеріал, що міститься в ньому, – фільтруючим середовищем або фільтруючим матеріалом. Фільтри, що служать для цілей освітлення води, називаються освітлювальними або механічними фільтрами [57].

Фільтрування води відбувається під впливом різниці тиску над шаром фільтруючого матеріалів та під ним. По досягненні граничного забруднення фільтри виводяться з роботи і промиваються. Час роботи фільтру між двома послідовними промиваннями називається його робочим періодом або фільтроциклом. Для експлуатації бажана найбільша тривалість фільтроциклу, але не менше 8 год. Як фільтрувальні матеріали застосовують подрібнений антрацит (0,8 – 1,5 мм), кварцовий пісок (0,5 – 1 мм) з вмістом SiO_2 не менше 96%, а також керамзит (0,8 – 1,5 мм). Слід враховувати, що кварцовий пісок розчиняється в лужному середовищі води, збагачуючи профільтровану воду кремнієвою кислотою [51].

Для фільтрування води використовують також метод зворотного осмосу та ультрафільтрацію. Ультрафільтрація води, як і зворотній осмос базується на пропусканні води, під тиском крізь мембрану з величиною отворів від 0,002 до 0,1 мкм, при цьому відбувається повне видалення завислих речовин; дезінфекція (видалення 99,99% бактерій і вірусів); освітлення води (зниження каламутності та кольоровості води); очищення

води від заліза і мангану; ефективне видалення колоїдного кремнію і органічних речовин, зберігаючи сольовий склад природної води.

У воді поверхневих джерел водопостачання міститься значна кількість високомолекулярних органічних речовин, які можуть блокувати пори зворотно осмотичних мембран, тому доцільно використовувати її з попередньою ультрафільтрацією.

Для досягнення ефективною продуктивності мембрани зворотно осмотичних систем та систем ультрафільтрації, вода на неї повинна надходити під тиском від 3,5 до 6 атмосфер. Такого тиску можливо досягти впровадженням додаткових насосів підвищення тиску.

Незважаючи на всі свої переваги щодо доведення рівня іонних домішок в питній воді до рівня ГДК, ці методи фільтрування води використовуються вкрай рідко внаслідок значних матеріальних витрат на їх експлуатацію.

Дослідження в області розрахунку технологічних параметрів роботи водоочисних фільтрів, переваги реалізації процесу фільтрування при очищенні води в напрямку зростаючої швидкості (зменшуються площі перерізу фільтруючого завантаження) розглянуті в [59].

При використанні методики технологічного моделювання експериментально досліджено та зпівставлено халцедон і кварцовий пісок як фільтруючі матеріали. Показано, що халцедон перевершує кварцовий пісок за затримуючою здатністю щодо видалення з води домішок при коагуляції, що пов'язано, в основному, зі структурними характеристиками фільтруючих матеріалів [67].

1.3.4 Традиційні технічні рішення підготовки питної води в Україні.

Традиційні технічні рішення підготовки питної води (коагуляція – відстоювання – фільтрування – знезараження), що застосовуються на більшості водопровідних станцій з поверхневим водозабором в Україні, розраховані на доведення рівня іонних домішок в питній воді до нормативного [9] лише за умови загальної низької забрудненості вихідної води, але в умовах високого антропогенного навантаження на водойми водопровідні станції не в змозі довести якість питної води до вимог нормативів [35].

Основними недоліками використання традиційних технічних рішень підготовки питної води є [39]:

- значне коливання якості очищеної питної води;
- великі габарити і ресурсоемність обладнання;
- імовірність утворення небезпечних канцерогенних речовин при знезараженні води реагентами, які містять хлор;
- споживання значної кількості дорогих хімічних реагентів, а також необхідність в організації їх зберігання та підготовки;

- застосування різноманітних реагентів постійно призводить до виникнення ризику утворення продуктів перетворення хімічних сполук.

Широке застосування в технічних рішеннях підготовки питної води хлору призводить до утворення дуже небезпечних хлорорганічних сполук, які мають канцерогенні та мутагенні властивості [24]. В окремі періоди року концентрації, наприклад, хлороформу у водопровідній воді в 3–5 разів перевищують граничний рівень [24]. Те ж саме можна сказати і про алюміній – речовину, яка завдає значної нейрогенної дії на людський організм. У ході коагуляції води сполуками алюмінію вміст іонів цього металу в питній воді, особливо в період паводку і цвітіння водойм, може збільшуватися в два і більше разів порівняно з нормованою концентрацією.

Накопичені за останні роки дані свідчать про практично повсюдне погіршення санітарно-технічного стану розподільних водопровідних мереж і можливості, у зв'язку з цим, забруднення в них питної води, що неухильно веде до імовірності погіршення екологічного стану країни.

Стан водопостачання та якість питної води не викликають сумніву в необхідності вдосконалення традиційних технічних рішень підготовки питної води, що може досягатися шляхом застосування високоефективних коагулянтів, флокулянтів, сильних окислювачів і сорбентів вітчизняного та закордонного підготовки, чи взагалі впровадження нових технічних рішень виробництва питної води.

Оскільки забезпечення населення якісною питною водою – це комплексна проблема і повинна охоплювати заходи правового, екологічного, економічного, організаційного та науково-технічного характеру, то до термінових заходів в цьому напрямку необхідно віднести [69, 70]:

- удосконалення існуючих систем водопостачання, приведення їх у відповідність до стану джерел водопостачання;
- впровадження нових ефективних технічних рішень і методів підготовки питної води;
- розвиток альтернативних способів водопостачання.

РОЗДІЛ 2

МЕТОДОЛОГІЯ ПРОВЕДЕННЯ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ЩОДО ДОВЕДЕННЯ ВМІСТУ ІОННИХ ДОМІШОК В ПИТНІЙ ВОДІ ДО РІВНЯ НОРМАТИВНИХ ВИМОГ

2.1 Планування проведення експериментальних досліджень реагентного пом'якшення води КВ.

Нами було визначено необхідність проведення лабораторних досліджень впливу різноманітних реагентів при введенні їх у воду КВ на стадії коагуляції для забезпечення утворення осаду солей жорсткості. При цьому необхідно врахувати, що іони кальцію і магнію в умовах КВ присутні не лише у вигляді вільних гідратованих іонів, а і у формі комплексних іонів з ЕДТА. Тому реагентна обробка такої води повинна забезпечувати хоча б часткове руйнування цих комплексних сполук для ефективного пом'якшення води.

Всі експериментальні дослідження проводилися на природній воді КВ та воді після коагуляції в лабораторних умовах КВК з врахуванням плану-графіку відомчого лабораторного контролю за якістю питної води та джерела централізованого господарчо-питного водопостачання затверджений головним інженером ДПП «Кривбаспромводопостачання» та узгоджений головним санітарним лікарем м. Кривий Ріг.

Контроль показників якості води: рН, загальної жорсткості (Ж), концентрації сульфатів та загального солевмісту визначалися у відповідності з діючими на підприємстві методиками [84–87]. Для обробки вихідної води та води після коагуляції з метою зниження у ній вмісту солей жорсткості використовувались наступні реагенти: карбонат натрію – Na_2CO_3 , гідрокарбонат натрію – $NaHCO_3$, фосфат натрію – $Na_3PO_4 \cdot 12H_2O$, фторид натрію – NaF , сульфат заліза (II) – $FeSO_4$ та їх композиції, з різним часом експозиції (40 хв., 1, 2, 4 год. та одна доба). Кількість дослідів визначалась із умов досягнення значень обраних показників на рівні вимог ДСанПіН 2.2.4–171–10, що обумовило необхідність проведення 166 експериментальних дослідів реагентної обробки вихідної води. Аналіз якості води за санітарно-бактеріологічними показниками, виконувався у відповідності з діючою на підприємстві методикою [95].

2.2 Методика проведення експериментальних досліджень виведення іонних домішок з води КВ методом іонного обміну.

Для проведення експериментальних досліджень було створено лабораторні установки пом'якшення води КВ з використанням фільтрів змішаної дії (рис. 2.1) та послідовним використанням катіонітових та аніонітових іонообмінних фільтрів на стадії іонування (рис. 2.2). Для проведення експериментальних досліджень та створення лабораторних

установок використовувався скляний лабораторний посуд та обладнання [124].

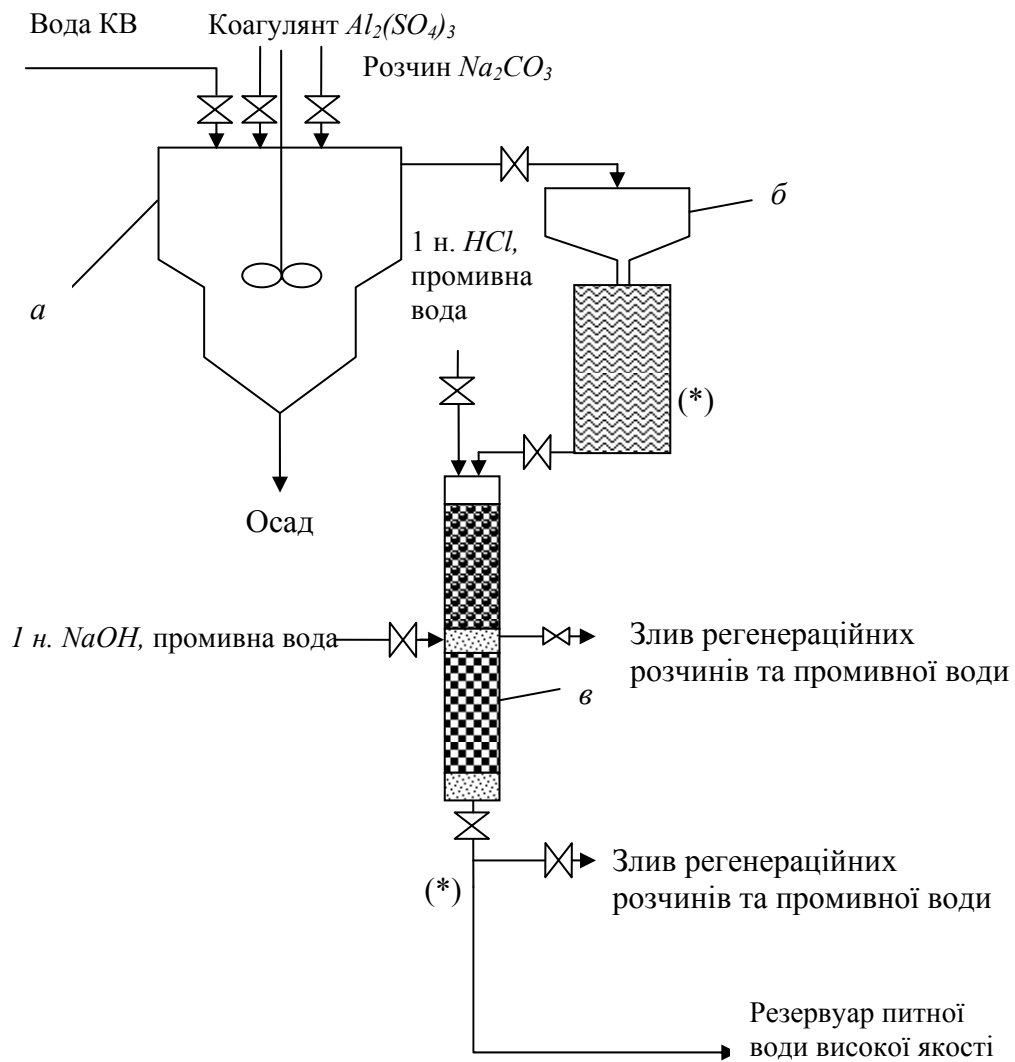


Рис. 2.1. Схема лабораторної установки пом'якшення води КВ ((* – місця відбору проб): 1 – змішувальна ємність; 2 – фільтр; 3 – фільтр змішаної дії.

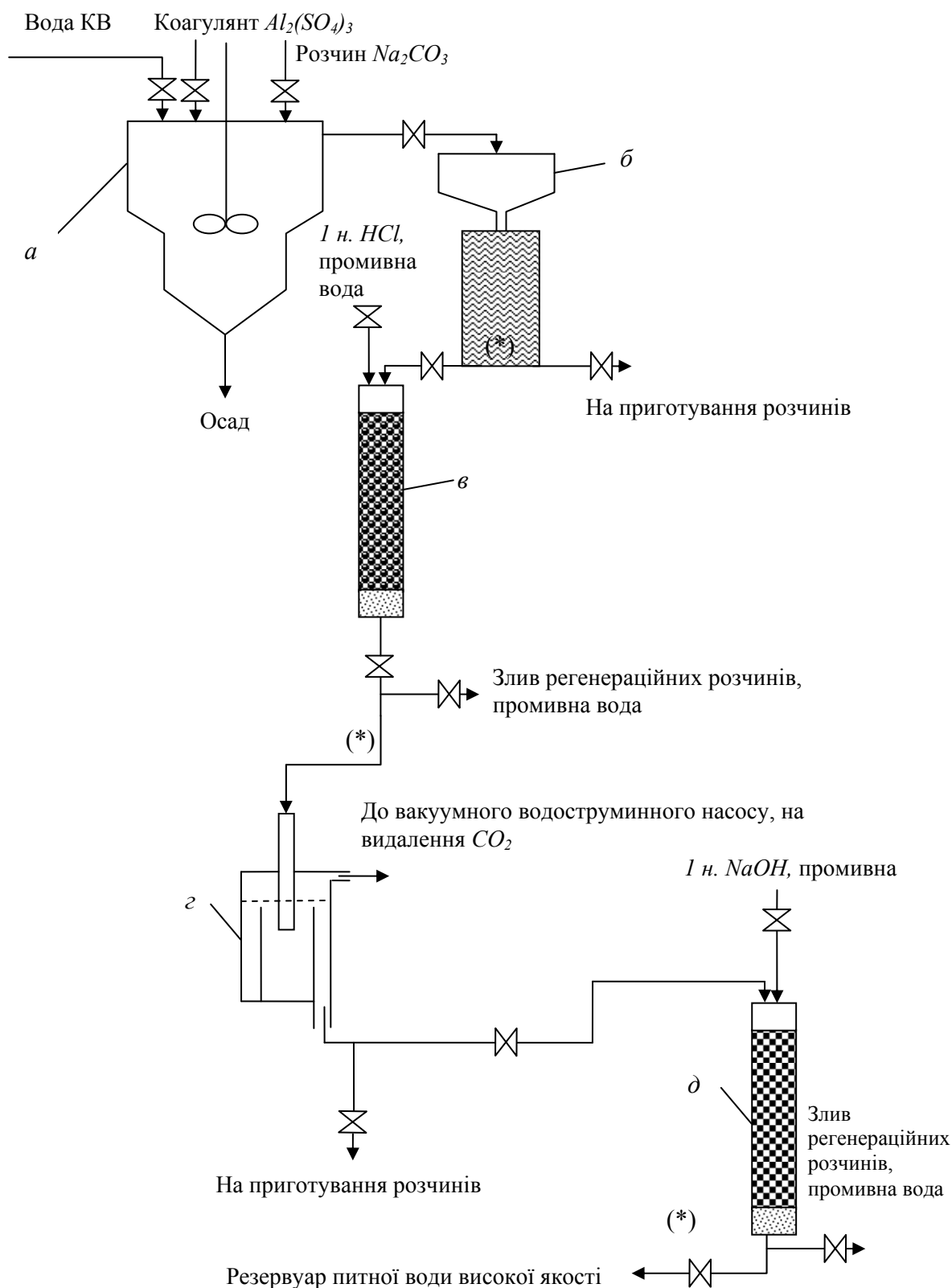


Рис. 2.2. Схема лабораторної установки пом'якшення води КВ (*): 1 – змішувальна ємність; 2 – фільтр; 3 – катіонообмінний фільтр; 4 – декарбонізатор; 5 – аніонообмінний фільтр.

Для проведення експериментальних досліджень використовувались наступні іонообмінні смоли: сильнокислотний універсальний катіоніт КУ–2–8 (Україна), сильнокислотний катіоніт Levatit S 100 (Франція)

високоосновний аніоніт АВ–17–8 (Україна) та слабоосновний аніоніт АН–31 (Україна). Експериментальні дослідження проводилися на природній воді КВ та воді після стадії коагуляції із застосуванням, як штатного коагулянту, так і додаткової реагентної обробки, в лабораторних умовах КВК.



Рис. 2.3 Завантаження води в іонообмінний фільтр.

Замочування катіонітів та аніонітів у дистильованій воді проводилась протягом доби. Регенерація катіонітів проводилась розчином HCl 1н в об'ємі 1,25 мл на 1 мл катіоніту зі швидкістю протікання – 10 мл/хв. Відмивка катіонітів відбувалась дистильованою водою в об'ємі 10–12 мл води на 1 мл катіоніту з максимально можливою швидкістю протікання. Регенерація аніонітів проводилась розчином $NaOH$ 1н в об'ємі 1,25 мл на 1 мл аніоніту зі швидкістю протікання – 10 мл/хв. Відмивка аніонітів відбувалась дистильованою водою в об'ємі 10–12 мл води на 1 мл аніоніту з максимально можливою швидкістю протікання. Катіонування води проводилося зі швидкістю 20 мл/хв. Декарбонізація води проводилась вакуумно-ежекційним методом із застосуванням водоструминного насосу. Аніонування води проводили зі швидкістю 20 мл/хв.

2.3 Методика визначення швидкості утворення твердої фази важкорозчинних сполук на стадії коагуляції.

2.3.1. Дослідження залежності складу рідкої фази від розміру рівноважного зародка твердої фази.

Дослідження проводилися в ізотермо-ізобаричних умовах у системах $Ca(NO_3)_2 - Na_2SO_4 - H_2O$ при спостереженні утворення твердої фази двухводного кристалогідрату сульфату кальцію ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$).

Для підготовки вихідних розчинів використовувалися перекристалізовані відповідні солі і кислоти кваліфікації «х.ч.». Діапазон концентрацій солей і кислот у досліджуваних розчинах – $2,5 \cdot 10^{-3} \div 0,25$ моль/л. Після змішування певних об'ємів відповідних вихідних розчинів солей, які забезпечували задане пересичення розчину по речовині, що кристалізується, проби термостатувалися при перемішуванні з постійною швидкістю ($Re \approx 2000$) в режимі близькому до режиму експлуатації реактора ідеального змішування при температурах $25 \pm 1^\circ\text{C}$ і $50 \pm 1^\circ\text{C}$.

Рівноважні концентрації осадкоутворюючих іонів визначали з урахуванням утворення в розчині усіх видів іонних асоціатів як в [96–99]. Розчинність досліджуваних важкорозчинних сполук визначалася з добутку розчинності речовин, що кристалізуються при відповідній температурі [96,97].

Для достовірної оцінки пересичення розчинів за речовиною, що кристалізується, рівноважні концентрації відповідних іонів визначалися з урахуванням утворення всіх можливих іонних асоціатів у розчині [96, 97], шляхом розв'язання системи рівнянь, що складаються з рівнянь дисоціації, матеріального балансу та електронейтральності.

Термодинамічні константи рівноваги, що входили до систем рівнянь визначалися за формулою [100]

$$K_i = \exp\left[-\frac{\Delta_r G_i(T)}{RT}\right] \quad (2.1)$$

Зміни ізобарно-ізотермічного потенціалу $\Delta_r G_i(T)$ для розглянутих реакцій визначалися за допомогою рівняння

$$\Delta_r G_i(T) = \sum_j \nu_j \Delta_f G_j^0(T)_{\text{прод}} - \sum_i \nu_i \Delta_f G_i^0(T)_{\text{исх}} \quad (2.2)$$

Відповідно до [109] вільна енергія утворення іонів водню визначалася на підставі розрахункових значень енергії утворення для іонів гідроксилу, експериментальних даних за іонним добутком води K_w і значень енергії утворення для води.

Коефіцієнти активності іонів у розчинах розраховувалися за модифікованим рівнянням Дебая-Хюккеля [111] з урахуванням спільного перебування в розчині [112], а для нейтральних іонних асоціатів за формулою [113]

$$\lg f_0 = -\frac{S^* \sqrt{I}}{1 + B^* r_i \sqrt{I}}, \quad (2.3)$$

де f_0 – коефіцієнт активності іонного асоціату;

S^* , B^* – постійні, що характеризують розчинник;

r_i – радіус іонного асоціату;

I – іонна сила розчину.

Про концентрацію твердої фази відповідних солей, що утворилася в розчині судили по зміні концентрацій катіонів та аніонів у розчинах, які визначалися за відомими методиками [115].

Такий же підхід і методики дослідження використовувалися при вивченні індукційних періодів процесу гомогенної кристалізації з розчинів, визначенні граничних пересичень розчинів.

2.3.2. Визначення розмірів кристалів, що зароджуються у розчині і їх гранулометричного складу.

Згідно результатів проведеного порівняльного аналізу [116, 117] методів дослідження розмірів зародків твердої фази, що утворюються, в якості основного показника був обраний середньомасовий розмір часток (r_w), що виникають в розчині, який визначався спектрофотометричним методом, заснованим на теорії Мі [118, 119]. Цей метод знайшов широке застосування в практиці хімічних досліджень різних дисперсних систем [120 – 122].

Спектр каламутності досліджуваних розчинів знімався на спектрофотометрі СФ–18 в діапазоні довжин хвиль 400–750 нм., на основі якого будувалася залежність $lgD = f(lg\lambda)$, (де D – оптична густина розчину, λ – довжина хвилі світлового променя). На лінійній ділянці цієї залежності визначався тангенс кута нахилу (n), який є складною функцією розмірів зважених дрібнодисперсних частинок і відносного показника заломлення [117, 118]. Величина $n = n(\alpha)$, в якій

$$\alpha = \frac{2\pi r_w \mu_0}{\lambda}, \quad (2.4)$$

де μ_0 – показник заломлення розчинника, який для різних значень відносного показника заломлення табульований в [117].

Усі досліди для різних концентрацій вихідних речовин досліджуваних систем повторювалися багато разів (не менше 25 разів для кожної вихідної величини пересичення розчину). За результатами вимірювань і обчислень проводилася статистична обробка отриманих результатів [123]. Визначалося середнє значення середньомасового розміру часток (\bar{r}_w), середня квадратична помилка вимірювань

$$S_n = \sqrt{\frac{\sum_i (\Delta r_{wi})^2}{n-1}}, \quad (2.5)$$

і середньоквадратична помилка середнього

$$S_{\bar{n}} = \sqrt{\frac{\sum_i (\Delta r_{wi})^2}{n(n-1)}}. \quad (2.6)$$

Похибка результатів вимірювань визначали з використанням критерію Стьюдента t_{an} для рівня імовірності 0,95, як

$$\Delta r_w = t_{an} S_{\bar{n}}. \quad (2.7)$$

Таким же чином піддавалися статистичній обробці всі результати експериментальних досліджень.

Гранулометричний розподіл часток твердої фази за розмірами визначали сідентаційним аналізом, проведеним за допомогою торсіонних ваг типу ВТ–150 [125]. За результатами сідентаційних досліджень будувалися гістограми розподілу часток твердої фази за розмірами для всіх досліджуваних систем.

РОЗДІЛ 3

СТРУКТУРИЗАЦІЯ ПРОТИДІЇ ДЖЕРЕЛАМ ЕКОЛОГІЧНОЇ НЕБЕЗПЕКИ В УМОВАХ ДІЮЧИХ СТАНЦІЙ ПІДГОТОВКИ ПИТНОЇ ВОДИ

3.1. Критерії оцінки ступеню екологічного ризику від провадження господарської діяльності у сфері питного водопостачання.

Критерії, за якими оцінюється ступінь екологічного ризику від провадження господарської діяльності у сфері питного водопостачання, установлюються з метою проведення оцінки господарської діяльності, пов'язаної із забезпеченням надійності водопостачання, безпеки для життя і здоров'я населення, із запобіганням виникненню загрози навколишньому природному середовищу, на основі яких визначається ступінь екологічного ризику – високий, середній та незначний [84].

До критеріїв, стосовно екологічної ситуації, належать:

- оцінка ефективності заходів щодо запобігання виникненню надзвичайної екологічної ситуації;
- оцінка ефективності заходів щодо надійного забезпечення споживачів послугами питного водопостачання, що враховують рівень загрози виникнення негативних екологічних наслідків для населення, навколишнього природного середовища від провадження зазначеної господарської діяльності.

Критеріями віднесення суб'єктів господарювання до групи суб'єктів з високим ступенем екологічного ризику є наявність у них об'єктів:

- питного водопостачання, зокрема водозабірних споруд, очисних споруд, насосних станцій, водопровідних мереж, резервуарів і водонапірних башт;
- віднесених відповідно до законодавства до категорій потенційно небезпечних і підвищеної небезпеки;
- провадження діяльності із забезпечення питною водою за допомогою розподільних водопровідних мереж, пов'язаних єдиним технологічним процесом виробництва та транспортування питної води.

Згідно вищевказаних критеріїв [84] КВК відноситься до суб'єктів господарювання з високим ступенем екологічного ризику. Тому необхідно провести визначення ефективності наявних ресурсів захисту, в умовах КВК, щодо запобігання виникненню надзвичайної екологічної ситуації.

Оперативне управління процесами забезпечення екологічної надійності систем водопостачання нерідко пов'язане з проблемами вибору управлінських рішень в умовах швидкої і глибокої зміни чинників, що впливають на надходження до споживачів води у заданому об'ємі й оптимальної якості. Для об'єктивного і оперативного реагування на негативні зміни цих чинників недостатньо даних моніторингових спостережень. Велике значення має можливість швидкого аналізу

потенційних сценаріїв розвитку кризових ситуацій і вибору найбільш відповідного (за економічними й екологічними ознаками) варіанту управлінських рішень. Таку можливість надають методи комплексної оцінки стану системи і можливості появи ризику. Відповідно в цих умовах зростають вимоги до оперативності та обґрунтованості управлінських рішень, оскільки будь-які зволікання чи нераціональні дії неминуче призводять до збільшення втрат і витрат [84].

Практичним підтвердженням ефективності такого підходу є розробка ряду автоматизованих систем підтримки управлінських рішень з регіональної безпеки. Зокрема, в Україні було створено систему «Інформ-Чорнобиль» [85] для управління комплексними заходами з ліквідації наслідків Чорнобильської катастрофи, а також систему «Центр» [83] для прогнозного моделювання обстановки та управління силами і засобами у зонах хімічного зараження, радіоактивного забруднення, катастрофічних затоплень, сейсмічних руйнувань та ін. Для інформаційного забезпечення заходів із захисту населення і територій від джерел екологічних небезпек створено першу чергу Урядової інформаційно-аналітичної системи з питань НС [86]. На Заході функціонують відомі аналогічні системи IRIS (Німеччина), RIMNET (Великобританія), ARAC (США) та інші, що забезпечують постійний контроль за радіаційно-небезпечними об'єктами, прогнозуванням і аналізом наслідків можливих чи реальних аварійних ситуацій, інформаційну підтримку захисних заходів [83].

3.2 Структуризації процесів виникнення, розвитку та протидії джерелам екологічної небезпеки для об'єктів питного водопостачання.

Формалізований опис процесів розвитку і протидії джерелам ЕН відображається, як встановлення системоутворюючих причинно-наслідкових зв'язків між джерелами ЕН, об'єктами ураження і ресурсами захисту. Оскільки ці казуальні зв'язки призводять до зміни станів і властивостей взаємодіючих компонентів, застосовують подієвий підхід для їхнього визначення [87–89]. Джерела екологічної небезпеки — це такі джерела, які створюють умови до зміни стану природного навколишнього середовища, коли не гарантується запобігання виникнення небезпеки для здоров'я людини. Подією називається стрибкоподібна зміна властивостей того чи іншого компонента, під час якої він переходить у якісно новий стан. Кожна подія відбувається під впливом взаємозумовлених зовнішніх і внутрішніх факторів. Перші спрямовані на компонент з боку оточуючого його середовища, другі — із середини компонента. За природної властивості кожний компонент або створює опір несприятливим впливам зовнішнього середовища, або навпаки — переходить у стан, небезпечний для цього середовища. Результати взаємодії компонентів під впливом зовнішніх і внутрішніх факторів проявляються у вигляді послідовних подій, що характеризують процеси розвитку і протидії джерелам екологічних небезпек. Кожна з цих подій реалізує певний казуальний

зв'язок між станом-причиною і одним із можливих станів-наслідків взаємодіючих компонентів.

Виходячи з викладеного раніше, можна сказати, що процеси появи джерел екологічних небезпек можна представити у загальному вигляді орієнтованим мультиграфом [87–89]:

$$\Sigma = (C, P), \quad (3.1)$$

вершини C якого відповідають якісно різним станам складових компонентів джерел екологічних небезпек, а дуги P — альтернативним подіям, що відбуваються при зміні цих станів, вони ж є критеріями, які визначають екологічну безпеку в умовах КВК.

Складові компоненти екологічних небезпек утворюють взаємозалежну тріаду [87–89]

$$C = \{V, X, Z\}, \quad (3.2)$$

де: $V = \bigcup_{\gamma} V_{\gamma}$ — множина джерел небезпеки;

$X = \bigcup_{\alpha} X_{\alpha}$ — множина об'єктів ураження;

$Z = \bigcup_{\beta} Z_{\beta}$ — множина ресурсів захисту.

Зміна станів цих компонентів відбувається під дією факторів

$$P = \{U, R\}, \quad (3.3)$$

де U — множина непересічних підмножин вражаючих впливів W і захисних заходів M ;

R — множина внутрішніх факторів ураження Q і захисту F .

Фактори W і Q викликають переходи компонентів у небажані стани, а фактори M і F — у бажані.

Графова модель протидії джерелам екологічних небезпек була побудована для КВК. Побудову графової моделі проводили у три етапи [81,83].

На першому етапі було проведено структурування критеріїв джерел екологічної небезпеки, а саме всебічне обстеження заданого об'єкту для виявлення альтернативних джерел екологічної небезпеки — V_{γ}^i ; потенційних об'єктів ураження — X_{α}^i ; наявних ресурсів захисту — Z_{β}^i . Структурований вигляд наявності цих критеріїв наведено у табл. 3.1.

Таблиця 3.1 — Структуризація критеріїв, які визначають екологічну безпеку для КВК.

Джерела екологічної небезпеки, V_γ	Об'єкти ураження, X_α	Ресурси захисту, Z_β
V_γ^1 – стан притоків водосховища	X_α^1 – стан води в водосховищі	Z_β^1 – технічні рішення підготовки питної води
V_γ^2 – аварії на підприємствах, що скидають води у притоки водосховища	X_α^2 – біота водосховища	Z_β^2 – організація постачання питної води з інших джерел
V_γ^3 – активний розвиток водоростей у водосховищі	X_α^3 – питна вода приготована за технічними рішеннями водопровідного комплексу	Z_β^3 – створення нових технічних рішень підготовки питної води *
V_γ^4 – замор риби		
V_γ^5 – комплекс споруд водопровідного комплексу		
V_γ^6 – комунікації постачання питної води		

Примітка. * – розглядалося як можливо потенціальний ресурс захисту

На початку побудови графової моделі розроблялися можливі сценарії прояву небезпечних екологічних факторів, які впливають на стан води в КВ та на екологічний стан водоймища в цілому, а отже, як наслідок, на стан питної води.

Для оцінки вихідних станів джерел екологічних небезпеки, які можуть виникнути в середовищі об'єктів ураження, було використано показник загрозливості – V^p . Основні джерела екологічних небезпек, для умов КВ, було взято з табл. 3.1, взаємозв'язок та можливі сценарії розвитку цих джерел в об'єктах ураження відображено на рис. 3.1.

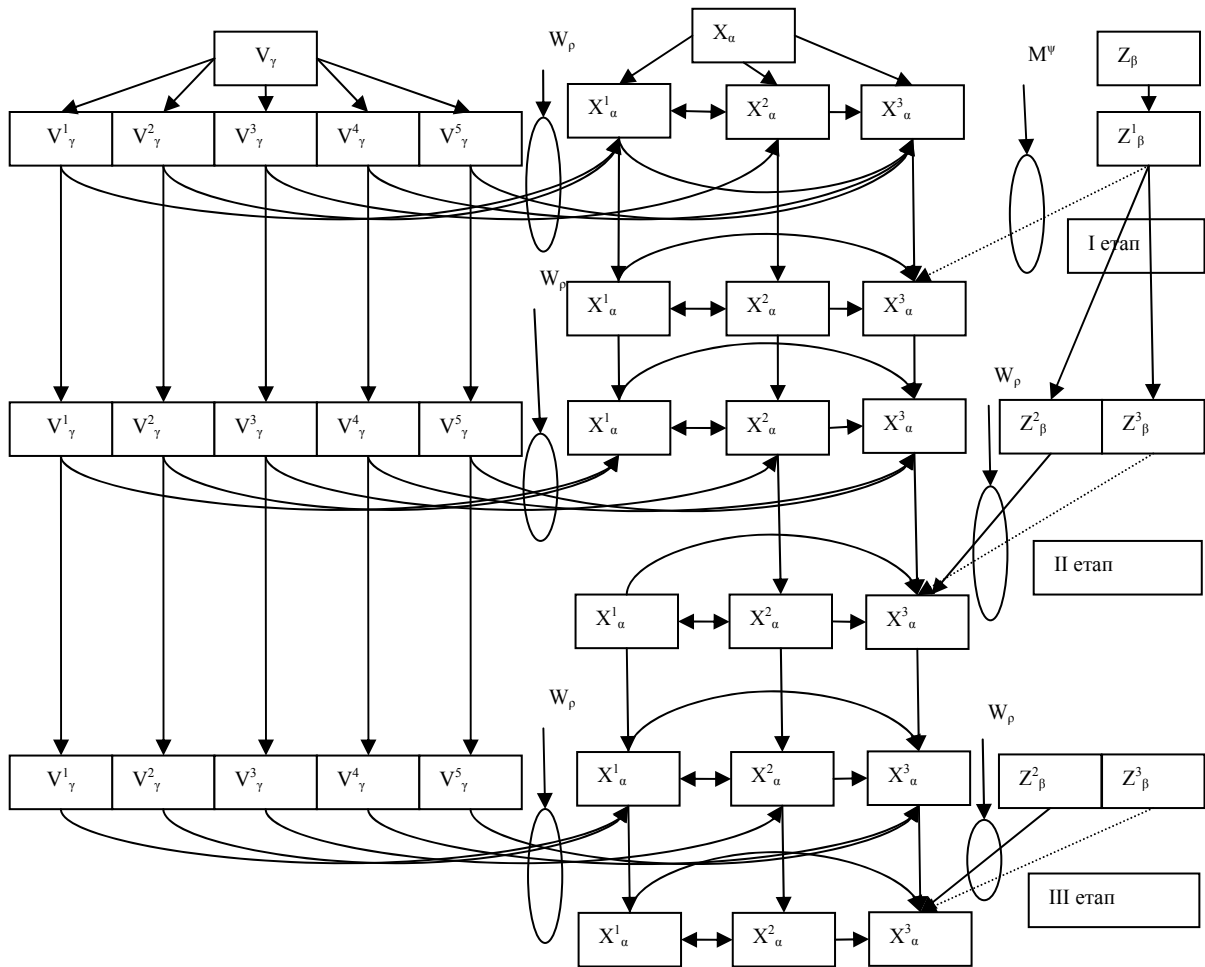


Рис. 3.1. Структуризація процесів виникнення, розвитку та протидії джерелам екологічної небезпеки для об'єктів питного водопостачання

При цьому стан джерел характеризувався за найбільш важкими сценаріями здатності їх формувати зони ризику (рис. 3.1).

Переходи джерел у ці стани спричиняються факторами $Q^ρ$

$$Q^ρ = V_γ \rightarrow \bigcup_{ρ=1}^h X_α^{ρ ε} . \quad (3.4)$$

де $X_α^{ρ ε}$ – показники уразливості, що характеризують можливі погіршення стану води в КВ при невиконанні попереджувальних заходів. Заходи щодо попередження появи джерел ЕН повинні бути спрямовані на організацію підготовки питної води з якістю, що відповідає вимогам чинних санітарних норм, в умовах наявності джерел ЕН за існуючими технічними рішеннями її підготовки.

На сьогоднішній день технічні рішення підготовки питної води на КВК є єдиним ресурсом, який може бути використаний в якості первинного попереджувального заходу і тим самим запобігти можливості появи джерел екологічної небезпеки.

Дія вражаючих впливів – W^p на населення, внаслідок вживання неякісної питної води визначалася, як

$$W^p : V_\gamma^p \times X_\alpha \rightarrow \bigcup_{\varepsilon=1}^{\alpha} X_\alpha^{p_\varepsilon} . \quad (3.5)$$

де V_γ^p – показник загрозливості;
 $X_\alpha^{p_\varepsilon}$ – показник уразливості;
 X_α — об'єкти ураження.

Під загрозою вражаючих впливів на населення внаслідок вживання неякісної питної води розуміється – інфекційні захворювання, отруєння та, як наслідок, погіршення екологічної обстановки в регіоні.

Для запобігання можливих втрат необхідно розробити варіантні попереджувальні заходи і відповідні угруповання ресурсів для їхньої реалізації. В цьому випадку такими є:

1. Оцінка залишкового потенціалу існуючої технічних рішень підготовки питної води, щодо протидії джерелам ЕН.
2. Організація альтернативного постачання питної води з інших джерел.
3. Розробка та впровадження нових технічних рішень підготовки питної води, здатних забезпечити її якість на нормативному рівні у будь-який період розвитку джерел ЕН та мати необхідний запас технологічної міцності щодо можливого погіршення стану вихідної води.

Після проведення попереджувальних заходів за допомогою існуючих ресурсів захисту визначався новий стан питної води. При цьому оцінка нового стану виконувалася за допомогою показника опірності X_α^{pv} , що характеризує можливості об'єктів чинити протидію очікуваним вражаючим впливам за допомогою попереджувальних заходів. Переходи об'єктів у нові стани реалізуються під дією зовнішніх факторів у вигляді попереджувальних заходів M^ψ

$$M^\psi : Z_\beta^\psi \times X_\alpha^{p_\varepsilon} \rightarrow \bigcup_{v=1}^b X_\alpha^{\psi_v} . \quad (3.6)$$

де X_α^{pv} – показник опірності;
 $X_\alpha^{p_\varepsilon}$ – показник уразливості;
 Z_β^ψ – ресурси захисту.

Для зменшення первинних втрат в умовах наявності джерел ЕН необхідно розробити заходи та встановити необхідні угруповання ресурсів для їхньої реалізації, будь то забезпечення населення привозною питною водою, чи питною водою з інших джерел водопостачання. Ці дії будуть тягнути за собою певні матеріальні витрати, які кількісно вже будуть перевищувати витрати на попереджувальні заходи на початковому етапі

розвитку джерел ЕН. Застосування нових технічних рішень підготовки питної води як ресурсу захисту на даному етапі не можливе, оскільки потребує значних часових витрат на їх впровадження.

Розробка нових технічних рішень підготовки питної води, може бути основним та дієвим ресурсом захисту, населення від впливу джерел ЕН за участю об'єкту питного водопостачання.

Згідно з розпорядженням «Про взаємодію Криворізького районного відділу ГУ ДСНС України в Дніпропетровській області та Державного промислового підприємства «Кривбаспромводопостачання» щодо запобігання і реагування на надзвичайні ситуації техногенного та природного характеру встановлено, що віднесення подій до надзвичайних ситуацій здійснюється ГУ ДСНС України в Дніпропетровській області за погодженням із Державним промисловим підприємством «Кривбаспромводопостачання» Цим же розпорядженням затверджено:

1. Повідомлення про виникнення або загрозу виникнення надзвичайної екологічної ситуації та ліквідації її наслідків на території Криворізького району в якому відображається: кількість людей, які знаходяться в зоні події; шкода, заподіяна населенню, масштаби пошкодження довкілля; кількість та стан потерпілих, у тому числі кількість загиблих, захворілих; вказуються сили, що залучаються (залучались) для ліквідації НС (осіб – з них працівників ДСНС, одиниць техніки – з них тієї, що належить ДСНС, інші сили (МО, МВС, МОЗ і та ін.)); оцінка матеріальних збитків, завданих НС (вказувати первинну оцінку або за результатами роботи комісій, відповідних актів); матеріальні витрати на ліквідацію НС.

2. Дислокацію та розрахунок сил і засобів Криворізького районного відділу ГУ ДСНС України в Дніпропетровській області до складу яких входять: аварійно-технічна команда технологічного обладнання; аварійно-технічна команда водопровідних мереж; аварійно-технічна команда електромереж; Артемівська насосна станція; склад хлору ДПП «Кривбаспромводопостачання».

3. Телефонні номери для взаємного інформування і організації взаємодії в разі загрози або виникнення екологічного забруднення, пов'язаного з водним фактором.

4. При виникненні надзвичайної ситуації (події), яка виникла на підприємстві, черговий диспетчер ДПП «Кривбаспромводопостачання» негайно подає до Криворізького районного відділу ГУ ДСНС України в Дніпропетровській області інформацію про виникнення надзвичайної ситуації (події). В подальшому інформація по мірі ускладнення обстановки та ліквідації надзвичайної ситуації (події) передається станом на 5.00, 11.00, 17.00, 20.00 щоденно до ліквідації надзвичайної ситуації (події).

5. Криворізький районний відділ ГУ ДСНС України в Дніпропетровській області негайно інформує Державне промислове підприємство «Кривбаспромводопостачання» про загрозу або виникнення

надзвичайної ситуації (події) в зоні відповідальності ДПП «Кривбаспромводопостачання».

6. Контроль за виконанням розпорядження покласти на провідного фахівця з питань попередження НС Криворізького районного відділу ГУ ДСНС України в Дніпропетровській області та головного інженера Державного промислового підприємства «Кривбаспромводопостачання».

Схематично порядок взаємодії органів та підрозділів районного відділу ГУ ДСНС України в Дніпропетровській області та Державного промислового підприємства «Кривбаспромводопостачання» щодо запобігання і реагування на надзвичайні ситуації техногенного та природного характеру наведено на рис. 3.2.



Рис. 3.2. Схема взаємодії органів та підрозділів міністерств та відомств Дніпропетровської області з Державним промисловим підприємством «Кривбаспромводопостачання» щодо реагування на екологічну небезпеку

Як видно із схеми під час реагування на екологічну небезпеку, пряма взаємодія існує лише взаємодія між підрозділами ГУ ДСНС України в Дніпропетровській області та ДПП «Кривбаспромводопостачання», щодо взаємодії з іншими відомствами існує лише односторонній зв'язок. Тобто в випадку появи джерел ЕН ДПП «Кривбаспромводопостачання» інформує відомства про їх виникнення. Чітких розпоряджень щодо дій відомств під час появи джерел ЕН немає.

Не зважаючи на вищевказане на сьогоднішній день у випадку появи джерел ЕН техногенного характеру пов'язаних із забрудненням питної води, сили та засоби жодної служби в Україні не здатні провести рятувальні або (та) відновлювальні заходи в короткий термін, оскільки в їх розпорядженні не має жодних швидкодійних ресурсів захисту на місцях. Тому, як наслідок, органи місцевого самоврядування змушені будуть використовувати

альтернативне джерело для забезпечення населення якісною питною водою, а саме організацію постачання питної води виготовленої з інших джерел водопостачання, але це буде пов'язано із значними матеріальними та, що головніше, часовими витратами.

Можливі витрати з місцевого бюджету на забезпечення питною водою частини населення м. Кривий Ріг під час появи джерел ЕН пов'язаних з вмістом домішок у питній воді понад норматив, виходячи з середньостатистичної потреби людини в питній воді на добу (біля 5 л) при середній ціні за 1 л привозної води 1 грн. та чисельності населення частини міста 400 тис. чол., становитимуть – 2 млн. грн./добу, без врахування витрат на доставку води у мікрорайони міста.

Враховуючи те, що в умовах КВК наявним ресурсом захисту при появі джерел ЕН є діючі технічні рішення підготовки питної води, які вже сьогодні в умовах відсутності джерел ЕН не здатні довести якість питної води до рівня вимог нормативних документів, а інший ресурс захисту (організація постачання питної води з інших джерел) потребує значних матеріальних витрат на його реалізацію, доцільно провести розробку нових технічних рішень процесу підготовки питної води в умовах КВК та порівняльний аналіз матеріальних витрат на їх впровадження.

Для виконання поставленої задачі, першочергово, необхідно оцінити залишковий потенціал існуючих технічних рішень підготовки питної води, для цього провести ретроспективний аналіз причин погіршення якості води КВ та визначити ефективність існуючого ресурсу захисту (діючі технічні рішення підготовки питної води) протидіяти виникненню джерел ЕН за участю КВК.

3.3 Встановлення причин погіршення екологічного стану КВ та оцінка залишкового потенціалу існуючих технічних рішень протидіяти джерелам екологічної небезпеки.

Більшість поверхневих вод за гідрохімічними показниками в основному належать до 2 – 3 класу, але деяка їх частина взагалі належить до 4 класу якості і є небажаною для використання в якості джерела питного водопостачання [57].

В останні роки спостерігається погіршення екологічного стану Карачунівського водосховища (м. Кривий Ріг), вода якого використовується для підготовки питної води частини населення міста. Зростання вмісту солей жорсткості та сульфат-іонів у воді водосховища та існуючі технічні рішення підготовки питної води, які не забезпечують виведення цих домішок до рівня нормативних вимог, змусило отримувати дозвіл від Держспоживстандарту України на використання водопровідної води господарсько-питного призначення з підвищеним вмістом цих домішок (табл. 1.4).

Відповідно до ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і

правила вибирання» вода КВ класифікується, як вода 4 класу – посередня, обмежено придатна, небажана якість води.

Аналогічні тенденції погіршення якості води спостерігаються у Київському та Канівському водосховищах Дніпровського каскаду [17, 21, 29]. Процес коагуляції з подальшим відстоюванням та фільтрацією, який застосовується на більшості існуючих станцій підготовки питної води, призначений не тільки для видалення з води колоїдних часток, що обумовлюють забарвленість та каламутність води, але і для часткового виведення з води солей жорсткості (іонів Ca^{2+} та Mg^{2+}) [38]. Але в умовах КВК при застосуванні сульфату алюмінію у якості коагулянту [73], ефективність видалення солей жорсткості на стадії коагуляції практично дорівнює нулю. Вихідним матеріалом для проведення аналізу і визначення кореляційних залежностей показників якості води використовуються данні оперативного хімічного аналізу води.

Оскільки загальноприйнятий підхід до визначення якості питної води за допомогою порівняння концентрацій забруднюючих речовин у воді із значеннями ГДК не дає чіткого уявлення про сумарне забруднення водних об'єктів, перш за все, через відсутність порівнянності окремих показників, то кількісну оцінку ефективності технічних рішень підготовки питної води було проведено шляхом порівняння окремих показників якості вихідної води і питної води за один і той же період з використанням показника, який визначався за формулою

$$\varphi = \frac{П_{\text{вв}} - П_{\text{пв}}}{П_{\text{вв}}} \cdot 100, \quad (3.7)$$

де φ – ефективність виведення відповідної домішки з вихідної води, %;

$П_{\text{вв}}$ – відповідний показник якості вихідної води КВ;

$П_{\text{пв}}$ – відповідний показник якості питної води КВК.

Результати розрахунку показників ефективності технічних рішень підготовки питної води за середньомісячними показниками якості вод наведено у додатку А.

Привертає на себе увагу той факт, що технічні рішення, які реалізуються для підготовки питної води відповідно до діючого технологічного регламенту [73], забезпечують практично повне видалення та виведення колоїдних часток з вихідної води незалежно від сезонних коливань їх вмісту, а саме усіх колоїдних форм кремнієвої кислоти та виведення каламутності відповідно до вимог. Навіть існує резерв щодо забезпечення цих параметрів на потрібному рівні при збільшенні їх концентрацій у 1,5 – 2 рази.

На відміну від цього, виведення іонних домішок з вихідної води практично повністю відсутнє. Технічні рішення, які реалізуються для

підготовки питної води, зовсім не здатні вивести іони солей жорсткості та сульфати (див. табл. 1.4).

Привертає увагу той факт, що при існуючому співвідношенні J_0 та L , які мають прояв протягом усього періоду, за який проводився аналіз: $L \approx 0,5 J_0$, за умови, що лужність була б карбонатною або гідрокарбонатною, на стадії коагуляції повинно було б відбуватися утворення карбонату кальцію при існуючих рівнях концентрації іону кальцію [73], але цього не відбувається. Розрахункові значення концентрацій CO_3^{2-} при припущенні, що лужність карбонатна, і наявні значення концентрацій іонів Ca^{2+} показують, що добуток активних концентрацій іонів Ca^{2+} та CO_3^{2-} , для розрахунку якого була розроблена програма “Kr-Karach” (додаток Б, В), перебільшують добуток розчинності $CaCO_3$ в умовах проведення процесу коагуляції у 240–636 разів.

З вищевикладеного можливі такі припущення:

- лужність води водосховища обумовлена не тільки і не стільки наявністю карбонат- та гідрокарбонат-іонів, скільки наявністю аніонів слабких органічних кислот;

- у воді водосховища присутні органічні комплексоутворюючі сполуки, які здатні у звичайних умовах утворювати стійкі комплекси з іонами кальцію, що і запобігає утворенню твердої фази карбонату кальцію на стадії коагуляції та подальшого відстоювання води.

Кореляційна залежність загальної жорсткості води КВ від її лужності за той же період ($J_0 = f(L)$) наведена на рис. 3.3. Характер цієї залежності вже досить достовірно свідчить про те, що лужність води водосховища обумовлена не наявністю карбонат- і гідрокарбонат-іонів. Оскільки, якщо б це була карбонатна або гідрокарбонатна лужність, то повинна була б спостерігатися зовсім протилежна залежність: при зростанні лужності – зменшується жорсткість води внаслідок утворення твердої фази карбонату кальцію безпосередньо у водоймі [75]. Виявлений характер залежності $J_0 = f(L)$ – параболічне збільшення жорсткості вихідної води при збільшенні її лужності – свідчить про те, що лужність води КВ обумовлена присутністю аніонів інших слабких кислот.

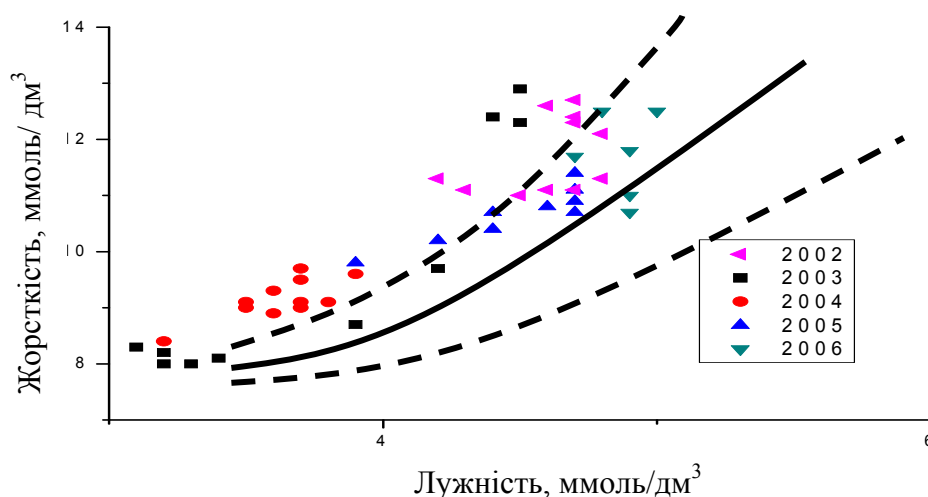


Рис. 3.3 Залежність загальної жорсткості води КВ від її лужності за 5 років.

Регресійне рівняння виявленої залежності: $y = 0,1208x^2 - 0,3125x + 8,1625$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,9991$.

На користь цього припущення свідчить той факт, що коливання загальної жорсткості та лужності води водосховища за останні 10 років за середньорічними значеннями абсолютно ідентичні (рис. 3.4, 3.5).

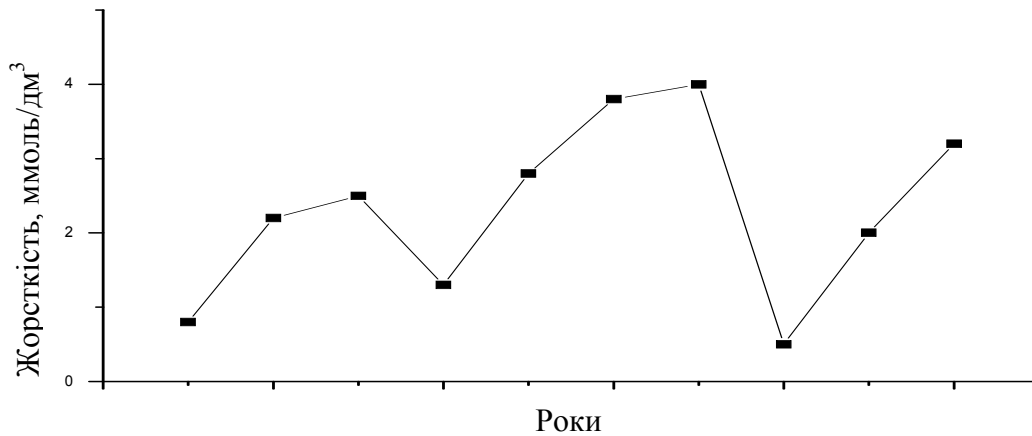


Рис. 3.4 Динаміка зміни вмісту солей жорсткості у кв за 10 років (за середньорічними показниками).

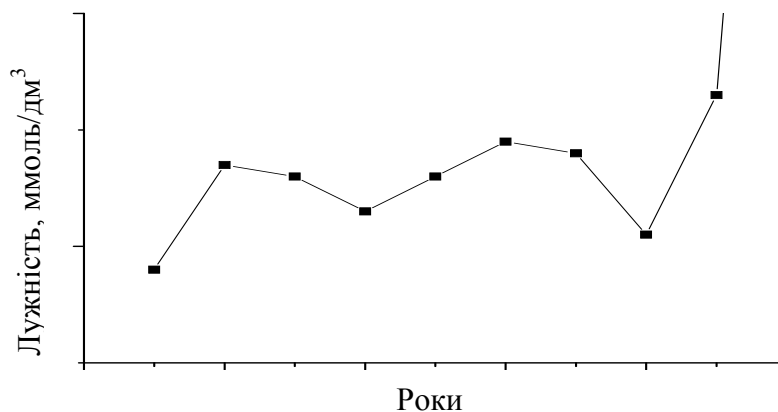


Рис. 3.5. Динаміка зміни вмісту лужності у кв за 10 років (за середньорічними показниками).

Наявність такої відповідності також свідчить на користь присутності у воді водосховища кислотних залишків органічних кислот, які здатні до комплексоутворення з іонами кальцію та магнію.

Додатковим свідченням такого припущення є те, що між концентраціями солей жорсткості та сульфатами у воді водосховища досить чітко спостерігається лінійна кореляція (рис. 3.6). Це по-перше, свідчить про одночасне вимивання іонів кальцію, магнію та сульфатів із донних відкладень під дією комплексоутворюючих речовин, по-друге, що донні відкладення близькі за складом до гіпсово-магнезійних мінералів.

Саме в цьому випадку потрапляння вище перелічених іонів у воду водоймища буде одночасним.

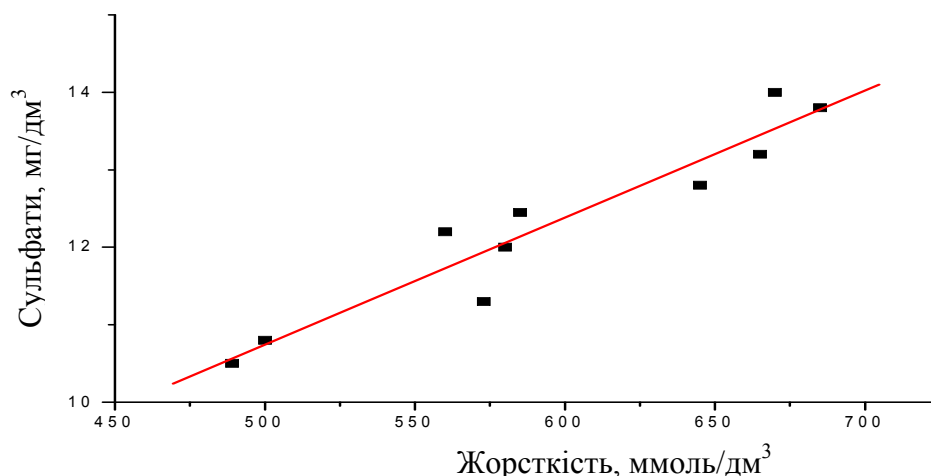


Рис. 3.6. Залежність концентрації сульфат-іонів від вмісту солей жорсткості у КВ за 5 років.

Привертає на себе увагу той факт, що аналогічним чином виглядають відокремленні кореляційні залежності концентрацій сульфат-іонів та іонів кальцію (рис. 3.7) і концентрації сульфат-іонів та іонів магнію (рис. 3.8).

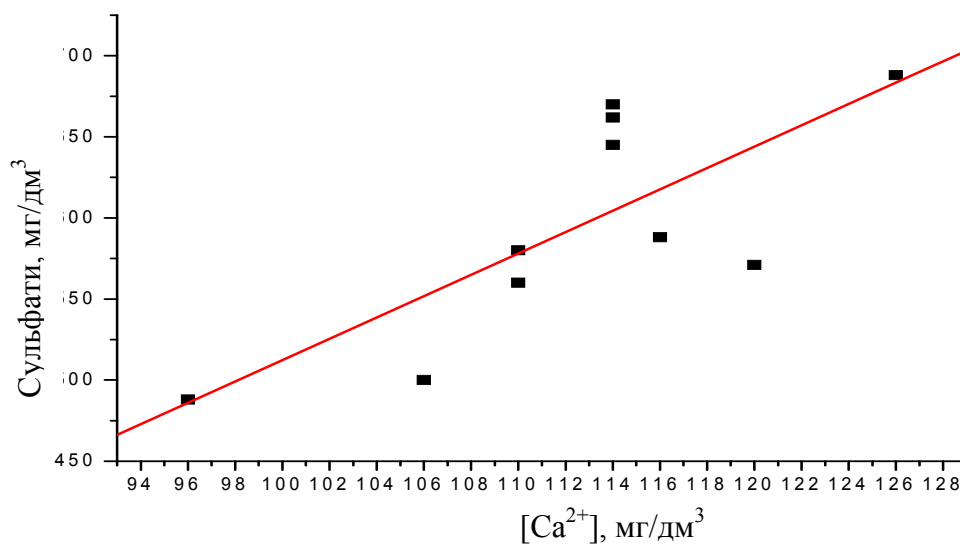


Рис. 3.7. Залежність концентрації сульфат-іонів від концентрації іонів кальцію у КВ за 5 років.

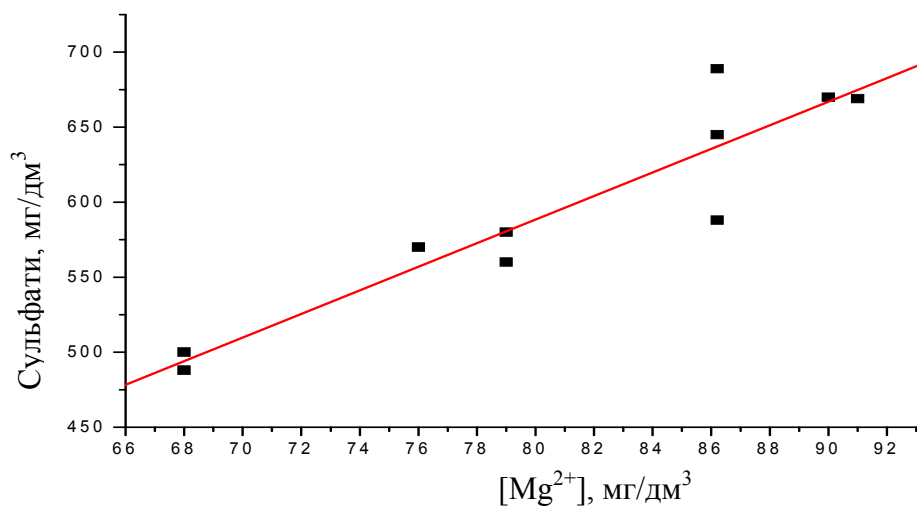


Рис. 3.8. Залежність концентрації сульфат-іонів від концентрації іонів магнію у КВ за 5 років.

Показником оперативного контролю якості води, який свідчить про наявність у воді органічних сполук, є окислюваність води, яка характеризує кількість у воді відновників як органічних, так і неорганічних, зокрема нітратів, сульфідів, гумінових кислот, H_2S , солей Fe (II) та ін. Визначення вмісту зазначених речовин ґрунтується на їх схильності окислюватися перманганатом калію. Якщо прийняти тезу про вплив органічних кислот, здатних до комплексоутворення з іонами кальцію та магнію, на вміст солей жорсткості у воді водоймища вірною, то повинна спостерігатися відповідна кореляційна залежність між вмістом солей жорсткості та окислюваністю води за один і той же період [76] (рис. 3.9).

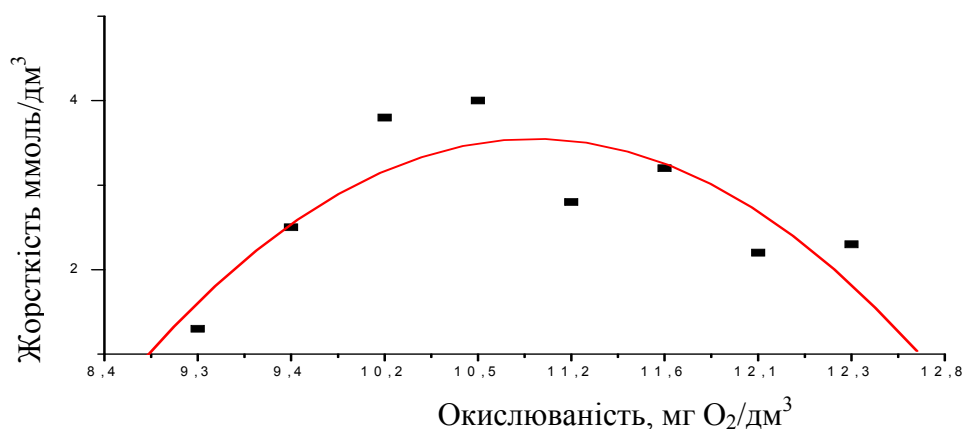


Рис. 3.9. Залежність концентрації солей жорсткості від окислюваності у воді КВ за середньорічними показниками за 10 років.

Із наведених результатів аналізу відслідковується кореляція, яка дозволяє припустити, що для досягнення деякої граничної концентрації органічних сполук у воді, їх кількісного вмісту не вистачає у повному обсязі для утворення комплексних сполук з солями жорсткості, а при

перебільшенні цієї концентрації вони забезпечують повне утворення комплексних сполук з іонами кальцію та магнію.

В останні роки спостерігається небажана тенденція збільшення концентрації мангану у воді р. Дніпро, що призводить до суттєвих негараздів на станціях підготовки питної води, що розташовані на водосховищах Дніпровського каскаду. Бурхливий розвиток біопланктону синезелених водоростей провокує цвітіння води на мілководді водосховищ, які складають понад 30% їх території. В умовах пересичення Дніпровської води органічними і біогенними речовинами посилюються процеси відмирання, гниття, розкладу водоростей і біопланктону, що обумовлює погіршення кисневого режиму, зниження рН води у придонному шарі і, як наслідок, підвищується концентрація іону мангану у вигляді Mn^{2+} у Дніпровській воді, яка подається на станції водопідготовки у населених пунктах. Концентрація мангану в період липень – серпень збільшується порівняно з зимовим періодом у 3–10 разів і складає $1,9 \div 7,0$ мг/дм³ [76 – 78]. Це становить дуже складну проблему для забезпечення якісної питної води, тому що вимоги державного стандарту саме за вмістом мангану Mn^{2+} у питній воді $\leq 0,05$ мг/дм³ [9]. Для з'ясування наявності цієї тенденції у КВ було проведено аналіз результатів оперативного хімічного контролю якості води за вмістом іонів мангану (рис. 3.10, 3.11).

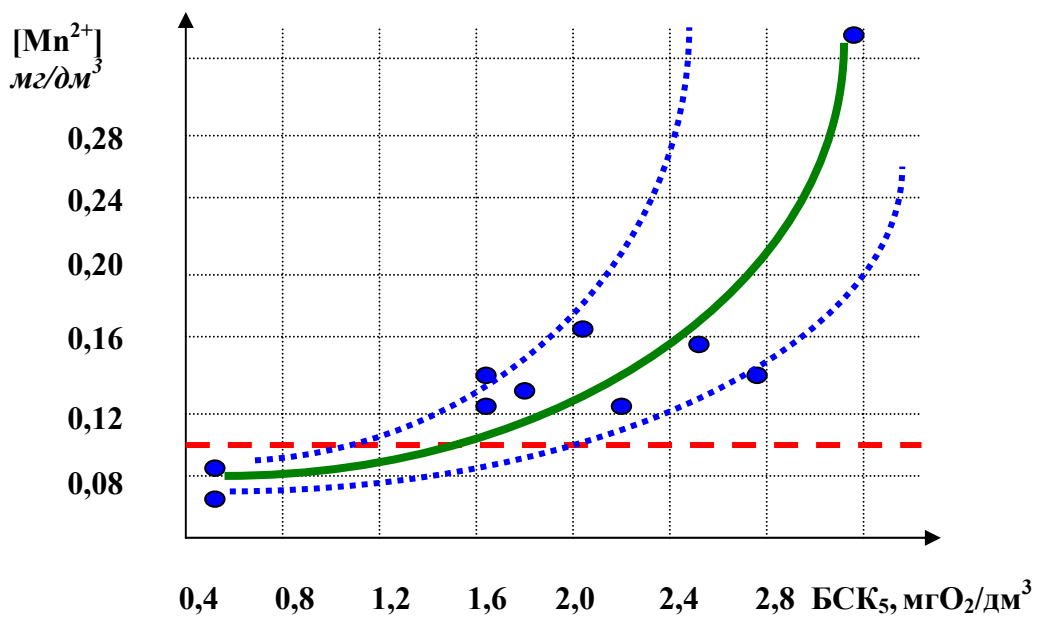


Рис. 3.10. Залежність концентрації іону мангану у воді КВ від БСК₅.

Регресійне рівняння виявленої залежності: $y = 0,0054x^2 - 0,0277x + 0,1427$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,998$.

Виявлені залежності вказують на те, що збільшення мангану в воді КВ спостерігається при збільшенні БСК₅, яке, в свою чергу, корелює з вмістом фітопланктону в умовах водосховища.

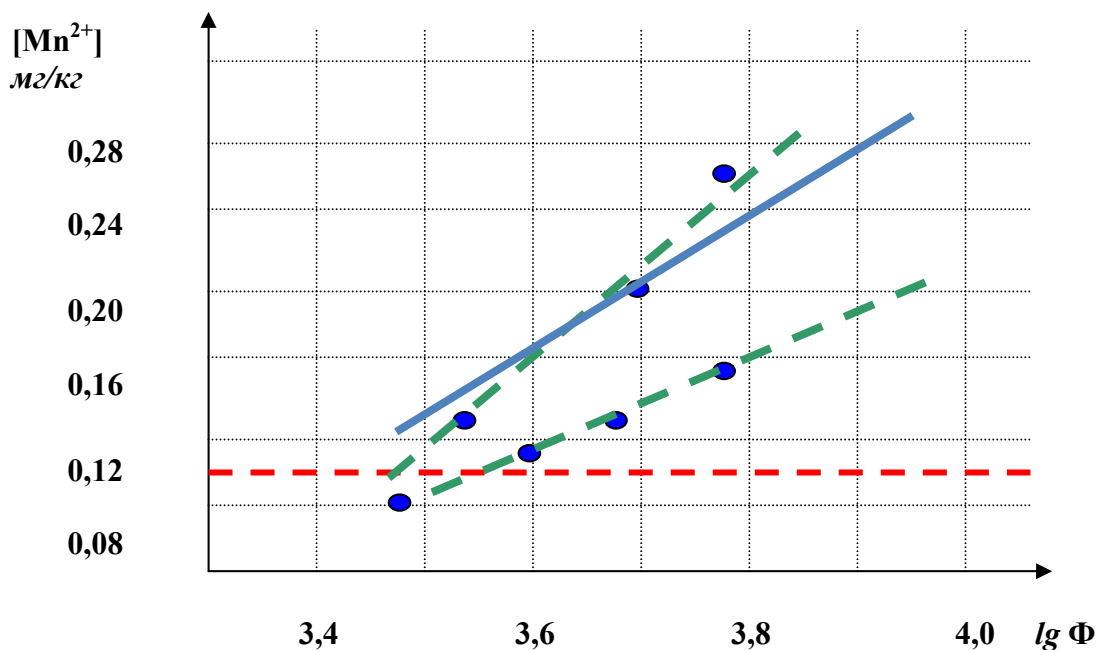


Рис. 3.11. Залежність концентрації іону мангану у воді КВ від вмісту фітопланктону.

Регресійне рівняння виявленої залежності: $y = 0,003x^2 - 0,0027x + 0,1129$, достовірність апроксимації – $R^2 = 0,7803$.

Перш за все слід зазначити, що іон мангану Mn^{2+} належать до складу досить сильних відновників. Реакція $MnO_2 + 4H + 2e^- = Mn^{2+} + 2H_2O$ характеризується значенням Red-Ox потенціалу $E_0 = 1,23$ В. Але в умовах літнього періоду, коли концентрація кисню у воді поверхневих джерел значно зменшується, його, як природного окислювача у воді не вистачає для того, щоб перевести добре розчинний у воді іон мангану Mn^{2+} до важко розчинної сполуки MnO_2 , яка має змогу бути затриманою на механічних фільтрах тонкої очистки на станції водопідготовки. Про це також свідчить встановлена залежність концентрації іонів мангану від концентрації розчиненого у воді кисню (рис. 3.12).

Таким чином, практично весь манган у вигляді іону Mn^{2+} проходить без зміни власної форми до стадії хлорування, де відбувається його перетворення. Саме активний хлор, що застосовується на цій стадії і виконує функцію окислювача, який забезпечує перетворення іону Mn^{2+} у

MnO_2 незалежно від того, який саме реагент використовується рідкий хлор або гіпохлорит:

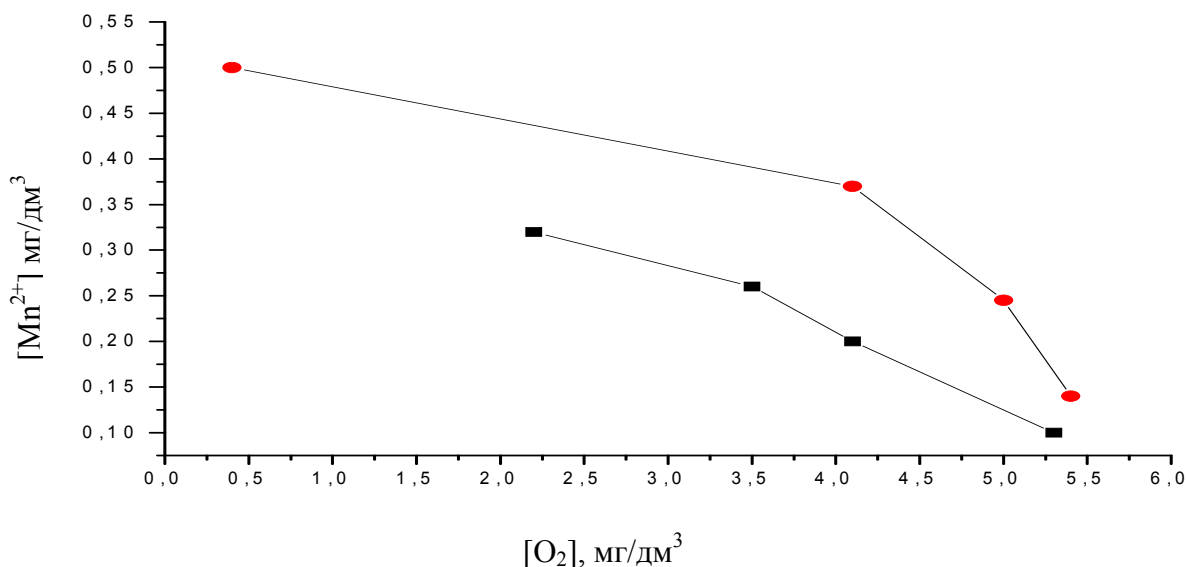
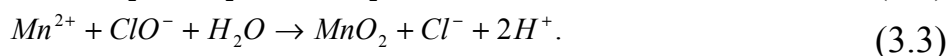
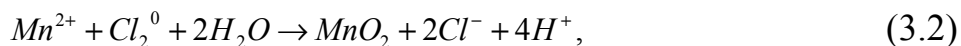


Рис. 3.12. Залежність концентрації іону мангану від концентрації розчиненого кисню у воді КВ.

Завдяки тому, що первинне хлорування води відбувається на КВК практично на першій стадії обробки природної води, забезпечується не перебільшення у питній воді вмісту іону мангану понад нормативну концентрацію.

Манган виводиться тільки в тому випадку, якщо його вміст у вихідній воді не перебільшує 0,2 мг/дм³. Це свідчить про те, що діючі технічні рішення повністю вичерпали свої можливості щодо виведення іонних домішок, або взагалі були орієнтовані на вихідну воду, іонний склад якої в повному обсязі відповідав вимогам нормативу для питної води.

Газохроматографічним аналізом у пробах води з КВ ідентифікована наявність таких органічних сполук: гумінова кислота, ЕДТА та ТБФ [75]. Характерною особливістю цих сполук є те, що усі вони здатні утворювати стійкі комплексні сполуки з іонами кальцію і магнію. Так константи нестійкості водорозчинних комплексних сполук іонів кальцію і магнію мають наступні значення [75] (табл. 3.2).

Таблиця 3.2 – Константи нестійкості комплексних іонів з ЕДТА.

Рівняння дисоціації комплексу	К	pK
$CaHEDTA^- \leftrightarrow Ca^{2+} + HEDTA^{3-}$	$3,09 \cdot 10^{-4}$	3,51
$CaEDTA^{2-} \leftrightarrow Ca^{2+} + EDTA^{4-}$	$2,69 \cdot 10^{-11}$	10,57
$MgHEDTA^- \leftrightarrow Mg^{2+} + HEDTA^{3-}$	$5,25 \cdot 10^{-3}$	2,28
$MgEDTA^{2-} \leftrightarrow Mg^{2+} + EDTA^{4-}$	$2,04 \cdot 10^{-9}$	8,69

Потрапляння ЕДТА у воду КВ безумовно можливе лише зі скидами промислових підприємств. Можливим джерелом таких скидів є теплові станції підприємств збагачення бурого вугілля м. Олександрія. В силу своїх комплексоутворюючих властивостей ЕДТА здатна розчиняти і переводити у воду кальцій і магній з донних відкладень і тим самим, збільшувати їх вміст у воді річок Карачунівського басейну.

ТБФ, на відміну від ЕДТА, важкорозчинна у воді сполука, здатна утворювати комплексні сполуки з рідкісноземельними елементами. Можливим джерелом потрапляння ТБФ у воду КВ є підприємства збагачення руди у м. Жовті води або талі води хвостосховища центрального гірничо-збагачувального комплексу (ЦГЗК), який розташований неподалік самого водосховища. Але внесок ТБФ у збільшення жорсткості води КВ не може бути значним внаслідок його малої розчинності у воді.

На відміну від двох попередніх органічних сполук, гумінова кислота має природне походження. Вона входить до складу бурого вугілля (20–40%) [79]. Тому не важко зрозуміти, що основним постачальником гумінової кислоти у воді річок КВ є ґрунтові води буровугільного родовища (м. Олександрія). Комплексоутворюючі властивості гумінової кислоти відносно до іонів кальцію і магнію поки що вивчені не достатньо. За будовою молекули гумінової кислоти, можна припустити, що вона здатна утворювати комплексні сполуки з іонами кальцію і магнію.

Найбільший вплив на показники якості води гумінова кислота забезпечує на кольоровість води. Частіше за все кольоровість води обумовлена фульмінними і гуміновими кислотами та їх комплексними сполуками із залізом (II і III) [80].

Достатньо чітка лінійна кореляція спостерігається між кольоровістю та окислюваністю води у КВ (рис. 3.13), що засвідчує таку саму суттєву залежність кольоровості води від вмісту гумінової кислоти, як і в річках Дніпро та Десна [80].

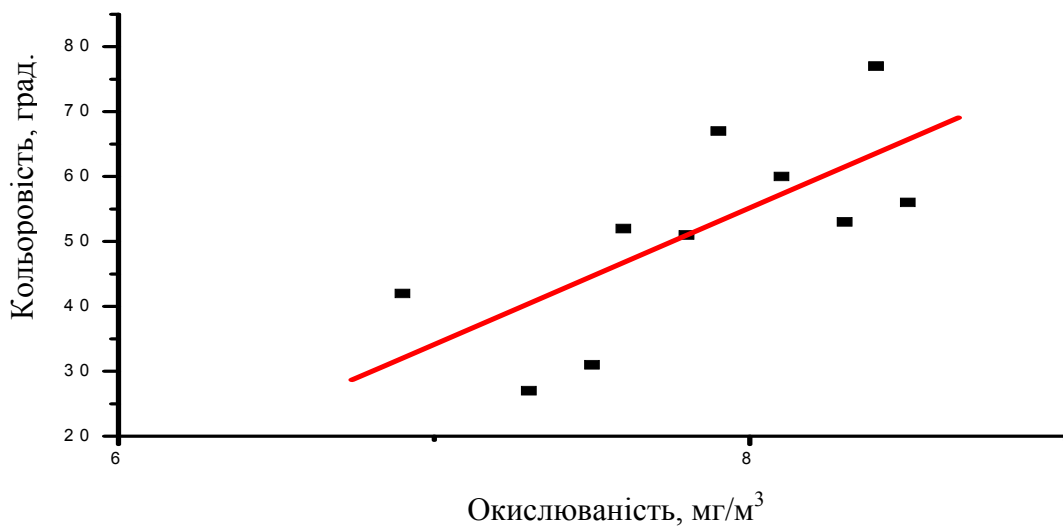


Рис. 3.13. Залежність кольоровості вихідної води КВ від її окислюваності.

Основою безпеки господарсько-питної води для населення є щоденний моніторинговий контроль її якості. При цьому очевидно, що чим більше визначуваних параметрів і достовірніше контроль, тим вище гарантія якості питної води.

Прогноз якості водоймищ повинен проводитися за всіма нормованими показниками і враховувати таке: розбавлення стічних вод водами водотока, деструкцію неконсервативних речовин, утворення нових проміжних продуктів, самоочищення, взаємодію речовин, нейтралізуючу здатність водоймища, гідроліз солей, утворення малорозчинних сполук, сорбційні і десорбційні процеси, температуру води і управління якістю води безпосередньо у водоймищі. В процесі контролю якості природних вод визначається велика кількість гідрохімічних і фізико-хімічних показників, що характеризують їх забрудненість.

Привертає увагу той факт, що виключно води двох притоків р. Інгулець – р. Зелена та р. Жовта обумовлюють підвищений вміст сульфат-іонів у воді водосховища (рис. 3.14). Безумовно, що це пов'язано з неочищеними скидами гірничо-збагачувального виробництва м. Жовті води, на якому використовується сірчана кислота, та свідчить про відсутність належного контролю з боку екологічної інспекції за такими скидами у відкриті водойми, а також потрапляння сульфатів та речовин органічного походження разом із талими водами хвостосховища ЦГЗК.

Оскільки планові заходи державного нагляду (контролю) за діяльністю суб'єктів господарювання з високим ступенем ризику проводяться – не частіше двох разів на рік, то поліпшити екологічну безпеку в умовах КВ можливо за рахунок впровадження системи моніторингу за станом водосховища шляхом введення басейнового принципу управління і заходів щодо зниження ризику.

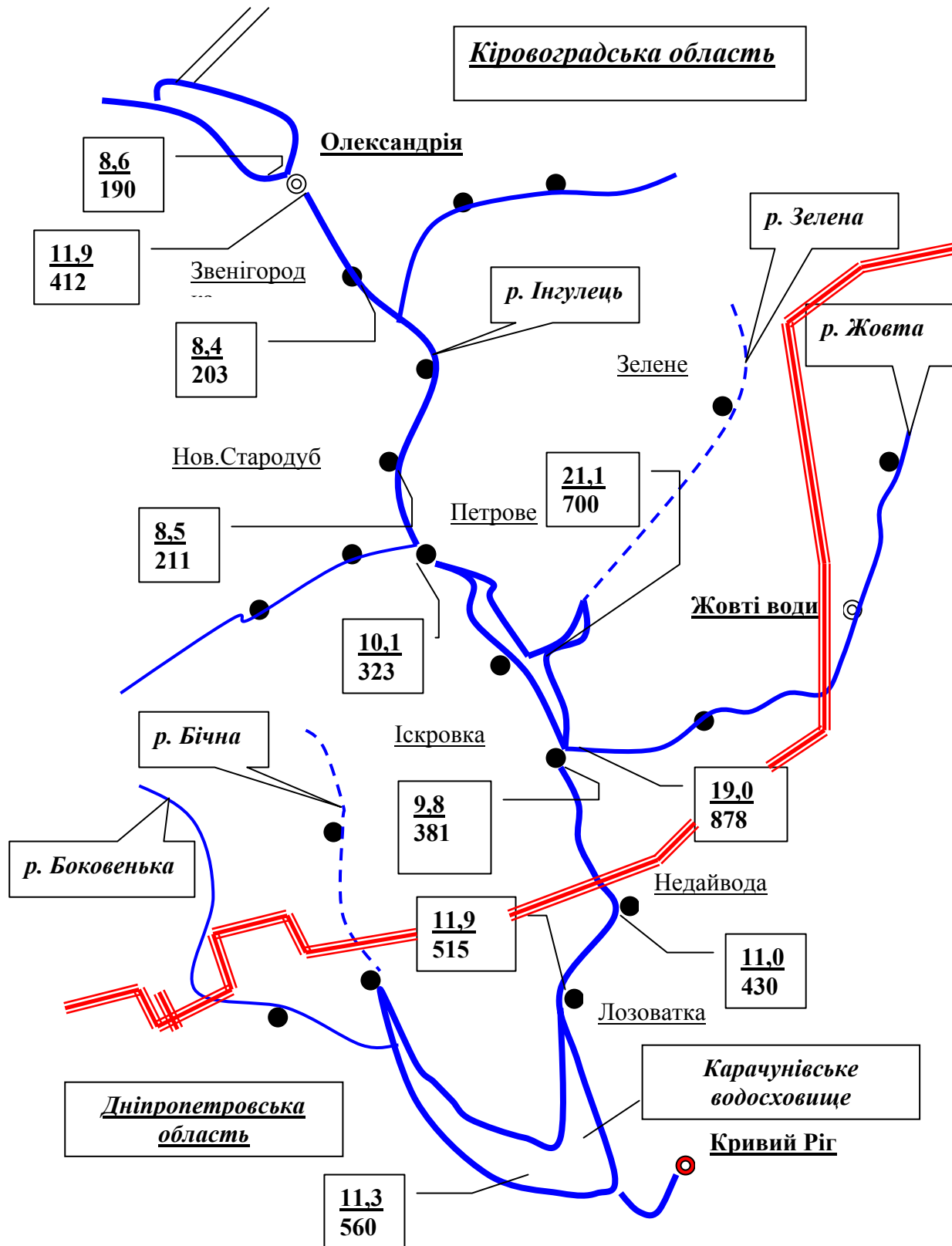


Рис. 3.14. Схема басейну формування КВ, за середніми значеннями періоду, в який проводились дослідження: в чисельнику – вміст солей жорсткості (мг-екв/дм³), в знаменнику – концентрація сульфатів (мг/дм³).

27 лютого 2009 року Указом Президента України № 221/2009 Про рішення Ради національної безпеки і оборони України «Про стан безпеки водних ресурсів держави та забезпечення населення якісною питною

водою в населених пунктах України» [81] було визначено, що внаслідок поступового виснаження і забруднення поверхневих джерел водопостачання, незадовільного технічного стану та зношеності систем водопостачання, застосування застарілих технічних рішень підготовки питної води, знижується якість питної води, внаслідок чого знижується екологічна безпека держави. Відповідно до статті 7 Закону України «Про основи національної безпеки України» [82] погіршення екологічного стану водних басейнів, зниження якості питної води, критичний стан основних виробничих фондів у системах життєзабезпечення, зокрема водопостачання та, як наслідок, зростання ризиків виникнення надзвичайних ситуацій техногенного характеру становлять загрози національній безпеці України.

Необхідно відзначити, що цим же указом [81] вказано на те, що міжвідомча координація і фінансове забезпечення реалізації державних цільових програм, заходи яких спрямовані на поліпшення якості питної води, здійснюється на низькому рівні, що додатково підвищує рівень загрози виникнення НС техногенного характеру.

Таким чином, можна констатувати наростаюче антропогенне навантаження на водні ресурси і, як наслідок, – зростання загрози не тільки для водних екосистем, але і для господарсько-питного водопостачання. Тому необхідне розроблення вибору системи водопостачання з урахуванням екологічного ризику.

РОЗДІЛ 4

АНАЛІЗ РЕЗУЛЬТАТІВ ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

4.1 Аналіз результатів реагентного пом'якшення води КВ.

На початковому етапі проведення експериментальних досліджень необхідно було визначити можливі шляхи руйнування комплексних сполук іонів кальцію та магнію із ЕДТА, шляхом введення на стадії коагуляції різноманітних реагентів.

В якості основних реагентів для проведення експериментальних досліджень використовувались карбонат натрію – Na_2CO_3 ; гідрокарбонат натрію – $NaHCO_3$; ортофосфат натрію – Na_3PO_4 ; фторид натрію – NaF ; сульфат заліза – $FeSO_4$ та їх композиції.

На першому етапі проведення експериментальних досліджень у якості реагентів використовувалися карбонат натрію – Na_2CO_3 та гідрокарбонат натрію – $NaHCO_3$.

Результати досліджень впливу карбонату натрію на зниження вмісту солей жорсткості у вихідній воді КВ при 40-хвилинній витримці розчину наведені у табл. 4.1

Таблиця 4.1 - Вплив карбонату натрію на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відбору	$[Na_2CO_3]$ мг/дм ³	pH ₀	Ж ₀ мг-екв/дм ³	$[SO_4^{2-}]$ вих. мг/дм ³	pH _к	Ж _к мг-екв/дм ³	$[SO_4^{2-}]$ кінцева мг/дм ³
Н/ст. № 1	50	8,0	10,9	582	8,66	10,4	572
	100	8,0	10,9	582	8,93	10,4	584
	150	8,0	10,9	582	9,13	10,4	577

Оскільки зміни вмісту солей жорсткості при збільшенні дози карбонату натрію не спостерігалось були проведені дослідження впливу карбонату натрію на зниження вмісту солей жорсткості у вихідній воді КВ при 40-хвилинній витримці розчину при корегуванні рН оброблюваної води результати яких наведено у табл. 4.2.

Таблиця 4.2 – Вплив карбонату натрію на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ при корегуванні рН води.

Точка відбору	$[Na_2CO_3]$ мг/дм ³	pH ₀	Ж ₀ мг- екв/дм ³	$[SO_4^{2-}]$ вих. мг/дм ³	pH _к	Ж _к мг- екв/дм ³	$[SO_4^{2-}]$ кін. мг/дм ³
Н/ст. № 1	50	9,2	10,9	582	9,4	10,4	576
	100	9,2	10,9	582	9,33	10,3	576
	150	9,2	10,9	582	9,39	10,2	569

Оскільки результати досліджень вказують на не суттєве зменшення вмісту солей жорсткості, що не забезпечує досягнення нормованого рівня, то проведення подальших досліджень із збільшенням дози карбонату натрію, в цих умовах, було не доцільним.

Результати досліджень впливу гідрокарбонат натрію на зниження вмісту солей жорсткості у вихідній воді КВ при 40-хвилинній витримці розчину наведені у табл. 4.3.

Таблиця 4.3 - Вплив гідрокарбонату натрію на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відбору	[NaHCO ₃] мг/дм ³	pH ₀	Ж ₀ мг-екв/дм ³	[SO ₄ ²⁻] вих. мг/дм ³	pH _к	Ж _к мг-екв/дм ³	[SO ₄ ²⁻] кін. мг/дм ³
Н/ст. № 1	35	8,0	10,9	582	8,10	10,4	576
	70	8,0	10,9	582	8,14	10,5	592
	105	8,0	10,9	582	8,19	10,5	581

Збільшення дози гідрокарбонату натрію в вихідну воду КВ призводять до збільшення солей жорсткості, що не є припустимим, тому нами були проведені експериментальні дослідження впливу гідрокарбонату натрію на вміст солей жорсткості в воді КВ при 40-хвилинній витримці розчину при корегуванні рН води результати яких наведено у табл. 4.4.

Таблиця 4.4 – Вплив гідрокарбонату натрію на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ при корегуванні рН води.

Точка відбору	[NaHCO ₃] мг/дм ³	pH ₀	Ж ₀ мг-екв/дм ³	[SO ₄ ²⁻] вих. мг/дм ³	pH _к	Ж _к мг-екв/дм ³	[SO ₄ ²⁻] кін. мг/дм ³
Н/ст. № 1	35	9,2	10,9	582	9,04	10,4	531
	70	9,2	10,9	582	9,04	10,5	555
	105	9,2	10,9	582	9,08	10,4	572

Результати досліджень показують, що суттєвого зниження вмісту солей жорсткості не відбувається і значення кінцевої жорсткості перебільшує вимоги нормативів для питної води.

З метою посилення ефекту руйнування комплексних сполук іонів кальцію з ЕДТА та утворення осаду карбонату кальцію була спроба більшого залуження вихідної води при концентраціях Na₂CO₃ – 100 мг/дм³ та NaHCO₃ – 70 мг/дм³ при терміні витримки розчину після обробки реагентами – 4 години. Результати досліджень наведені у табл. 4.5.

Таблиця 4.5 – Вплив карбонат- та гідрокарбонат натрію на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ при корегуванні рН води.

Точка відбору	[Na ₂ CO ₃] мг/ дм ³	pH ₀	pH вих.	Ж ₀ мг-екв/дм ³	pH _к	Ж _к мг-екв/дм ³	pH за добу
Н/ст. №1	100	8,07	9,2	11,7	8,83	9,0	8,54
	100	8,07	9,3	11,7	8,85	8,8	8,94
	100	8,07	9,4	11,7	8,96	8,5	8,97
	100	8,07	9,5	11,7	9,11	8,5	9,06
	100	8,07	9,6	11,7	9,26	8,3	9,20
	100	8,07	9,7	11,7	9,36	8,3	9,31
	[NaHCO ₃] мг/дм ³	pH ₀	pH вих.	Ж ₀ мг-екв/дм ³	pH _к	Ж _к мг-екв/дм ³	pH за добу
	70	8,07	9,2	11,7	8,89	11,5	8,86
	70	8,07	9,3	11,7	8,91	11,2	8,90
	70	8,07	9,4	11,7	8,92	10,3	8,84
	70	8,07	9,5	11,7	8,92	9,8	8,88
	70	8,07	9,6	11,7	8,95	9,0	8,94
70	8,07	9,7	11,7	9,04	8,8	9,01	

З наведених результатів видно, що в умовах підвищення pH розчину ефективність дії, як карбонату натрію, так і гідрокарбонату натрію збільшується. Зниження жорсткості води спостерігається на 25–30%, але досягнення нормативного значення – 7,0 мг-екв/дм³ не відбувається. Залежності зниження жорсткості вихідної води карбонатом та гідрокарбонатом натрію від pH розчину, подібні та наведені на рис. 4.1.

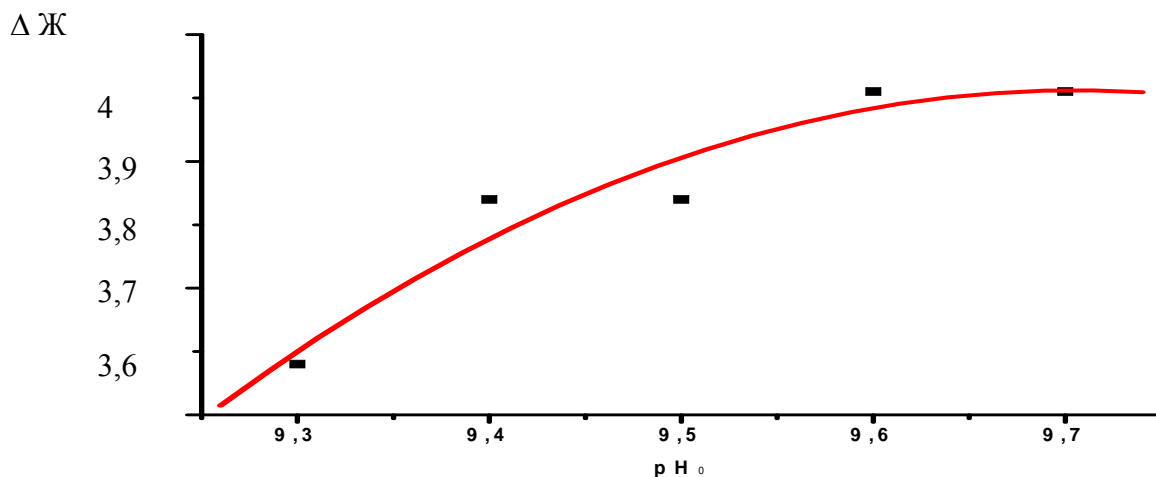


Рис.4.1. Залежність зниження жорсткості води КВ при обробці карбонатом натрію 100 мг/дм³ від pH води.

Характер залежності $f = f(pH)$ практично однаковий для двох реагентів і такий, що дозволяє припустити недоцільність подальшого збільшення pH води, тому що при $pH > 9,7$ спостерігається вихід на лінію насичення. Регресійне рівняння виявленої залежності: $y = -0,0052x^2 + 0,09936x + 3,5285$, з достовірністю апроксимації – $R^2 = 0,8886$.

Зменшення часу витримки води після введення карбонату натрію і гідрокарбонату натрію з 4 годин до 1 години не дозволяє досягти вже відміченого результату, а збільшення часу витримки до однієї доби (табл. 4.6) не збільшує ефект пом'якшення води, відміченого при 4 годинах витримки.

Таблиця 4.7 – Вплив карбонату натрію та гідрокарбонату натрію на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ при корегуванні рН води та часу витримки – одна доба.

Точка відбору	[Na ₂ CO ₃] мг/дм ³	рН ₀	рН вих.	Ж ₀ мг-екв/дм ³	рН _к	Ж _к за 1 год мг-екв/дм ³	Ж _к за добу мг-екв/дм ³
Н/ст. №1	100	8,14	9,2	10,7	9,34	10,5	9,0
	100	8,14	9,3	10,7	9,36	10,4	8,7
	100	8,14	9,4	10,7	9,42	10,4	8,5
	100	8,14	9,5	10,7	9,52	10,3	8,2
	100	8,14	9,6	10,7	9,56	10,2	7,8
	100	8,14	9,7	10,7	9,69	10,2	8,0
	[NaHCO ₃] мг/дм ³						
	70	8,14	9,2	10,7	9,09	10,4	9,1
	70	8,14	9,3	10,7	9,11	10,3	8,8
	70	8,14	9,4	10,7	9,2	10,3	8,6
	70	8,14	9,5	10,7	9,29	10,3	8,3
	70	8,14	9,6	10,7	9,39	10,4	7,9
	70	8,14	9,7	10,7	9,43	10,2	7,9

Результати аналогічного режиму обробки води ([Na₂CO₃] = 100 мг/дм³, час витримки – 1 година, корегування рН – 9,2–9,7; [NaHCO₃] = 70 мг/дм³, час витримки – 1 година, корегування рН – 9,2–9,7) після коагуляції та первинного хлорування, які проводилися у режимі: глинозем – 3,6 мг/дм³, залишковий хлор – 0,78 мг/дм³, наведені у табл. 4.8.

Таблиця 4.8 – Вплив карбонату натрію та гідрокарбонату натрію на вміст солей жорсткості у коагульованій воді КВ при корегуванні рН.

Точка відбору	[Na ₂ CO ₃] мг/дм ³	рН ₀	рН вих.	Ж ₀ мг-екв/дм ³	рН _к	Ж _к мг-екв/дм ³
Н/ст. №1	100	7,93	9,2	10,6	9,33	10,2
	100	7,93	9,3	10,6	9,38	10,2
	100	7,93	9,4	10,6	9,46	10,0
	100	7,93	9,5	10,6	9,51	10,0
	100	7,93	9,6	10,6	9,60	9,9
	100	7,93	9,7	10,6	9,68	9,9
Старий відстійник	[NaHCO ₃] мг/дм ³		рН	Ж ₀		Ж _к

№ 2		pH ₀	вих.	мг-екв/дм ³	pH _к	мг-екв/дм ³
	70	7,93	9,2	10,7	9,04	10,5
	70	7,93	9,3	10,7	9,12	10,4
	70	7,93	9,4	10,7	9,17	10,1
	70	7,93	9,5	10,7	9,28	10,0
	70	7,93	9,6	10,7	9,34	9,8
	70	7,93	9,7	10,7	9,42	9,4

Суттєвого зниження вмісту солей жорсткості у коагульованій воді за одну годину обробки карбонатом або гідрокарбонатом натрію практично не спостерігається.

На другому етапі проведення експериментальних досліджень у якості реагентів використовувався фосфат натрію та його композити без корегування *pH* води при витримці – 1 година і 2 години у вихідній воді КВ результати наведені у табл. 4.9.

Таблиця 4.9 – Вплив фосфату натрію на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відбору	[Na ₃ PO ₄] мг/дм ³	pH ₀	Ж ₀ мг-екв/дм ³	Ж _к за 1 год мг-екв/дм ³	Ж _к за 2 год мг-екв/дм ³
Н/ст. №1	50	8,09	11,9	11,9	11,9
	100	8,09	11,9	11,7	11,7
	150	8,09	11,9	11,5	11,4
	250	8,09	11,9	10,6	10,4

Зниження вмісту солей жорсткості у вихідній воді за дві години обробки фосфатом натрію спостерігається лише на 12,6%.

При одночасній обробці вихідної води фосфатом і карбонатом натрію спостерігається збільшення ефективності виведення солей жорсткості з води (табл. 4.10).

Таблиця 4.10 – Вплив карбонату і фосфату натрію на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ

Точка відбору	[Na ₃ PO ₄] мг/дм ³	[Na ₂ CO ₃] мг/дм ³	pH ₀	Ж ₀ мг-екв/дм ³	Ж _к за 1 год мг-екв/дм ³	Ж _к за 2 год мг-екв/дм ³
Н/ст. №1	50	50	8,09	11,9	11,8	11,6
	100	50	8,09	11,9	11,8	11,4
	150	50	8,09	11,9	10,8	10,6
	250	50	8,09	11,9	9,6	9,5

Безумовно, незадовільний ефект пом'якшення вихідної води при обробці її композицією Na₂CO₃ + Na₃PO₄ пов'язаний з присутністю у воді іонів кальцію у складі комплексного іону з ЕДТА, який характеризується

достатньо високою стійкістю при звичайних температурах. Для можливого посилення дії композиції в її склад було введено фторид натрію. Результати досліджень наведені у табл. 4.11 – 4.14.

Таблиця 4.11 - Вплив композиції Na_2CO_3 50 мг/дм³ + Na_3PO_4 * 12 H_2O 50 мг/дм³ + NaF на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відбору	[NaF] мг/дм ³	Час витримки, годин	pH ₀	Ж ₀ мг–екв/дм ³	pH _к	Ж _к мг–екв/дм ³
Н/ст. № 1	10	1	8,01	11,8	8,92	10,9
	10	2	8,01	11,8	8,91	10,8
	20	1	8,01	11,8	8,89	10,8
	20	2	8,01	11,8	8,89	10,7
	50	1	8,01	11,8	9,00	10,8
	50	2	8,01	11,8	8,98	10,5

Зменшення вмісту солей жорсткості спостерігається не значне, що вказує на недоцільність використання фториду натрію з метою руйнування комплексних сполук іонів кальцію з ЕДТА.

Таблиця 4.12 – Вплив композиції Na_2CO_3 100 мг/дм³ + Na_3PO_4 * 12 H_2O 50 мг/дм³ + NaF на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відбору	[NaF] мг/дм ³	Час витримки, годин	pH ₀	Ж ₀ мг– екв/дм ³	pH _к	Ж _к мг– екв/дм ³
Н/ст. № 1	10	1	8,01	11,8	9,06	10,2
	10	2	8,01	11,8	9,18	10,1
	20	1	8,01	11,8	9,21	10,2
	20	2	8,01	11,8	9,25	10,1
	50	1	8,01	11,8	9,26	10,0
	50	2	8,01	11,8	9,30	9,9

Збільшення об'ємної частки карбонату натрію, в вихідній композиції (Na_2CO_3 + Na_3PO_4), в 2 рази не призводить до зменшення вмісту солей жорсткості у вихідній воді КВ на рівні нормативних вимог.

Таблиця 4.13 – Вплив композиції Na_2CO_3 50 мг/дм³ + Na_3PO_4 * 12 H_2O 100 мг/дм³ + NaF на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відбору	[NaF] мг/дм ³	Час витримки, годин	pH ₀	Ж ₀ мг– екв/дм ³	pH _к	Ж _к мг– екв/дм ³
Н/ст. № 2	10	1	8,41	11,2	8,92	9,3
	10	2	8,41	11,2	8,87	8,9
	20	1	8,41	11,2	8,99	9,4
	20	2	8,41	11,2	8,93	9,1

	50	1	8,41	11,2	9,02	9,7
	50	2	8,41	11,2	8,98	9,2

Збільшення об'ємної частки фосфату натрію, в вихідній композиції ($Na_2CO_3 + Na_3PO_4$), в 2 рази не призводить до зменшення вмісту солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Таблиця 4.14 – Вплив композиції Na_2CO_3 100 мг/дм³ + Na_3PO_4 * 12 H_2O 100 мг/дм³ + NaF на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відбору	[NaF] мг/дм ³	Час витримки, годин	pH ₀	Ж ₀ мг–екв/дм ³	pH _к	Ж _к мг–екв/дм ³
Н/ст. № 2	10	1	8,41	11,2	9,00	8,8
	10	2	8,41	11,2	9,02	8,7
	20	1	8,41	11,2	9,22	8,9
	20	2	8,41	11,2	9,25	8,7
	50	1	8,41	11,2	9,31	8,5
	50	2	8,41	11,2	9,37	8,3

Збільшення об'ємної частки фосфату натрію та карбонату натрію, в вихідній композиції ($Na_2CO_3 + Na_3PO_4$), в 2 рази – зменшує вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ, але не досягається рівень нормативних показників.

Результати обробки коагульованої води (глинозем – 8,7 мг/дм³, залишковий хлор – 0,85 мг/дм³) при застосуванні композиції $Na_2CO_3 + Na_3PO_4 * 12 H_2O + NaF$ наведені у табл. 4.15 – 4.18.

Таблиця 4.15 – Вплив композиції Na_2CO_3 50 мг/дм³ + Na_3PO_4 * 12 H_2O 50 мг/дм³ + NaF на вміст солей жорсткості у коагульованій воді КВ.

Точка відбору	[NaF] мг/дм ³	Час витримки, годин	pH ₀	Ж ₀ мг–екв/дм ³	pH _к	Ж _к мг–екв/дм ³
Старий відст. № 2	10	1	7,58	12,1	8,45	12,0
	10	2	7,58	12,1	8,39	11,9
	20	1	7,58	12,1	8,58	11,8
	20	2	7,58	12,1	8,52	11,7
	50	1	7,58	12,1	8,63	11,8
	50	2	7,58	12,1	8,57	11,7

Зменшення вмісту солей жорсткості спостерігається не значне, що вказує на недоцільність подальших досліджень із збільшенням концентрації фториду натрію у вихідну композицію реагентів ($Na_2CO_3 + Na_3PO_4$).

Таблиця 4.16 – Вплив композиції Na_2CO_3 100 мг/дм³ + Na_3PO_4 * 12 H_2O 50 мг/дм³ + NaF на вміст солей жорсткості у коагульованій воді КВ.

Точка відбору	[NaF] мг/дм ³	Час витримки, годин	pH ₀	Ж ₀ мг–екв/дм ³	pH _к	Ж _к мг–екв/дм ³
Старий відст. № 2	10	1	7,58	12,1	8,72	11,7
	10	2	7,58	12,1	8,72	11,7
	20	1	7,58	12,1	8,85	11,6
	20	2	7,58	12,1	8,83	11,6
	50	1	7,58	12,1	8,85	11,5
	50	2	7,58	12,1	8,84	11,5

Збільшення об'ємної частки карбонату натрію, в вихідній композиції (Na_2CO_3 + Na_3PO_4), в 2 рази не призводить до зменшення вмісту солей жорсткості у вихідній воді КВ до рівня нормативних вимог.

Таблиця 4.17 – Вплив композиції Na_2CO_3 50 мг/дм³ + Na_3PO_4 * 12 H_2O 100 мг/дм³ + NaF на вміст солей жорсткості у коагульованій воді КВ.

Точка відбору	[NaF] мг/дм ³	Час витримки, годин	pH ₀	Ж ₀ мг–екв/дм ³	pH _к	Ж _к мг–екв/дм ³
Старий відст. № 2	10	1	7,71	12,4	8,64	12,0
	10	2	7,71	12,4	8,60	11,8
	20	1	7,71	12,4	8,58	12,0
	20	2	7,71	12,4	8,53	11,9
	50	1	7,71	12,4	8,53	11,8
	50	2	7,71	12,4	8,52	11,7

Збільшення об'ємної частки фосфату натрію, в вихідній композиції (Na_2CO_3 + Na_3PO_4), в 2 рази призводить до не значного зменшення вмісту солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Таблиця 4.18 – Вплив композиції Na_2CO_3 50 мг/дм³ + Na_3PO_4 * 12 H_2O 100 мг/дм³ + NaF на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відбору	[NaF] мг/дм ³	Час витримки, годин	pH ₀	Ж ₀ мг–екв/дм ³	pH _к	Ж _к мг–екв/дм ³
Старий відст. № 2	10	1	7,81	11,5	8,82	10,7
	10	2	7,81	11,5	8,79	10,7
	20	1	7,81	11,5	8,88	10,6
	20	2	7,81	11,5	8,87	10,6
	50	1	7,81	11,5	8,88	10,7
	50	2	7,81	11,5	8,88	10,6

Як видно з наведених даних зменшення вмісту солей жорсткості при зміні дози реагентів в композиціях не призводить до зменшення рівня солей жорсткості до нормативного рівня.

З метою руйнування комплексних іонів кальцію з ЕДТА проводилась попередня обробка вихідної води і коагульованої води пероксидом гідрогену з різним часом витримки і подальше введення композиції (Na_2CO_3 100 мг/дм³ + $Na_3PO_4 \cdot 12 H_2O$ 100 мг/дм³ + NaF 50 мг/дм³) з часом витримки 1 і 2 години. Результати експериментів для вихідної води наведені у табл. 4.19, для коагульованої води (глинозем – 4,5 мг/дм³; залишковий хлор 1,27 мг/дм³) – у табл. 4.20.

Таблиця 4.19 – Вплив попередньої обробки H_2O_2 та композиції Na_2CO_3 100 мг/дм³ + $Na_3PO_4 \cdot 12 H_2O$ 100 мг/дм³ + NaF 50 мг/дм³ на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відбору	[H_2O_2] мг/дм ³	Час витримки, хв.	pH ₀	Ж ₀ мг-екв/дм ³	pH _к 1 год/2 год	Ж _к мг-екв/дм ³ 1 год/2 год
Н/ст. № 2	30	10	8,3	11,2	8,93/8,90	10,3/10,2
	30	20	8,3	11,2	8,92/8,90	10,3/10,2
	30	30	8,3	11,2	8,97/8,95	10,3/10,2
	60	10	8,3	11,2	8,93/9,98	10,1/10,1
	60	20	8,3	11,2	8,95/9,01	10,3/10,2
	60	30	8,3	11,2	8,98/9,0	10,0/10,0
	90	10	8,3	11,2	8,83/8,86	10,2/10,2
	90	20	8,3	11,2	8,89/8,90	10,2/10,2
	90	30	8,3	11,2	8,90/9,02	10,2/10,2

Зменшення вмісту солей жорсткості спостерігається не значне, що вказує на недоцільність подальших досліджень із збільшенням концентрації фториду натрію у вихідній композиції реагентів (Na_2CO_3 + Na_3PO_4) при попередній обробці H_2O_2 .

Таблиця 4.20 – Вплив попередньої обробки H_2O_2 та композиції Na_2CO_3 100 мг/дм³ + $Na_3PO_4 \cdot 12 H_2O$ 100 мг/дм³ + NaF 50 мг/дм³ на вміст солей жорсткості у коагульованій воді КВ.

Точка відбору	[H_2O_2] мг/дм ³	Час витрим., хв	pH ₀	Ж ₀ мг-екв/дм ³	pH _к 1 год/2 год	Ж _к мг-екв/дм ³ 1 год/2 год
/ст. № 2	30	10	8,42	11,1	8,97/8,94	10,2/10,1
	30	20	8,42	11,1	8,94/8,94	10,3/10,3
	30	30	8,42	11,1	8,99/8,97	10,2/10,1
	60	10	8,42	11,1	8,96/8,99	10,2/10,1
	60	20	8,42	11,1	8,90/8,96	10,1/10,1
	60	30	8,42	11,1	8,91/8,96	10,2/10,2
	90	10	8,42	11,1	8,85/8,89	10,2/10,2
	90	20	8,42	11,1	8,85/8,91	10,0/10,0
	90	30	8,42	11,1	8,94/8,91	10,0/10,0

За отриманими результатами можна стверджувати, що дія пероксиду гідрогену не призводить до руйнування комплексних сполук іонів кальцію з ЕДТА, а навпаки погіршує дію композиції з пом'якшення, як вихідної так і коагульованої води.

Результати дослідження впливу композиції карбонату натрію з сульфатом заліза ($Na_2CO_3 + FeSO_4$) при обробці вихідної води наведені у табл. 4.21 та 4.22.

Таблиця 4.21 – Вплив композиції Na_2CO_3 50 мг/дм³ + $FeSO_4$ на вміст солей жорсткості у воді КВ.

Точка відбору	[$FeSO_4$] мг/дм ³	Час витримки, год	J_0 мг-екв/дм ³	J_k мг-екв/дм ³
Н/ ст. № 1	25	1	11,3	11,3
	25	2	11,3	11,3
	50	1	11,3	11,3
	50	2	11,3	11,3
	100	1	11,3	11,3
	100	2	11,3	11,3

Зменшення вмісту солей жорсткості не спостерігалось взагалі.

Таблиця 4.22 – Вплив композиції Na_2CO_3 100 мг/дм³ + $FeSO_4$ на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відбору	[$FeSO_4$] мг/дм ³	Час витримки, год	J_0 мг-екв/дм ³	J_k мг-екв/дм ³
Н/ ст. № 1	25	1	11,3	11,2
	25	2	11,3	11,3
	50	1	11,3	11,0
	50	2	11,3	11,2
	100	1	11,3	11,0
	100	2	11,3	11,3

Випробувана композиція практично не призводить до прояву ефекту пом'якшення вихідної води КВ. Навіть додаткова попередня обробка вихідної води перманганатом калію $KMnO_4$ 25мг/дм³ з подальшою обробкою тими ж композиціями не дають бажаних результатів (табл. 4.23).

Таблиця 4.23 – Вплив композиції $KMnO_4$ 25 мг/дм³ + Na_2CO_3 50 мг/дм³ + $FeSO_4$ на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відбору	[$FeSO_4$] мг/дм ³	Час витримки, год	J_0 мг-екв/дм ³	J_k мг-екв/дм ³
Н/ ст. № 1	25	1	11,3	11,3
	25	2	11,3	11,3

	50	1	11,3	11,3
	50	2	11,3	11,3
	100	1	11,3	11,3
	100	2	11,3	11,3

Приймаючи до уваги, що усі виконані експериментальні дослідження не дали змоги встановити граничну концентрацію карбонату натрію, яка б забезпечувала виведення вмісту солей жорсткості у воді КВ на рівень нормативних вимог (7 мг–екв/дм³), була проведена серія експериментів для встановлення оптимальної концентрації карбонату натрію для ефективного осаджування карбонату кальцію у вихідній воді на стадії коагуляції. Результати досліджень наведені у додатку М.

Додатково для збільшення ефективності пом'якшення вихідної води досліджувалася дія композиції Na_2CO_3 700 мг/дм³ + Na_3PO_4 * 12 H₂O (табл. 4.24 і 4.25).

Таблиця 4.24 – Вплив композиції Na_2CO_3 700 мг/дм³ + Na_3PO_4 * 12 H₂O на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ.

Точка відб.	[Na ₃ PO ₄ * 12H ₂ O] мг/дм ³	Час витрим год	pH ₀	Ж ₀ мг–екв/л	[SO ₄ ²⁻] вих. мг/дм ³	pH _к	Ж _к мг–екв/дм ³	[SO ₄ ²⁻] мг/дм ³
Н/ст. № 1	50	1	8,19	10,3	515	9,76	7,3	524
	50	2	8,19	10,3	515	9,85	7,3	521
	100	1	8,19	10,3	515	9,82	7,2	514
	100	2	8,19	10,3	515	9,87	6,7	525
	200	1	8,19	10,3	515	9,83	6,6	515
	200	2	8,19	10,3	515	9,88	6,1	523

Фосфат натрію не значно підвищує ефект пом'якшення вихідної води КВ, при цьому збільшуючи рН води.

Таблиця 4.25 – Вплив композиції Na_2CO_3 700 мг/дм³ + Na_3PO_4 * 12 H₂O на вміст солей жорсткості у коагульованій воді (глинозем – 7,0 мг/дм³, залишковий хлор – 0,78 мг/дм³) КВ.

Точка відбору	[Na ₃ PO ₄ * 12H ₂ O] мг/дм ³	Час витримки, год	pH ₀	Ж ₀ мг–екв/дм ³	[SO ₄ ²⁻] вих. мг/дм ³	pH _к	Ж _к мг–екв/дм ³	[SO ₄ ²⁻] мг/дм ³
Н/ст. № 1	50	1	8,06	10,1	512	9,64	7,1	524
	50	2	8,06	10,1	512	9,69	7,0	530
	100	1	8,06	10,1	512	9,74	7,3	493
	100	2	8,06	10,1	512	9,77	7,1	517
	200	1	8,06	10,1	512	9,82	7,0	520
	200	2	8,06	10,1	512	9,85	6,8	500

Фосфат натрію не значно підвищує ефект пом'якшення вихідної води КВ, при цьому збільшуючи pH води.

Нами було проведено зміну карбонату натрію на гідрокарбонат натрію з метою перевірки зміни ефективності виведення солей жорсткості з води КВ.

Таблиця 4.26 – Вплив гідрокарбонату натрію на вміст солей жорсткості у коагульованій воді (глинозем – 20 мг/дм³, залишковий хлор – 0,99 мг/дм³) КВ.

Точка відбору	[NaHCO ₃] мг/дм ³	Час витримки, год	pH ₀	Ж ₀ мг–екв/дм ³	pH _к	Ж _к мг–екв/дм ³
1	2	3	4	5	6	7
Н/ ст. № 1	100	1	7,82	10,5	7,93	10,3
	100	2	7,82	10,5	8,02	10,3
	200	1	7,82	10,5	7,93	10,4
	200	2	7,82	10,5	8,05	10,3
	300	1	7,82	10,5	8,08	10,3
	300	2	7,82	10,5	8,14	10,3
	400	1	7,82	10,5	7,98	10,3
	400	2	7,82	10,5	8,17	10,3
	500	1	7,82	10,5	8,36	10,3
	500	2	7,82	10,5	8,42	10,2
	600	1	7,82	10,5	8,17	10,3
	600	2	7,82	10,5	8,26	10,2
	700	1	7,64	10,3	8,30	10,2
	700	2	7,64	10,3	8,21	10,9
	800	1	7,64	10,3	8,27	10,2
	800	2	7,64	10,3	8,24	9,9
	900	1	7,64	10,3	8,38	10,1
	900	2	7,64	10,3	8,32	9,6
	1000	1	7,64	10,3	8,33	9,6
	1000	2	7,64	10,3	8,27	9,0

Заміна карбонату натрію на гідрокарбонат натрію не призводить до суттєвого пом'якшення, як вихідної, так і коагульованої води КВ.

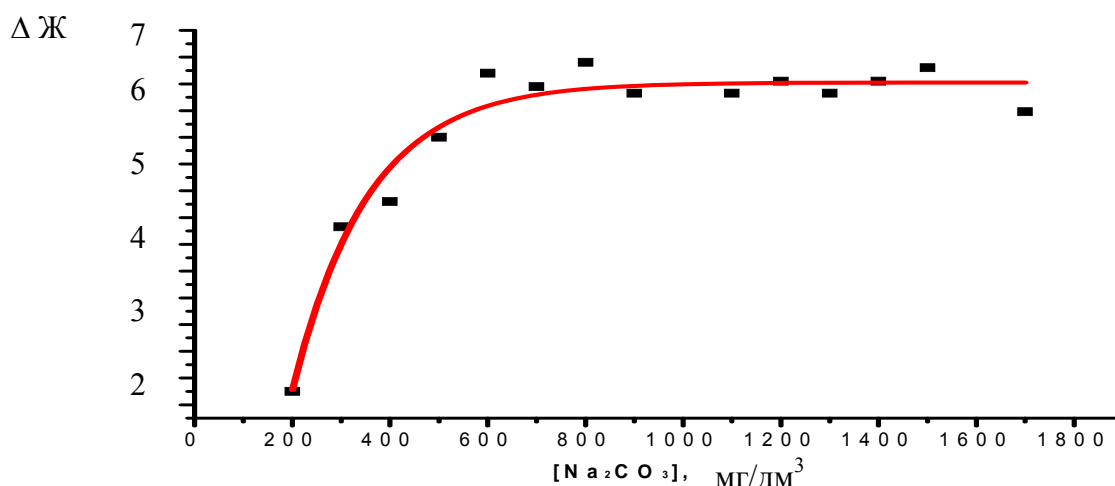


Рис. 4.2. Залежність зміни рівня загальної жорсткості вихідної води КВ від концентрації карбонату натрію за дві години обробки.

Регресійне рівняння виявленої залежності: $y = - 0,056x^2 + 1,0155x + 1,7464$, з достовірністю апроксимації – $R^2 = 0,8835$.

Проведені дослідження дозволили визначити, що при концентрації карбонату натрію на рівні 700 мг/дм³, досягається максимальна стабільна ефективність виведення іонів кальцію у тверду фазу (рис. 4.2), і загальний вміст солей жорсткості досягає нормативного рівню < 7,0 мг/дм³.

4.2 Математична модель управління процесом утворення осаду важкорозчинних сполук на стадії коагуляції.

Як показали проведені дослідження, застосування карбонату натрію (Na₂CO₃) для обробки води з вмістом іонів кальцію 12 – 14 мг-екв/дм³ та іонів магнію – 4 – 5 мг-екв/дм³ дозволяє знизити загальну жорсткість до нормативного рівня < 7,0 мг/дм³. Слід зазначити, що саме від ефективності стадії коагуляції – видалення з вихідної води колоїдних часток, що обумовлюють її кольоровість та каламутність, і суттєве виведення солей жорсткості з водної фази у тверду фазу, забезпечує ефективність подальших стадій підготовки питної води, і як результат повинні гарантувати підготовку питної води високої якості на виході.

Процес утворення часток твердої фази важкорозчинних сполук, як початковий у процесі утворення осаду, найбільш складний з точки зору термодинаміки процесу, що відбувається на стадії коагуляції. Оперативне управління цим процесом, з урахуванням можливої сезонної зміни іонного складу вихідної води та її температури, є ключовим для умов підготовки питної води на КВК.

Головним завданням досліджень було вибрати можливі шляхи оперативного управління процесом утворення твердої фази

важкорозчинних сполук на стадії коагуляції з метою підвищення екологічної безпеки питного водопостачання регіону.

Для вирішення поставленої задачі перш за все треба було визначитися щодо основного показника для оцінки термодинамічної можливості утворення часток твердої фази на стадії коагуляції, з урахуванням технологічної можливості його зміни в той чи інший бік для забезпечення необхідного дієвого управління цим процесом.

Процес утворення часток твердої фази – це процес масопереносу, лімітуючою стадією якого є дифузія речовини з об'єму рідини на зародкову частку твердої фази [113]. Якщо вважати протяжність середовища нескінченною, що відповідає умовам процесу, то можна провести теоретичний аналіз для стаціонарних умов. Нехай r є радіальна відстань від центру сферичної зародкової частки твердої фази радіусом r_0 (рис. 4.3), тоді мольний потік речовини, яка кристалізується, що надходить з оболонки радіусом r ($r > r_0$) можна представити у вигляді [114, 115]

$$j(4\pi r_0^2) = -D(4\pi r^2) \frac{dC}{dr}, \quad (4.1)$$

де j – мольний потік речовини на частку, яка кристалізується;

D – коефіцієнт дифузії;

C – концентрація речовини, що кристалізується у розчині.

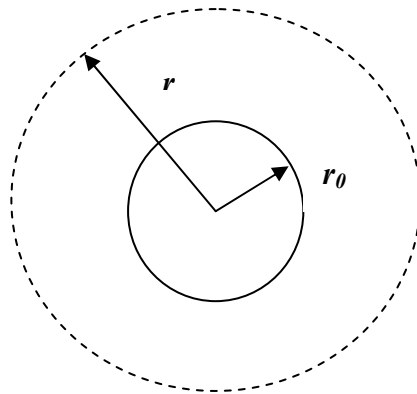


Рис. 4.3. Схема утворення часток твердої фази: r_0 – зародкова частка твердої фази; r – радіальна відстань від центру сферичної зародкової частки твердої фази

Проведення інтегрування в границях від $C = 0$ при $r = r_0$ до $C = C_0$ при $r = \infty$

$$\int_{r_0}^{\infty} \frac{j r_0^2}{r^2} dr = \int_0^{C_0} -D dC, \quad (4.2)$$

де C_0 – стехіометрична концентрація речовини, що кристалізується, у розчині;

C – концентрація речовини, що кристалізується у розчині.
дає наступний вираз для визначення мольного потоку:

$$j = \frac{D}{2r_0} C_0. \quad (4.3)$$

Розмір рівноважного зародку твердої фази та його залежність від параметрів розчину при ізотермо-ізобаричних умовах визначається з рівняння Оствальда-Фройндліха [109, 110]

$$\left(\ln \frac{C}{C_s} \right)_{T, P^{(\beta)}} = \frac{2\sigma V^{(\alpha)}}{r_0 RT}, \quad (4.4)$$

де C_s – гранична концентрація розчинності речовини, яка кристалізується;

σ – поверхневий натяг речовини, що кристалізується;

$V^{(\alpha)}$ – мольний об'єм речовини, що кристалізується у твердій фазі;

r_0 – розмір рівноважного зародку твердої фази;

$P^{(\beta)}$ – тиск у рідкій фазі;

R – універсальна газова стала;

T – температура.

Тоді

$$r_0 = \frac{2 M c}{\rho RT \ln (C / C_s)}, \quad (4.5)$$

оскільки

$$V^{(\alpha)} = \frac{M}{\rho}, \quad (4.6)$$

де M – молекулярна маса речовини, що кристалізується;

ρ – густина маса речовини, що кристалізується.

Таким чином, мольний потік речовини, яка кристалізується на частку зародку твердої фази визначається як

$$j = \frac{D \rho RT}{4 M c} C_0 \ln (C / C_s) = \beta C_0 \ln (C / C_s), \quad (4.7)$$

де β – коефіцієнт масовіддачі;

C_0 – стехіометрична концентрація речовини, що кристалізується, у розчині;

C – концентрація речовини, що кристалізується у розчині;

C_s – гранична концентрація розчинності речовини, яка кристалізується.

Аналогічний вираз було отримано для опису процесу утворення накипу карбонату кальцію на тепло передавальних поверхнях обладнання [111].

Виходячи з отриманої залежності, мольний потік речовини, яка кристалізується на частку зародку твердої фази від складу розчину, основним показником, щодо управління процесом утворення осаду, як було показано у розділі 1 доцільно обрати кристалізаційний напір, оскільки саме він міститься під логарифмом у рівнянні (4.7), який визначається як

$$\eta = \frac{[Ca^{2+}] f_{Ca^{2+}} [CO_3^{2-}] f_{CO_3^{2-}}}{PP_{CaCO_3}}, \quad (4.8)$$

де $[Ca^{2+}]$, $[CO_3^{2-}]$ – концентрації іонів;

$f_{Ca^{2+}}$, $f_{CO_3^{2-}}$ – коефіцієнти активності іонів;

PP_{CaCO_3} – добуток розчинності карбонату кальцію.

Проведенні лабораторні дослідження впливу складу водного розчину на швидкість утворення твердої фази карбонату кальцію у розчині показали, що швидкість утворення твердої фази пропорційна ступеню пересичення розчину по карбонату кальцію (рис. 4.4), тобто підкоряється рівнянню (4.8).

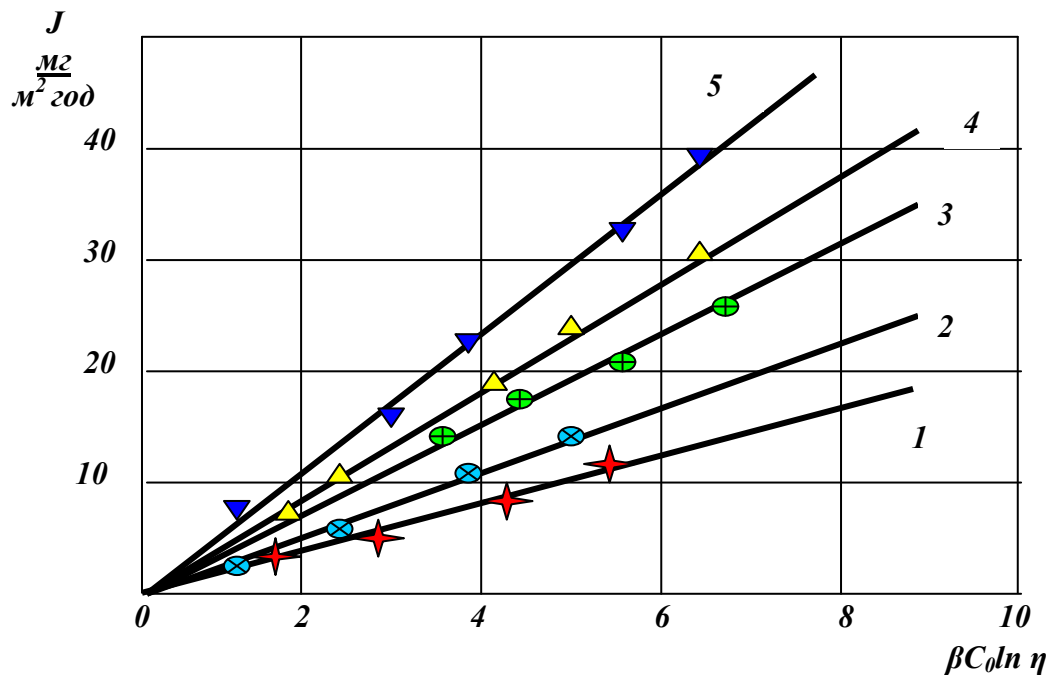


Рис. 4.4. Залежність швидкості утворення твердої фази карбонату кальцію від ступеню пересичення розчину при стехіометричній концентрації карбонату кальцію у розчині, г/м³: 1 – 25, 2 – 50, 3 – 75, 4 – 100, 5 – 125.

Додатковим підтвердженням справедливості запропонованої моделі утворення часток твердої фази карбонату кальцію на стадії коагуляції є лінійний характер залежності $\ln \beta = f(1/T)$, отриманої в наслідок аналізу експериментальних результатів в діапазоні температур 293 – 598 К, що апроксимується рівнянням

$$\ln \beta = 0,8 - \frac{4224,4}{T}, \quad (4.9)$$

з коефіцієнтом кореляції 0,97 при середньоквадратичному відхиленні середнього 0,47.

Другою складною задачею є визначення значення кристалізаційного напору у вихідній воді КВ, з урахуванням її іонного складу та визначення дози карбонату натрію, що треба додавати на стадії коагуляції для забезпечення необхідної швидкості утворення часток твердої фази карбонату кальцію.

Для визначення дійсних рівноважних концентрацій іонів $[Ca^{2+}]$, $[CO_3^{2-}]$ враховувалися можливі процеси утворення іонних асоціатів, для чого була складена система рівнянь:

– рівняння дисоціації:

$$[H^+] \cdot f_{H^+} \cdot [OH^-] \cdot f_{OH^-} = K_w, \quad (4.10)$$

$$[Ca^{2+}] \cdot f_{Ca^{2+}} \cdot [OH^-] \cdot f_{OH^-} = K_1 \cdot [CaOH^+] \cdot f_{CaOH^+}, \quad (4.11)$$

$$[CaOH^+] \cdot f_{CaOH^+} \cdot [OH^-] \cdot f_{OH^-} = K_2 \cdot [Ca(OH)_2^0] \cdot f_{Ca(OH)_2^0}, \quad (4.12)$$

$$[H^+] \cdot f_{H^+} \cdot [HCO_3^-] \cdot f_{HCO_3^-} = K_3 \cdot [CO_2^0] \cdot f_{CO_2^0}, \quad (4.13)$$

$$[H^+] \cdot f_{H^+} \cdot [CO_3^{2-}] \cdot f_{CO_3^{2-}} = K_4 \cdot [HCO_3^-] \cdot f_{HCO_3^-}, \quad (4.14)$$

$$[Ca^{2+}] \cdot f_{Ca^{2+}} \cdot [HCO_3^-] \cdot f_{HCO_3^-} = K_5 \cdot [CaHCO_3^+] \cdot f_{CaHCO_3^+}, \quad (4.15)$$

$$[CaHCO_3^+] \cdot f_{CaHCO_3^+} \cdot [HCO_3^-] \cdot f_{HCO_3^-} = K_6 \cdot [Ca(HCO_3)_2^0] \cdot f_{Ca(HCO_3)_2^0}, \quad (4.16)$$

$$[Ca^{2+}] \cdot f_{Ca^{2+}} \cdot [CO_3^{2-}] \cdot f_{CO_3^{2-}} = K_7 \cdot [CaCO_3^0] \cdot f_{CaCO_3^0}, \quad (4.17)$$

$$[H^+] \cdot f_{H^+} \cdot [SO_4^{2-}] \cdot f_{SO_4^{2-}} = K_8 \cdot [HSO_4^-] \cdot f_{HSO_4^-}, \quad (4.18)$$

$$[H^+] \cdot f_{H^+} \cdot [HSO_4^-] \cdot f_{HSO_4^-} = K_9 \cdot [H_2SO_4^0] \cdot f_{H_2SO_4^0}, \quad (4.19)$$

$$[Ca^{2+}] \cdot f_{Ca^{2+}} \cdot [HSO_4^-] \cdot f_{HSO_4^-} = K_{10} \cdot [CaHSO_4^+] \cdot f_{CaHSO_4^+}, \quad (4.20)$$

$$[CaHSO_4^+] \cdot f_{CaHSO_4^+} \cdot [HSO_4^-] \cdot f_{HSO_4^-} = K_{11} \cdot [Ca(HSO_4)_2^0] \cdot f_{Ca(HSO_4)_2^0}, \quad (4.21)$$

$$[Ca^{2+}] \cdot f_{Ca^{2+}} \cdot [SO_4^{2-}] \cdot f_{SO_4^{2-}} = K_{12} \cdot [CaSO_4^0] \cdot f_{CaSO_4^0}, \quad (4.22)$$

$$[Mg^{2+}] \cdot f_{Mg^{2+}} \cdot [OH^-] \cdot f_{OH^-} = K_{13} \cdot [MgOH^+] \cdot f_{MgOH^+}, \quad (4.23)$$

$$[MgOH^+] \cdot f_{MgOH^+} \cdot [OH^-] \cdot f_{OH^-} = K_{14} \cdot [Mg(OH)_2^0] \cdot f_{Mg(OH)_2^0}, \quad (4.24)$$

$$[Mg^{2+}] \cdot f_{Mg^{2+}} \cdot [HCO_3^-] \cdot f_{HCO_3^-} = K_{15} \cdot [MgHCO_3^+] \cdot f_{MgHCO_3^+}, \quad (4.25)$$

$$[MgHCO_3^+] \cdot f_{MgHCO_3^+} \cdot [HCO_3^-] \cdot f_{HCO_3^-} = K_{16} \cdot [Mg(HCO_3)_2^0] \cdot f_{Mg(HCO_3)_2^0}, \quad (4.26)$$

$$[Mg^{2+}] \cdot f_{Mg^{2+}} \cdot [CO_3^{2-}] \cdot f_{CO_3^{2-}} = K_{17} \cdot [MgCO_3^0] \cdot f_{MgCO_3^0}, \quad (4.27)$$

$$[Mg^{2+}] \cdot f_{Mg^{2+}} \cdot [HSO_4^-] \cdot f_{HSO_4^-} = K_{18} \cdot [MgHSO_4^+] \cdot f_{MgHSO_4^+}, \quad (4.28)$$

$$[MgHSO_4^+] \cdot f_{MgHSO_4^+} \cdot [HSO_4^-] \cdot f_{HSO_4^-} = K_{19} \cdot [Mg(HSO_4)_2^0] \cdot f_{Mg(HSO_4)_2^0}, \quad (4.29)$$

$$[Mg^{2+}] \cdot f_{Mg^{2+}} \cdot [SO_4^{2-}] \cdot f_{SO_4^{2-}} = K_{20} \cdot [MgSO_4^0] \cdot f_{MgSO_4^0}, \quad (4.30)$$

– матеріального балансу:

$$\begin{aligned} \mathcal{K} = & [Ca^{2+}] + [CaOH^+] + [Ca(OH)_2^0] + [CaHCO_3^+] + [Ca(HCO_3)_2^0] + [CaCO_3^0] + \\ & + [CaHSO_4^+] + [Ca(HSO_4)_2^0] + [CaSO_4^0] + [Mg^{2+}] + [MgOH^+] + [Mg(OH)_2^0] + \end{aligned} \quad (4.31)$$

$$\begin{aligned} & + [MgHCO_3^+] + [Mg(HCO_3)_2^0] + [MgCO_3^0] + [MgHSO_4^+] + [Mg(HSO_4)_2^0] + [MgSO_4^0] \\ \mathcal{C} = & [OH^-] + [HCO_3^-] + [CO_3^{2-}] - [H^+] \end{aligned} \quad (4.32)$$

$$\begin{aligned} [Ca]_{\text{обци}} = & [Ca^{2+}] + [CaOH^+] + [Ca(OH)_2^0] + [CaHCO_3^+] + [Ca(HCO_3)_2^0] + [CaCO_3^0] + \\ & + [CaHSO_4^+] + [Ca(HSO_4)_2^0] + [CaSO_4^0] \end{aligned} \quad (4.33)$$

$$\begin{aligned} [Mg]_{\text{обци}} = & [Mg^{2+}] + [MgOH^+] + [Mg(OH)_2^0] + [MgHCO_3^+] + [Mg(HCO_3)_2^0] + \\ & + [MgCO_3^0] + [MgHSO_4^+] + [Mg(HSO_4)_2^0] + [MgSO_4^0] \end{aligned} \quad (4.34)$$

$$\begin{aligned} [SO_4]_{\text{обци}} = & [SO_4^{2-}] + [HSO_4^-] + [H_2SO_4^0] + [CaHSO_4^+] + [Ca(HSO_4)_2^0] + [CaSO_4^0] + \\ & + [MgHSO_4^+] + [Mg(HSO_4)_2^0] + [MgSO_4^0] \end{aligned} \quad (4.35)$$

– рівняння електронейтральності:

$$\begin{aligned} [H^+] + 2 \cdot [Ca^{2+}] + 2 \cdot [Mg^{2+}] + [CaOH^+] + [CaHCO_3^+] + [CaHSO_4^+] + [MgOH^+] + \\ + [MgHCO_3^+] + [MgHSO_4^+] = [OH^-] + 2 \cdot [CO_3^{2-}] + 2 \cdot [SO_4^{2-}] + [HCO_3^-] + [HSO_4^-] \end{aligned} \quad (4.36)$$

Коефіцієнти активності іонів у розчинах розраховувалися за розширеним рівнянням Дебая-Хюккеля [110] з урахуванням їх сумісного перебування у розчині [111], а для нейтральних іонних асоціатів за формулою [112]

$$\lg f_0 = - \frac{S^* \sqrt{I}}{1 + B^* r_i \sqrt{I}}, \quad (4.37)$$

де f_0 – коефіцієнт активності іонного асоціату;
 S^* , B^* – сталі, що характеризують розчинник;

r_i – радіус іонного асоціату;
 I – іона сила розчину.

Термодинамічні константи рівноваги, які входять до рівнянь (4.10–4.36) за стандартних умов ($T = 298 \text{ K}$, $P = 0,1013 \text{ МПа}$) розраховувалися за формулою (3.14). Зміни ізобарно-ізотермічного потенціалу $\Delta_r G_i(T)$ для реакцій, що розглядаються, визначалися за допомогою рівняння (3.15). Розв’язання систем рівнянь (4.10–4.36) відбувалось методом ітерацій, для чого нами була розроблена програма “Кг-Karach” (додаток Б, В) для персональної електронно-обчислювальної машини. Програма дозволяє визначити кристалізаційний напір карбонату кальцію у вихідній воді на основі даних її хімічного аналізу, розрахувати необхідну дозу карбонату натрію для ефективного утворення осаду карбонату кальцію на стадії коагуляції, та забезпечує ефективне управління цим процесом.

Проведені експериментальні дослідження на реальній воді КВ дозволили визначити, що при введенні у вихідну воду на стадії коагуляції карбонату натрію у розрахованій концентраційній кількості – 700 мг/дм^3 , досягається максимальна стабільна ефективність виведення іонів кальцію у тверду фазу (рис. 4.5), при цьому загальний вміст солей жорсткості досягає нормативного рівню $< 7,0 \text{ мг/дм}^3$.

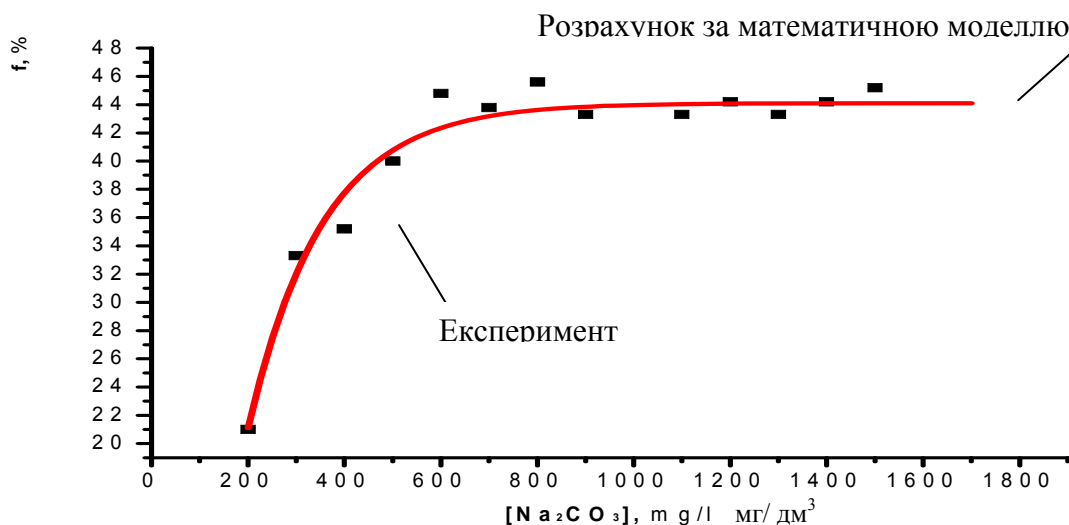


Рис. 4.5. Залежність виведення іонів кальцію в тверду фазу у воді обробленій карбонатом натрію від його концентрації.

Регресійне рівняння виявленої залежності: $y = -0,056x^2 + 1,0155x + 1,7464$, з достовірністю апроксимації – $R^2 = 0,8835$.

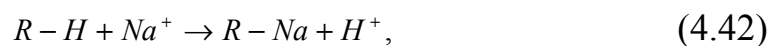
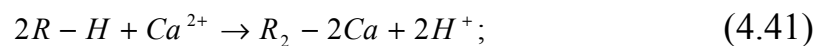
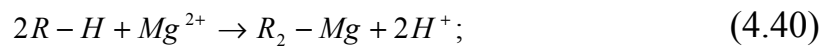
Цей факт є перевіркою адекватності запропонованої математичної моделі, для реальних умов процесу підготовки питної води, а також дає можливість стверджувати про створення системи оперативного управління процесом утворення осаду важкорозчинних сполук шляхом корегування швидкості утворення твердої фази на стадії коагуляції при введенні у вихідну воду карбонату натрію.

4.3 Використання методу іонного обміну для видалення іонних домішок з води поверхневого джерела.

Для підготовки питної води високої якості в умовах КВК необхідно не тільки забезпечити зниження вмісту солей жорсткості до нормативного рівню менше $7,0 \text{ мг/дм}^3$, а і створити можливість управління їх вмістом, забезпечити суттєве зниження загального солевмісту та створити технічні умови виведення іонів важких металів, сульфат іонів та інших іонних домішок.

Для досягнення цієї мети як найбільше підходять, з досвіду вирішення аналогічних задач при приготуванні теплоносіїв атомних та теплових електростанцій іонообмінні процеси (Н-катіонування та ОН-аніонування води) після стадії коагуляції і відстоювання [62]. Виходячи з того, що за ДСТУ 4808:2007 «Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання» вода КВ класифікується, як вода 4 класу – посередня, обмежено придатна, небажана якість води, за додатком В цього ж стандарту «Технологічні вимоги до методів оброблення води залежно від класу її якості» за умови відсутності інших джерел водопостачання використовують іонний обмін за фільтруванням через іоніти.

Розглянемо процес, що відбуваються при попередній регенерації катіоніту водними розчинами кислоти, що забезпечує переведення його сполук у Н-форму:

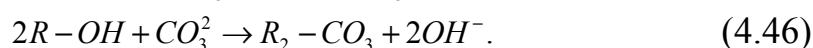
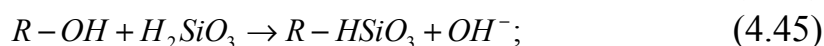
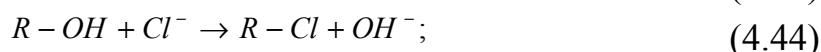


в наслідок яких катіони кальцію, магнію та натрію у воді замінюються іонами гідрогену. Це забезпечує зниження загального солевмісту у воді, що вкрай необхідно в умовах КВК. З урахуванням загального іонного складу води КВ та його сезонних коливань, для вирішення цих задач найбільш підходить сильнокислотний катіоніт вітчизняного підготовки КУ-2-8 (сертифікований для використання в питному водопостачанні. Являється аналогом закордонних катіонітів Amberlite IR-120, Dowex HCR, Purolite C-100, Lewatit S-100).

Зменшення вмісту сульфат- і хлорид-аніонів у воді при підготовці питної води високої якості можна забезпечити шляхом іонування води на сильнолужному аніоніті АВ-17-8 (сертифікований для застосування в питному водопостачанні, зокрема – для вилучення нітратів. Володіючи менш зшитою структурою, ці аніоніти мають явну перевагу по кінетиці іонного обміну і незворотного отруєння гуміновими кислотами. Зарубіжні аналоги Amberlite IRA-402Cl, Amberlite IRA-410Cl, Dowex SBR, Purolite A-400, Purolite A-600, Lewatit M-500).

Аніоніти при їх регенерації лугом $NaOH$, содою Na_2CO_3 або кухонною сіллю $NaCl$ здатні заряджатися відповідно аніонами OH^- , CO_3^{2-} або Cl^- і потім обмінювати їх на аніони, що містяться в оброблюваній воді, цей процес називається аніонуванням.

При попередній регенерації аніоніту водними розчинами натрової луги, що забезпечує переведення його сполук у OH^- -форму та обумовлює на стадії фільтрації протікання наступних процесів



Основні виробничі характеристики катіоніту КУ–2–8 та аніоніту АВ–17–8 наведені у табл. 4.27.

Таблиця 4.27 – Обмінна ємність поглинання катіоніту КУ–2–8 та аніоніту АВ–17–8 [82, 83].

Іонообмінна смола	Обмінна ємність, мг-екв/дм ³	Ємність поглинання кремнієвої кислоти, мг-екв/дм ³	Питомі витрати на регенерацію, г/г-екв	Остаточна концентрація у фільтраті за фільтроцикл, мг/дм ³
КУ–2–8	1000	–	(H ₂ SO ₄) 110	(катіонів) 1
АВ–17–8	640	460	(NaOH) 230	(аніонів) 1,5

Насипні характеристики катіоніту та аніоніту наведені у табл. 4.28.

Таблиця 4.28 – Насипні маси іонітів.

Іоніт	Вологість, %	Насипна маса товарного, т/м ³	Насипна маса розбухлого, т/м ³	Маса сухого іоніту в 1м ³ розбухлого у воді	Коефіцієнт розбухання сухого матеріалу
КУ–2–8	50–60	0,75 – 0,80	0,75 – 0,80	0,36 – 0,38	2,1
АВ–17–8	50–60	0,70 – 0,74	0,74	0,35	2,2

4.4 Аналіз результатів обробки води КВ методом іонного обміну.

Результати додаткової обробки води на стадії коагуляції карбонатом натрію з подальшим використанням методу іонного обміну наведені в табл. 4.29, 4.30.

Таблиця 4.29 – О новні показники вихідної води та води обробленої методом іонного обміну з використанням катіонітів КУ–2–8, Levatit S100KR та аніоніту АВ–17–8.

Режим обробки	pH ₀	Ж ₀ , ммоль/дм ³	[SO ₄ ²⁻] ₀ , мг/дм ³	С/З _{вих.} , мг/дм ³	pH _ф	Ж _ф , ммоль/дм ³	pH _к	pH _а	Ж _{кін.} , ммоль/дм ³	[SO ₄ ²⁻] _{кін.} , мг/дм ³	С/З _{кін.} , мг/дм ³
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1)700 мг/дм ³ Na ₂ CO ₃ 2)КУ–2–8 3)АВ–17–8	7,97	10,5	556	1246	9,46	6,8	2,03	10,46	0,45	27	55
1)700 мг/дм ³ Na ₂ CO ₃ 2)АВ–17–8 3)КУ–2–8	7,97	10,5	556	1246	9,42	6,8	2,19	11,29	0,2	21	323
1)700 мг/дм ³ Na ₂ CO ₃ 2)АВ–17–8 3)Levatit S100KR	7,97	10,5	556	1246	9,45	6,8	7,93	10,14	5,0	65	1665
1)700 мг/дм ³ Na ₂ CO ₃ 2)Levatit S100KR 3)АВ–17–8	7,97	10,5	556	1246	9,42	6,8	10,32	11,35	0,7	21	1199

Примітки:

1. Концентрація глинозему – 10 мг/дм³.
2. Концентрація активного хлору, при первинному хлоруванні – 0,85 мг/дм³.

Таблиця 4.30 – Основні показники вихідної води та води обробленої методом іонного обміну з використанням катіонітів КУ–2–8, Levatit S100KR та аніоніту АВ–17–8.

Режим обробки	pH ₀	Ж ₀ , ммоль/дм ³	[SO ₄ ²⁻] ₀ , мг/дм ³	С/З _{вих.} , мг/дм ³	pH _ф	Ж _ф , ммоль/дм ³	pH _к	pH _а	Ж _{кін.} , ммоль/дм ³	[SO ₄ ²⁻] _{кін.} , мг/дм ³	С/З _{кін.} , мг/дм ³
1)700 мг/дм ³ Na ₂ CO ₃ 2)КУ–2–8 3)АВ–17–8	7,65	10,6	554	1246	9,34	6,6	2,08	9,15	0,4	22	231
1)700 мг/дм ³ Na ₂ CO ₃ 2)АВ–17–8 3)КУ–2–8	7,59	10,5	554	1246	9,47	6,7	2,11	10,01	0,15	79	544
1)700 мг/дм ³ Na ₂ CO ₃ 2)Levatit S100KR 3)АВ–17–8	7,8	10,6	554	1246	9,50	6,8	7,75	10,36	6,0	108	1474
1)700 мг/дм ³	7,86	10,5	554	1246	9,43	6,7	8,38	10,14	5,40	101	1540

Na ₂ CO ₃ 2)AB- 17-8 3)Levatit S100KR											
---	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--

Примітки:

1. Концентрація глинозему – 5,5 мг/дм³.
2. Концентрація активного хлору, при первинному хлоруванні – 0,64 мг/дм³.

Найменші значення концентрацій усіх речовин, що контролювалися, досягалися при наступній послідовності стадій обробки води: 1) коагуляція (Na₂CO₃); 2) катіонування (КУ–2–8); 3) аніонування (AB–17–8). Кінцеве значення рН води (рН=10,46) перебільшує допустиме для питної води значення (рН=6,5–8,5). Уникнути цього недоліку можливо за рахунок підкислення води мінеральною кислотою, що припустимо, враховуючи те, що загальний солеміст становить біля 300 мг/дм³ і значно нижче верхньої границі 1000 мг/дм³ встановленої нормативом [9]. Другим шляхом корегування рН питної води може бути поєднання відповідних об'ємів води з різних стадій обробки у визначеному співвідношенні. Так, при змішуванні води після всіх стадій обробки з водами після катіонування та після коагуляції у об'ємному співвідношенні (2: 1 :2), можна отримати воду з наступними показниками: рН = 7,94; Ж = 5,2 ммоль/дм³; [SO₄²⁻] = 382 мг/дм³; С/З – 940 мг/дм³, яка відповідає нормам [9]. Зібрані в одну ємність регенераційні розчини після регенерації катіоніту, аніоніту та промивні після регенераційні води з цих фільтрів, утворюють розчин з наступними показниками: рН = 2,47; С/З = 1614 мг/дм³.

З метою визначення оптимальних умов для досягнення рівня домішок у воді КВ на рівні нормативних з урахуванням рН, нами були проведені експериментальні дослідження використання на стадії аніонування ФЗД у співвідношенні аніонітів АВ–17–8 та АН–31, як 1:1.

Таблиця 4.31 – Основні показники води обробленої методом іонного обміну з використанням катіоніту КУ–2–8 та аніонітів АВ–17–8, АН–31.

Режим обробки	рН ₀	Ж ₀ , ммоль/ дм ³	[SO ₄ ²⁻] ₀ , мг/дм ³	С/З _{вих} , мг/дм ³	рН _ф	Ж _ф , ммоль/ дм ³	рН _к	рН _а	Ж _{кін} , ммоль/ дм ³	[SO ₄ ²⁻] _{кін} , мг/дм ³	С/З _{кін} , мг/дм ³
1)700мг/дм ³ Na ₂ CO ₃ 2)КУ–2–8 3)Декарбонізація 4)AB–17–8 5)АН–31	7,97	11,9	601	1437	9,43	7,7	2,68	7,6	0,8	21	343
1)700мг/дм ³ Na ₂ CO ₃ 2)КУ–2–8 3)Декарбонізація 4)АН–31	7,97	11,9	601	1437	9,39	7,6	2,15	6,58	0,4	19	472
1)700мг/дм ³ Na ₂ CO ₃ 2)КУ–2–8 3)Декарбонізація 4)AB–17–8+АН–	7,97	11,9	601	1437	9,4	7,6	2,49	11,05	0,3	32	404

Найкращі результати отримані при наступній послідовності стадій обробки води: 1) коагуляція (Na_2CO_3); 2) катіонування (КУ–2–8); 3) декарбонізація; 4) аніонування (суміш АВ–17–8 + АН–31). Кінцеве значення рН води (рН=6,58) відповідає допустимому для питної води значенню (рН=6,5–8,5) (табл. 4.31).

Для порівняння якості води після різних стадій підготовки, з вихідною водою КВ були приготовані суміші вод з різних стадій обробки в співвідношеннях:

1–а суміш: вода після усіх стадій обробки та вода після штатної стадії коагуляції та первинного хлорування (у співвідношенні 1:1);

2–а суміш: вода після усіх стадій обробки та вихідна вода КВ (у співвідношенні 1:1);

3–я суміш: вода після усіх стадій обробки, вода після катіонування та вода після штатної стадії коагуляції та первинного хлорування (у співвідношенні 2:1:2).

Основні показники якості води після підготовки сумішей у порівнянні зі складом води КВ наведені у табл. 4.32. Результати бактеріологічних аналізів наведені у табл. 4.33.

Таблиця 4.32 – Основні показники вихідної води та сумішей вод.

Вода	рН	Ж, ммоль/дм ³	[SO ₄ ²⁻], мг/дм ³	С/З, мг/дм ³
Вихідна вода	7,97	11,7	603	1412
1–а суміш	7,64	6,05	314	897
2–а суміш	7,91	6,1	316	899
3–я суміш	5,6	6,38	372	910

Таблиця 4.33 – Результати основних бактеріологічних аналізів показників вихідної води та сумішей вод.

Вода	ЗМЧ, 22 ⁰ С	ЗМЧ, 37 ⁰ С	Колі–інд.	Колі–фагі
Вихідна вода		10	80	250
1–а суміш	25	4	3	150
2–а суміш	190	110	9	100
3–я суміш	9	3	< 3	50

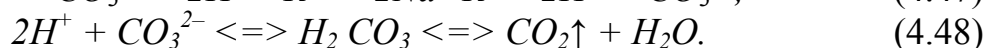
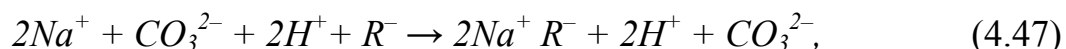
Примітка. ЗМЧ – загальне мікробне число.

Таким чином, при використанні у якості вихідної води для стадії іонування – води після штатної стадії коагуляції та первинного хлорування, яка використовується на КВК, можна досягти виготовлення води високої якості тільки шляхом застосування іонообмінних фільтрів без додаткової стадії обробки води карбонатом натрію. Це забезпечує зменшення об'ємів утворення шламів та дозволяє уникнути необхідної стадії їх утилізації.

4.5 Обґрунтування вибору методу декарбонізації для підготовки питної води високої якості.

При проведенні експериментальних досліджень було зафіксовано газоутворення на стадії аніонування після попереднього катіонування, що умовах виробництва не припустимо.

Зниження рН до рівня рН = 2 після катіонування та присутність надлишку аніонів CO_3^{2-} , які в цих умовах внаслідок зміщення рівноваги за принципом Ле Шательє переходить у газову фазу CO_2



Для уникнення газоутворення CO_2 до стадії аніонування необхідно провести дегазацію води після катіонування з використанням вакуумно-ежекційного декарбонізатора [127].

Видалення з води розчинених газів зокрема CO_2 є важливою складовою частиною технологічних процесів підготовки додаткової води живлення парових котлів та систем теплопостачання [128]. В якості основного метода видалення розчинених газів з води використовують фізичну десорбцію. Десорбція CO_2 здійснюється при контакті дисперсної води, що обробляється з атмосферним повітрям. Найбільш відома робота щодо основних принципів проектування процесу декарбонізації та апаратурного його оснащення є [129], на якій ґрунтується до теперішніх часів застосування декарбонізаторів у теплоенергетиці.

Достатньо широке розповсюдження у теплоенергетичних установках мають струминно-барботажні вакуумні декарбонізатори [130, 131]. Але досягнення ефективної десорбції розчиненої у воді CO_2 при зниженні температурного рівня процесу деаерації ускладнюється.

В останні роки активні дослідження прямоочних багатоступеневих вакуумно-ежекційних декарбонізаторів [132, 133] дозволили створити апарати, які забезпечують достатньо глибоку декарбонізацію води, що обумовило їх широке застосування у установках питної води низки теплових електростанцій. Суттєвою перевагою конструкцій вакуумно-ежекційних декарбонізаторів є відсутність вентиляторів для подачі десорбуючого агента – повітря.

Усе більше застосування набувають прямоочні щілинні ДКС, розроблені багато профільним об'єднанням „Кварк” і призначені для видалення з води вільної вуглекислоти і розчиненого CO_2 . ДКС застосовуються як проміжна ступінь водопідготовки для видалення CO_2 після Н-катіонування [126]. Головною особливістю цих апаратів є інтенсифікація процесу декарбонізації у порівнянні з насадковими апаратами завдяки застосуванню нових струминних технічних рішень, що дозволяють багатократно збільшити поверхню взаємодії рідкої і газоподібної фаз при витіканні води з соплових насадок ДКС.

ДКС виготовляють з нержавіючої сталі. Габаритні розміри струминного декарбонізаторів у 10 разів, а вага у 40 разів менше, чим у насадкових, що полегшує їх монтаж та експлуатацію. Технічні характеристики декарбонізаторів ДКС наведено у табл. 4.34.

Таблиця 4.34 – Технічні характеристики декарбонізаторів ДКС.

Характеристика	ДКС–100	ДКС–150	ДКС–200	ДКС–300	ДКС–600
Продуктивність, т/год	30–120	45–180	60–240	90–360	180–720
Діаметр центрального водогону, мм	125	150	200	250	350
Діаметр водогонів по секціях, мм	80/100	100/125	100/125	150/200	200/300
Діаметр робочої зони, мм	500	700	800	900	1200
Висота робочої зони, мм	1200	1350	1500	1750	2000
Загальна маса декарбонізатора, кг	130	175	225	300	440

На основі отриманих результатів експериментальних досліджень, принципова схема підготовки питної води високої якості в умовах погіршення стану природного поверхневого джерела водопостачання, яка б у повному обсязі відповідала вимогам чинних нормативів, може бути уявлена у вигляді, що наведено на рис. 4.6.

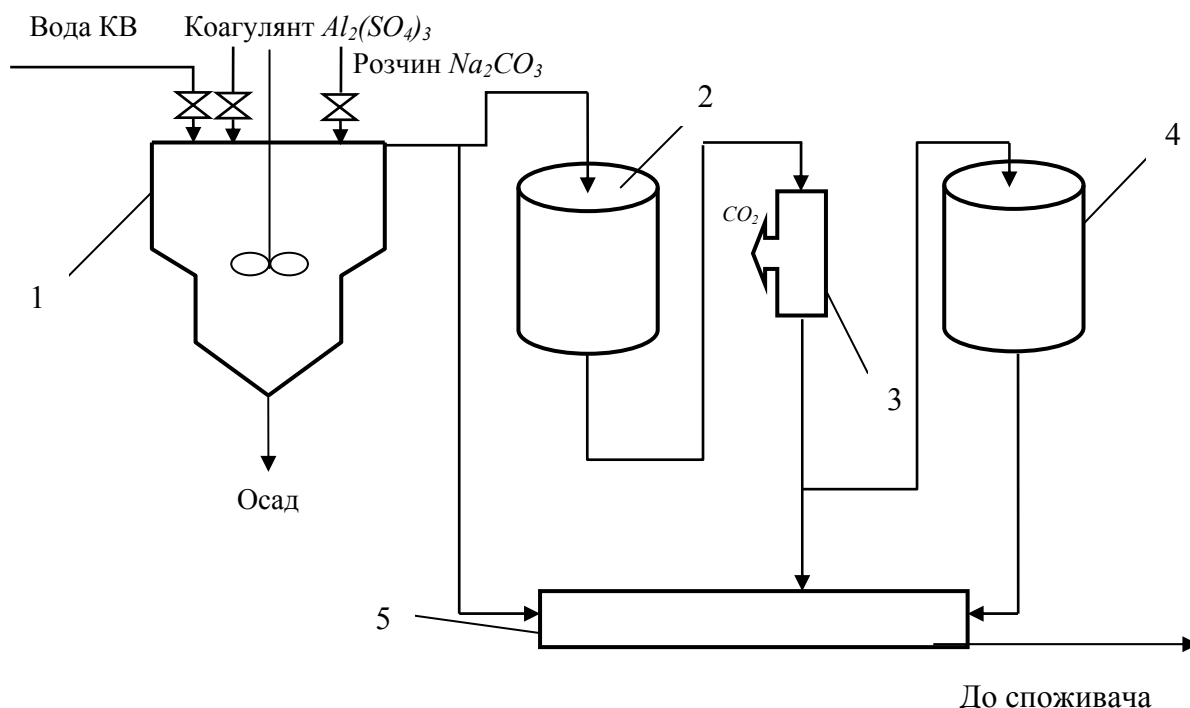


Рис. 4.6. Принципова схема підготовки питної води високої якості: 1 – освітлювач ВТИ; 2 – катіонітовий фільтр; 3 – вакуумно-ежекційний декарбонізатор; 4 – аніонітовий фільтр; 5 – резервуар з питною водою.

4.6 Економічні розрахунки ефективності використання технічних схем підготовки питної води високої якості.

Видалення солей жорсткості та освітлення вихідної води, як показали проведенні експериментальні дослідження, доцільно проводити шляхом обробки її розчином Na_2CO_3 . Для цього доцільно використовувати освітлювач типу ВТИ-250И, який дозволяє забезпечити подачу у апарат не тільки карбонат натрію у концентрації – $0,7 \text{ кг/м}^3$, але і штатний коагулянт (глинозем). При добовому об'ємі обробки вихідної води $V_{\text{доб.в.в.}} = 5000 \text{ м}^3/\text{доб}$ витрати карбонату натрію будуть складати $M_{\text{карб}} = 3,5 \text{ т/доб}$. Основні показники освітлювача ВТИ-250И наведені у табл. 4.35.

Таблиця 4.35 – Основні показники освітлювача ВТИ-250И.

№ з/п	Показник	Значення
1.	Виробнича потужність $G, \text{ м}^3/\text{год}$	250
2.	Загальний об'єм $W, \text{ м}^3$	413
3.	Об'єм змішувача $W_{\text{зм}}, \text{ м}^3$	22
4.	Об'єм контактного середовища, $W_{\text{к.с.}}, \text{ м}^3$	184
5.	Об'єм зони освітлення $W_{\text{з.о.}}, \text{ м}^3$	102
6.	Об'єм зони видалення повітря $W_{\text{п.в.}}, \text{ м}^3$	37
7.	Об'єм шламоущільнювача $W_{\text{ш}}, \text{ м}^3$	63
8.	Площа перерізу освітлювача $F, \text{ м}^2$	63
9.	Площа зони контактного середовища $F_{\text{к.с.}}, \text{ м}^2$	51
10.	Площа зони освітлення шламоущільнювача $F_{\text{з.ш.}}, \text{ м}^2$	11,0
11.	Площа зони видалення повітря $F_{\text{п.в.}}, \text{ м}^2$	12,6
12.	Висота зони контактного середовища $h_{\text{к.с.}}, \text{ м}$	3,8
13.	Висота зони освітлення $h_{\text{з.о.}}, \text{ м}$	2,0
14.	Висота зони ущільнення шламу $h_{\text{в.ш.}}, \text{ м}$	2,2
15.	Час перебування води в освітлювачі $t, \text{ год}$	1,65
16.	Час перебування води у зоні видалення повітря $t_{\text{п.в.}}, \text{ хв.}$	4,8
17.	Час перебування води у змішувачі $t_{\text{зм}}, \text{ хв.}$	5,3
18.	Час перебування води у зоні контактного середовища $t_{\text{к.с.}}, \text{ хв.}$	43
19.	Час перебування води у зоні освітлення $t_{\text{з.о.}}, \text{ хв.}$	24
20.	Час перебування води у зоні ущільнення шламу $t_{\text{в.ш.}}, \text{ хв.}$	5,3
21.	Швидкість руху води у зоні видалення повітря $v_{\text{п.в.}}, \text{ м/год}$	20
22.	Швидкість руху води у зоні контактного середовища $v_{\text{к.с.}}, \text{ м/год}$	5,0
23.	Швидкість руху води у зоні освітлення $v_{\text{з.о.}}, \text{ м/год}$	4,0

Освітлювач працює за наступною схемою. Вихідна вода надходить в відокремлювач повітря, з якого по трубопроводу і приєднаним до нього розподільчим трубам вводиться в нижню частину освітлювача через тангенціально розташовані сопла. Вище горизонтальної осі сопел вводиться розчин коагулянту, в окремих випадках введення коагулянту передбачається в трубопровід початкової води. Вода і коагулянт перемішуються при обертальному русі потоку. У нижній частині освітлювача утворюється зона змішування, де відбуваються реакція гідролізу коагулянту та освітлення пластівчастого осаду. Утворений осад

висхідним струменем води піднімається вгору і утворює зону контактного середовища або так званий шламовий фільтр. Верхня межа зони контактного середовища (шламового фільтра) розташовується приблизно на рівні вікон шлакоприймальних труб. Над зоною контактного середовища до верхньої розподільної решітки розташовується так звана захисна зона освітлення.

Велика частина оброблюваної води проходить шламовий фільтр, захисну зону освітлення, верхню розподільну решітку і по збірному жолобу надходить в розподільний пристрій, звідки по трубопроводу зливається в бак коагульованої води. Інша частина води разом з шлаком з верхньої частини шлакового фільтра надходить через вікна шлакоприймальних труб в шлакоущільнювач, де шлак осідає і виводиться через трубопроводи продувки шлакоущільнювача. Освітлена вода з верхньої частини шлакоущільнювача через "відсічення" також відводиться в розподільний пристрій. На трубопроводі "відсічення" є засувка, що дозволяє регулювати витрату відведеної води і кількість шламу, що надходить в шлакоущільнювач.

Усі розрахунки економічної ефективності використання технічних рішень підготовки питної води в умовах забруднення поверхневого джерела виконані на основі методики викладеної у [51, 134].

а) Схема № 1: вода після обробки Na_2CO_3 → катіонування → аніонування. Основні технічні розрахунки катіонітових фільтрів наведені в табл. 4.36.

б) Схема № 2: вода з РЧВ → Н-катіонування → аніонування. Основні технічні розрахунки аніонітових фільтрів наведені в табл. 4.37.

в) Схема № 3: вода з РЧВ → ФЗД. Приймаючи до уваги попередні розрахунки протитоків Н-катіонітових та ОН-аніонітових фільтрів, та катіонно-аніонний склад води з РЧВ

$$Ж_0 = 12 \text{ мг-екв/дм}^3 = 12 \text{ г-екв/м}^3; C_0 = 14,6 \text{ мг-екв/дм}^3 = 14,6 \text{ г-екв/м}^3.$$

Кількість ФЗД при співвідношенні у шихті катіоніт (КУ-2-8): аніоніт (АВ-17-8) для підготовки води високої якості при наступних габаритних показниках стандартного фільтру [134] становить 8 штук, шість у роботі, два у резерві (враховуючи попередні розрахунки для катіонітових і аніонітових фільтрів при вихідній концентрації солей жорсткості та загальної кількості аніонів сильних кислот, яку необхідно поглинути фільтру).

Основні технічні розрахунки ФЗД наведені в табл. 4.38.

Таблиця 4.36 – Технічний розрахунок катіонітових фільтрів.

№ пп.	Показник	Розрахункова формула або прийняте позначення	Розмірність	КУ-2-8 ¹	КУ-2-8 ²
1	2	3	4	5	6
1	Обмінна ємність	$E_{кат}$	г-екв/м ³	1000	1000
2	Необхідна продуктивність	G_0	м ³ /год	210	210

	фільтру				
3	Загальна кількість солей жорсткості, яку необхідно поглинути фільтру	$\sum \mathcal{K}_0 = G_0 \cdot \mathcal{K}_0$	г-екв/год	$210 \cdot 7 = 1470$	$210 \cdot 12 = 2520$
4	Характеристика обраного катіонітового фільтру	$f_{\text{філт}}$ d $h_{\text{загр}}$ $V_{\text{кат}}$	м^2 м м м^3	7,07 3 2,5 17,7	7,07 3 2,5 17,7
5	Кількість води, яка може бути оброблено фільтром до регенерації	$G_{\text{кат}} = \frac{f_{\text{філт}} \cdot h_{\text{загр}} \cdot E_{\text{кат}}}{\mathcal{K}_0}$	м^3	$7,07 \cdot 2,5 \cdot 1000 / 7 = 2528,6$	$7,07 \cdot 2,5 \cdot 1000 / 12 = 1473$
6	Необхідна кількість катіонітових фільтрів для визначеної продуктивності (в роботі + резерв)	$N = G_0 / G_{\text{кат}}$		$5000 / 2528,6 = 1,98 \approx 2$ (1+1)	$5000 / 1473 = 3,39 \approx 4$ (2+2)
7	Час до регенерації	$T+t = \frac{f_{\text{філт}} \cdot h_{\text{загр}} \cdot E_{\text{кат}}}{G_0 \cdot \mathcal{K}_0}$	год	$7,07 \cdot 2,5 \cdot 1000 \cdot / 210 \cdot 7 = 12,04 \approx 12$	$2 \cdot 7,07 \cdot 2,5 \cdot 1000 / 210 \cdot 12 = 14,02 \approx 14$
8	Добова кількість регенерацій	$n = 24 / (T+t)$		$24 / 12 = 2$	$24 / 14 = 1,7 \approx 2$
9	Питома витрата кислоти на регенерацію	b_k	кг/ м^3	60	60
10	Витрати 100%-ї кислоти на регенерацію	$B_k = \frac{f_{\text{філт}} \cdot h_{\text{загр}} \cdot b_k}{\mathcal{K}_0}$	кг/реге- нерацію	$7,07 \cdot 2,5 \cdot 60 = 1062$	$7,07 \cdot 2,5 \cdot 60 = 1062$
11	Добові витрати 100%-ї кислоти на регенерацію	$B_{\text{дооб}}$	кг	2124	2124
12	Витрати води на взривлення фільтру	I	$\text{м}^3/\text{год}$	50	50
13	Витрати часу на взривлення фільтру	$t_{\text{взр}}$	год	0,5	0,5
14	Об'ємні витрати води на взривлення фільтру	$V_{\text{взр}} = i \cdot t_{\text{взр}}$	$\text{м}^3/\text{регенерацію}$	$50 \cdot 0,5 = 25$	$50 \cdot 0,5 = 25$
15	Концентрація регенераційного розчину кислоти	$C_{p.p.}$	%	3,6	3,6
16	Витрати води на приготування регенераційного розчину кислоти	$V_{p.p.} = \frac{B \cdot 100}{C_{p.p.} \cdot 1000}$	$\text{м}^3/\text{регенерацію}$	$1062 \cdot 100 / 3,6 \cdot 1000 = 29,5$	$1062 \cdot 100 / 3,6 \cdot 1000 = 29,5$
17	Питомі витрати води на відмивку фільтру	A	$\text{м}^3/\text{год}$	60	60
18	Витрати часу на відмивку фільтру	$t_{\text{відм}}$	хв	10	10
19	Витрати води на відмивку фільтру	$V_{\text{відм}} = t_{\text{відм}} \cdot a / 60$	$\text{м}^3/\text{регенерацію}$	$60 \cdot 10 / 60 = 10$	$60 \cdot 10 / 60 = 10$
20	Сумарні витрати води на одну регенерацію	$V_{\text{сум}} = V_{\text{взр}} + V_{p.p.} + V_{\text{відм}}$	$\text{м}^3/\text{регенерацію}$	$25 + 29,5 + 10 = 64,5$	$25 + 29,5 + 10 = 64,5$
21	Швидкість пропуску регенераційного розчину	w	м/год	20	20
22	Витрати часу на пропуск регенераційного розчину	$t_{p.p.} = \frac{V_{p.p.} \cdot 60}{f_{\text{філт}} \cdot w}$	хв	$29,5 \cdot 60 / (7,07 \cdot 20) = 12,5$	$29,5 \cdot 60 / (7,07 \cdot 20) = 12,5$
23	Сумарний час на регенерацію	$t_{\text{сум}} = t_{\text{взр}} + t_{p.p.} + t_{\text{відм}}$	хв	$30 + 12,5 + 10 = 52,5 \approx 53$	$30 + 12,5 + 10 = 52,5 \approx 53$

Таблиця 4.37 – Технічний розрахунок аніонітових фільтрів.

№ пп.	Показник	Розрахункова формула або прийняте позначення	Розмірність	АВ-17-8 ¹	АВ-17-8 ²
1	2	3	4	5	6
1	Обмінна ємність	$E_{ан}$	г-екв/м ³	725	725
2	Необхідна продуктивність фільтру	G_0	м ³ /год	210	210
3	Загальна кількість аніонів сильних кислот, яку необхідно поглинути фільтру	$\sum C_0 = G_0 \cdot C_0$	г-екв/год	210 · 14,6 = 3066	210 · 14,6 = 3066
4	Характеристика обраного катіонітового фільтру	$f_{філт}$ d $h_{загр}$ $V_{кам}$	м ² м м м ³	7,07 3 2,5 17,7	7,07 3 2,5 17,7
5	Кількість води, яка може бути оброблено фільтром до регенерації	$G_{ан} = f_{філт} \cdot h_{загр} \cdot E_{ан} / \mathcal{K}_0$	м ³	7,07 · 2,5 · 725 / 14,6 = 877,7	7,07 · 2,5 · 725 / 14,6 = 877,7
6	Необхідна кількість аніонітових фільтрів для визначеної продуктивності (в роботі + резерв)	$N = G_0 / G_{ан}$		5000/877,7 = 5,7 ≈ 6 (2+2)	5000/877,7 = 5,7 ≈ 6 (2+2)
7	Час до регенерації	$T+t = N_1 \cdot f_{філт} \cdot h_{загр} \cdot E_{ан} / G_0 \cdot C_0$	год	2 · 7,07 · 2,5 · 725 / 210 · 14,6 = 8,36 ≈ 8	2 · 7,07 · 2,5 · 725 / 210 · 14,6 = 8,36 ≈ 8
8	Добова кількість регенерацій	$n = 24 / (T+t)$		24/8 = 3	24/8 = 3
9	Питома витрата луги на регенерацію	b_l	кг/м ³	100	100
10	Витрати 100%-ї луги на регенерацію	$B_l = f_{філт} \cdot h_{загр} \cdot b_l$	кг/регенерацію	7,07 · 2,5 · 100 = 1767,5	7,07 · 2,5 · 100 = 1767,5
11	Добові витрати 100%-ї луги на регенерацію	$B_{доб}$	кг	5302,5	5302,5
12	Витрати води на взривлення фільтру	i	м ³ /год	50	50
13	Витрати часу на взривлення фільтру	$t_{взр}$	год	0,5	0,5
14	Об'ємні витрати води на взривлення фільтру	$V_{взр} = i \cdot t_{взр}$	м ³ /регенерацію	50 · 0,5 = 25	50 · 0,5 = 25
15	Концентрація регенераційного розчину луги	$C_{p.p.}$	%	3,8	3,8
16	Витрати води на приготування регенераційного розчину луги	$V_{p.p.} = B_l \cdot 100 / C_{p.p.} \cdot 1000$	м ³ /регенерацію	1767,5 · 100 / 3,8 · 1000 = 46,5	1767,5 · 100 / 3,8 · 1000 = 46,5
17	Питомі витрати води на відмивку фільтру	a	м ³ /год	60	60
18	Витрати часу на відмивку фільтру	$t_{відм}$	хв	10	10
19	Витрати води на відмивку фільтру	$V_{відм} = t_{відм} \cdot a / 60$	м ³ /регенерацію	60 · 10 / 60 = 10	60 · 10 / 60 = 10
20	Сумарні витрати води на одну регенерацію	$V_{сум} = V_{взр} + V_{p.p.} + V_{відм}$	м ³ /регенерацію	25 + 46,5 + 10 = 81,5	25 + 46,5 + 10 = 81,5
21	Швидкість пропуску регенераційного розчину	w	м/год	20	20
22	Витрати часу на пропуск	$t_{p.p.} = V_{p.p.} \cdot 60 / (f_{філт} \cdot w)$	хв	46,5 · 60 / (7,07 · 20) = 19,7 ≈ 20	46,5 · 60 / (7,07 · 20) = 19,7 ≈ 20

	регенераційного розчину					
23	Сумарний час на регенерацію	$t_{\text{сум}} = t_{\text{взр}} + t_{\text{р.р.}} + t_{\text{відм}}$	хв		30+20+10=60	30+20+10=60

Примітки:

1. Схема ¹: вода після обробки $\text{Na}_2\text{CO}_3 \rightarrow \text{H-катіонування} \rightarrow \text{аніонування}$.
2. Схема ²: вода з РЧВ $\rightarrow \text{H-катіонування} \rightarrow \text{аніонування}$.
3. Загальний вміст солей жорсткості у вихідній воді:
 - Для схеми ¹: $\text{Ж}_0 = 7 \text{ мг-екв/дм}^3 = 7 \text{ г-екв/м}^3$.
 - Для схеми ²: $\text{Ж}_0 = 12 \text{ мг-екв/дм}^3 = 12 \text{ г-екв/м}^3$.
4. Загальний вміст аніонів сильних кислот у вихідній воді:
 - Для схеми ¹: $\text{C}_0 = 14,6 \text{ мг-екв/дм}^3 = 14,6 \text{ г-екв/м}^3$.
 - Для схеми ²: $\text{C}_0 = 14,6 \text{ мг-екв/дм}^3 = 14,6 \text{ г-екв/м}^3$.

Таблиця 4.38 – Технічний розрахунок ФЗД.

№ пп.	Показник	Розрахункова формула або прийняте позначення	Розмірність	ФЗД
1	2	3	4	5
1	Обмінна ємність	$E_{\text{ан}}$ $E_{\text{кат}}$	г-екв/м ³ г-екв/м ³	725 1000
2	Характеристика обраного катіонітового фільтру	$f_{\text{філт}}$ d $h_{\text{загр}}$ $V_{\text{кат}}$	м ² м м м ³	5,3 2,6 1,2 6,37
3	Час до регенерації Для катіонітової частини ФЗД Для аніонітової частини ФЗД	$T+t = f_{\text{філт}} \cdot h_{\text{загр}} \cdot E_{\text{кат}} / G_0 \cdot \text{Ж}_0$ $T+t = N_1 \cdot f_{\text{філт}} \cdot h_{\text{загр}} \cdot E_{\text{ан}} / G_0 \cdot \text{C}_0$	год	$6 \cdot 5,3 \cdot 1,2 \cdot 1000 / 210 \cdot 12 = 15,4 \approx 15$ $6 \cdot 5,3 \cdot 1,2 \cdot 725 / 210 \cdot 14,6 = 9,02 \approx 9$
8	Добова кількість регенерацій	$n = 24 / (T+t)$		24 · 6/9 =16
9	Питома витрата кислоти та луги на регенерацію	$b_{\text{к}}$ $b_{\text{л}}$	кг/м ³	60 100
10	Витрати 100%-ї луги та кислоти на регенерацію	$B_{\text{к}} = f_{\text{філт}} \cdot h_{\text{загр}} \cdot b_{\text{к}}$ $B_{\text{л}} = f_{\text{філт}} \cdot h_{\text{загр}} \cdot b_{\text{л}}$	кг/регенерацію	$5,3 \cdot 1,2 \cdot 60 = 381,6$ $5,3 \cdot 1,2 \cdot 100 = 636$
11	Добові витрати 100%-ї луги та кислоти на регенерацію	$B_{\text{добк}}$ $B_{\text{добл}}$	кг	1017 6105,6
12	Швидкість пропуску води на розділення шихти у ФЗД	$w_{\text{розд}}$	м/год	10
13	Час пропуску води на розділення шихти у ФЗД	$t_{\text{розд}}$	хв	20
14	Витрати води на розділення шихти у ФЗД з внутрішньою	$V_{\text{розд}} = w_{\text{розд}} \cdot t_{\text{розд}} \cdot f_{\text{філт}} / 60$	м ³	$10 \cdot 20 \cdot 5,3 / 60 = 17,7$

	регенерацією взривлення фільтру			
15	Швидкість встановлення зустрічних потоків	$w_{взн}$	м/год	5
16	Час встановлення зустрічних потоків	$t_{взн}$	хв	10
17	Встановлення зустрічних потоків води до початку регенерації	$V_{всп} = w_{взн} \cdot t_{взн} \cdot f_{фiлм} / 60$	м ³	$5 \cdot 10 \cdot 5,3/60=4,4$
18	Швидкість води при ущільненні розділеної шихти	$w_{уц}$	м/год	10
19	Час необхідний для ущільнення шихти	$t_{уц}$	хв	10
20	Витрати води на ущільнення розділеної шихти	$V_{уц} = w_{уц} \cdot t_{уц} \cdot f_{фiлм} / 60$	м ³	$10 \cdot 10 \cdot 5,3/60=8,8$
21	Концентрація регенераційного розчину кислоти	$C_{р.р.}$	%	3,8
22	Витрати води на приготування регенераційного розчину кислоти	$V_{р.р.к} = B_k \cdot 100 / C_{р.р.} \cdot 1000$	м ³ /регенерацію	$381,6 \cdot 100 / 3,6 \cdot 1000 = 10,6$
23	Концентрація регенераційного розчину луги	$C_{р.р.}$	%	3,6
24	Витрати води на приготування регенераційного розчину луги	$V_{р.р.л} = B_l \cdot 100 / C_{р.р.} \cdot 1000$	м ³ /регенерацію	$636 \cdot 100 / 3,8 \cdot 1000 = 16,7$
25	Швидкість води при роздільній одночасній відмивці катионіту та аніоніту у ФЗД зустрічними потоками води	$w_{рв}$	м/год	5
26	Час необхідний на роздільну одночасну відмивку катионіту та аніоніту у ФЗД зустрічними потоками води	$t_{рв}$	хв	50
27	Витрати води на роздільну одночасну відмивку катионіту та аніоніту у ФЗД зустрічними потоками води	$V_{р.в} = 2 \cdot w_{рв} \cdot t_{рв} \cdot f_{фiлм} / 60$	м ³	$2 \cdot 5 \cdot 60 \cdot 5,3/60 = 53$
28	Довідмивка	$V_{д.в} = f_{фiлм} \cdot$	м ³	$5,3 \cdot 1,2 \cdot 5 = 31,8$

	змішаної шихти після перемішування повітрям	$h_{загр} \cdot a_{H_2O}$ ($a_{H_2O} = 5$ M^3/M^3 іоніта)		
29	Загальні витрати води на власні потреби ФЗД	$V_{ен}^{ФЗД} = V_{розд} + V_{ен} + V_{уц} + V_{р.р.к} + V_{р.р.л} + V_{рв} + V_{дв}$	M^3	$17,7+4,4+8,8+10,6+10,7+16,7+53+31,8=143$
30	Швидкість пропуску регенераційного розчину кислоти	w_k	м/год	5
31	Час пропуску регенераційного розчину кислоти	$t_k = \frac{V_{р.р.к}}{60 \cdot (f_{фiлm} \cdot w_k)}$	хв	$10,6 \cdot 60 / (5,3 \cdot 5) = 24$
32	Швидкість пропуску регенераційного розчину кислоти	w_l	м/год	5
33	Час пропуску регенераційного розчину кислоти	$t_l = \frac{V_{р.р.л}}{60 \cdot (f_{фiлm} \cdot w_l)}$	хв	$16,7 \cdot 60 / (5,3 \cdot 5) = 37,8 \approx 38$
34	Швидкість до відмивки змішаної шихти ФЗД	$w_{дв}$	м/год	5
35	Час до відмивки змішаної шихти ФЗД	$t_{дв} = \frac{V_{дв}}{60 \cdot (f_{фiлm} \cdot w_{дв})}$	хв	$31,8 \cdot 60 / (5,3 \cdot 5) = 36$
36	Час на перемішування шихти повітрям	$t_{пер}$	хв	30
37	Час на невраховані операції	$t_{невр}$	хв	30
38	Сумарний час регенерації ФЗД	$t^{ФЗД} = t_{розд} + t_{взр} + t_{уц} + t_{вр} + t_k + t_l + t_{дв} + t_{пер} + t_{невр}$	хв	$20+10+10+50+24+38+36+30+30=248$

Усі розрахунки технічних схем проведено для одної продуктивності підготовки води високої якості – 5000 м³/добу, або 210 м³/год. Для зручного і об'єктивного порівняння технічних переваг і недоліків цих схем, основні їх показники наведено у таблиці 4.39. Порівняння проводилось за наступними технічними схемами:

– ТР за схемою № 1: Вихідна вода КВ → коагуляція з додатковим введенням Na_2CO_3 → відстоювання → катіонування води на фільтрі з

катіонітом КУ–2–8 → декарбонізація води → аніонування води на фільтрі з аніонітом АВ–17–8 (додаток З);

– ТР за схемою № 2: Вода з РЧВ → катіонування води на фільтрі з катіонітом КУ–2–8 → аніонування води на фільтрі з аніонітом АВ–17–8 (додаток К);

– ТР за схемою № 3: Вода з РЧВ → іонування води на ФЗД з сумішшю катіоніт КУ–2–8 та аніоніт АВ–17–8 (1 : 1) (додаток Л).

Таблиця 4.39 – Основні характеристики технічних рішень підготовки води високої якості.

Показник	ТР № 1	ТР № 2	ТР № 3
1	2	3	4
Кількість іонообмінних фільтрів (усього/в роботі)	2/1 кат 4/2 ан	4/2 кат 4/2 ан	8/6 ФЗД
Об'єм завантаження іоніту на один фільтр, м ³	17,7	17,7	12,75
Час до регенерації фільтру (катіоніт/аніоніт), год	12/8	14/8	9
Витрати 100%-ї кислоти на регенерацію (регенерація/доба), кг	1062/2124	1062/2124	386,6/6105,6
Витрати 100%-ї луги на регенерацію (регенерація/доба), кг	1767,5/5302,5	1767,5/5302,5	636/10176
Витрати води на власні потреби на регенерацію (катіоніт/аніоніт), м ³	64,5/81,5	64,5/81,5	143
Тривалість регенерації (КУ/АВ), хв.	53/60	53/60	248
Необхідність у додатковому обладнанні	Відстійник, декарбонізатор	–	–
Потреба у реагентах	Карбонат натрію, соляна кислота, гідроксид натрію	Соляна кислота, гідроксид натрію	Соляна кислота, гідроксид натрію
Показники якості води:			
pH _{кін}	6,58–7,6	8,43–10,0	6,2
Ж _{кін} , ммоль/дм ³	0,3–0,7	0,05–0,6	0,05
[SO ₄] _{кін} , мг/дм ³	19–32	19–28	23
Сухий залишок. кін., мг/дм ³	343–472	24–185	24

Крім означених у табл. 4.39 показникам, слід додатково також відмітити, що експлуатація ФЗД, які складають основу схеми № 3, значно складніша на стадіях розпушування, регенерації і відмивки ніж звичайних іонообмінних фільтрів, що є основою схем № 1 і № 2.

Дещо більша технічна складність схеми № 1 у порівнянні зі схемою № 2 (обробка води карбонатом натрію, відстоювання) є запорукою того, що при подальшому погіршенні якості вихідної води водоймища навіть при збільшенні основних показників її якості вдвічі, ця схема забезпечить отримання води на виході тієї ж якості. Тобто вона характеризується суттєвим технічним запасом міцності. Схема № 2 характеризується меншим запасом міцності, оскільки використовує у якості вихідної води – воду з РЧВ.

Кількісна оцінка підвищення екологічної безпеки питного водопостачання КВК здійснювалась з використанням методики визначення блокових індексів якості води [57]. Середнє значення блокових індексів якості питної води за розробленими технічними рішеннями, становить – 1,12, що відповідає характеристиці – «Відмінна», дуже чиста вода. Оцінка

середнього значення блокових індексів якості питної води за існуючою технологією становили – 3,76 – «обмежено придатна», небажаної якості вода.

Основні економічні показники технічних рішень підготовки питної води високої якості приведені в таблиці 4.40.

Таблиця 4.40 – Основні економічні показники технічних рішень підготовки питної води високої якості.

Показник	ТР № 1	ТР № 2	ТР № 3
1	2	3	4
<u>Вартість обладнання</u>			
Освітлювач ВТИ–250, тис. грн.	560	–	–
Катіонітовий фільтр, тис. грн.	467,8	467,8	–
Кількість катіонітових фільтрів, шт.	2	4	–
Вартість катіонітових фільтрів, тис. грн.	936,6	1871,2	–
Аніонітовий фільтр, тис. грн.	379,2	379,2	–
Кількість аніонітових фільтрів, шт.	4	4	–
Вартість аніонітових фільтрів, тис. грн.	1516,8	1516,8	–
Кількість фільтрів змішаної дії, шт.	–	–	8
Фільтр змішаної дії, тис. грн.	–	–	524,2
Вартість ФЗД, тис. грн.	–	–	4193,6
Декарбонізатор ДКС–200	140	–	–
Кількість насосів	10	8	10
Вартість насосів	175	140	175
Вартість допоміжної арматури і трубопроводів (15% від вартості основного обладнання) тис. грн.	499,26	529,2	1068,56
Кількість додаткових резервуарів, шт.	5	5	3
Вартість додаткових резервуарів, тис. грн.	750	750	450
Усього витрати на обладнання	4577,66	4807,2	6411,36
Транспортні витрати і вартість монтажу обладнання (80% від вартості основного і допоміжного обладнання)	3662,128	3845,76	5129,09
<u>Вартість матеріалів</u>			
Вартість катіоніту, тис. грн./т.	13	13	13
Потреби в катіоніті, т.	13,275	27,45	38,22
Витрати на катіоніт, тис. грн.	172,575	345,15	469,86
Вартість аніоніту, тис. грн./т.	26	26	26
Потреби в аніоніті, т.	49,6	49,6	35,672
Витрати на аніоніт, тис. грн.	1289,6	1289,6	927,472
<u>Вартість реагентів</u>			
Потреби у карбонаті натрію, т.	1176	–	–
Вартість карбонату натрію, тис. грн./т.	3,1	–	–
Витрати на карбонат натрію, тис. грн.	3645,6	–	–
Витрати на кислоту, тис. грн.	2723	5446	35573
Витрати на лугу, тис. грн.	19980	19980	61351
<u>Експлуатаційні витрати</u>			
20% від вартості матеріалів	5562,155	5412,15	19384,8
<u>Невраховані витрати</u>			
УСЬОГО ВИТРАТИ	45773,72	44858,71	142171,6
<u>Доходна частина</u>			
Об'єм реалізації питної води високої якості, м ³ /добу	5000	5000	5000
Річний об'єм реалізації питної води високої якості, м ³	1670000	1670000	1670000
Ціна питної води високої якості, грн./дм ³ .	0,9	0,9	0,9
Річний дохід від реалізації, тис. грн.	50100	50100	50100

Шлам, що утворюються в процесі використання карбонату натрію на стадії коагуляції при підготовці питної води високої якості, необхідно віднести до IV класу небезпеки відходів виробництва – мало небезпечні [135]. Утилізація шламу, як і сірчаноокислих промивних вод може бути направлена на отримання гіпсу, який може бути використаним при виробництві будівельних матеріалів [136, 137].

ЗАКЛЮЧЕННЯ

В роботі отримані нові науково-обґрунтовані результати, що в сукупності забезпечують розв'язання актуального науково-практичного завдання підвищення рівня екологічної безпеки регіону в умовах забруднення поверхневих джерел водопостачання шляхом доведення рівня іонних домішок у питній воді до норм встановлених вимогами нормативних документів за рахунок розробки та реалізації ефективних технічних рішень з підготовки питної води високої якості.

Вперше науково обґрунтовано доцільність застосування в процесі підготовки питної води технічних рішень за схемою «коагуляція з додатковою обробкою карбонатом натрію – катіонування – декарбонізація – аніонування», що на відміну від традиційних технічних рішень, які реалізуються за схемою «коагуляція – фільтрація – знезараження» дозволяють забезпечити підвищення рівня екологічної безпеки в умовах забруднення поверхневого джерела питного водопостачання.

Вперше розроблено математичну модель управління процесом утворення осаду важкорозчинних сполук, що забезпечує оперативне корегування швидкості протікання гетерогенних реакцій при додаванні у вихідну воду карбонату натрію на стадії процесу коагуляції підготовки питної води та дозволяє підвищити ефективність практичної реалізації технічних рішень з очищення природних вод від іонних домішок.

Набули подальшого розвитку теоретичні аспекти реагентного пом'якшення природних вод у частині встановлення доцільності застосування карбонату натрію як реагенту на стадії коагуляції в процесі підготовки питної води.

Набули подальшого розвитку наукові уявлення щодо структуризації процесів виникнення і розвитку екологічної небезпеки та протидії їх джерелам, виявлення наявних ресурсів забезпечення екологічної безпеки саме в умовах діючих станцій водопідготовки.

Розроблені технічні рішення підготовки питної води високої якості в умовах значного антропогенного навантаження на поверхневі джерела, що забезпечують ресурс підготовки якісної питної води при подальшому збільшенні вмісту домішок у вихідній воді.

Визначено економічну ефективність розроблених технічних рішень при забезпеченні якості води відповідно до норм ДСанПіН 2.2.4-171-10, термін окупності яких складає один рік.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Андронов В.А., Пономаренко Р.В. Можливості виникнення надзвичайних ситуацій техногенного характеру, пов'язаних із антропогенним впливом на поверхневі водойми // Зб. наук. пр. УЦЗ України “Проблеми надзвичайних ситуацій”. – Х., 2008. – № 7 – С. 12 – 22.
2. О.В. Третьяков, Р.В. Пономаренко, К.В. Борщ. Сучасні проблеми підготовки питної води в умовах Карачунівського водосховища // Науково-виробничий журнал «Экология и промышленность». – Х., 2010. – № 1 – С. 18 – 23.
3. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Предотвращение возникновения чрезвычайных ситуаций техногенного характера, связанных с загрязнением поверхностных источников водоснабжения ионами тяжелых металлов // Зб. наук. пр. УЦЗ України “Проблеми надзвичайних ситуацій”. – Х., 2008. – № 7 – С. 122 – 128.
4. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Забезпечення підготовки питної води в умовах погіршення стану природного поверхневого джерела. // Зб. наук. пр. УЦЗ України “Проблеми надзвичайних ситуацій”. – Х., 2009. – № 9 – С. 124 – 130.
5. Третьяков О. В., Пономаренко Р. В. Забезпечення населення питною водою високої якості при її виробництві з поверхневого джерела в умовах надзвичайної ситуації техногенного характеру // Зб. наук. пр. УЦЗ України “Проблеми надзвичайних ситуацій”. – Х., 2009. – № 10 – С. 128 – 138.
6. Третьяков О.В., Пономаренко Р.В. Підвищення ефективності запобігання надзвичайних ситуацій техногенного характеру при виробництві питної води з поверхневих джерел // Зб. наук. пр. УЦЗ України “Проблеми надзвичайних ситуацій”. – Х., 2010. – № 11 – С. 121 – 129.
7. О. В. Третьяков, Р. В. Пономаренко. Застосування структуризації процесів виникнення, розвитку і протидії надзвичайним ситуаціям за участю об'єктів питного водопостачання // Зб. наук. пр. УЦЗ України “Проблеми надзвичайних ситуацій”. – Х., 2010 № 12 – С. 2010.
8. Про стан водопостачання та якість питної води, що подається населенню України [Електронний ресурс] : рішення колегії Державного комітету України з питань житлово-комунального господарства 2004 р. / Режим доступу: <http://www.uazakon.com/document/fpart71/idx71883.htm>.
9. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною : ДСанПіН 2.2.4-171-10. – [Чинний від 2010-06-01]. – К. : Міністерство охорони здоров'я України, 2010. – 89 с. – (Державні санітарні норми та правила).
10. Про основні напрями державної політики України у галузі охорони довкілля, використання природних ресурсів та забезпечення екологічної безпеки : за станом на 05 березня 1998 р. / Верховна Рада

України. – Офіц. вид. – К. : Парлам. вид-во, 1998. – 248 с. – (Бібліотека офіційних видань).

11. Влияние ионов на структуру водных растворов электролитов по данным их вязкости / А.Ю. Гречишкина, В.П. Казимиров, В.В. Гончарук, В.Э. Сокольский // Химия и технология воды. — 2004. N 6. — С. 544–555.

12. Мікроміцети в питній воді та шляхи її знезараження // *Microscopic fungi in drinking water and ways to water disinfection* / В.В. Гончарук, А.В. Руденко, О.С. Савлук, Є.З. Коваль, М.М. Саприкіна // Доп. НАН України. — 2008. — N 11. — С. 187–191.

13. Звіт про інженерно-екологічні вишукування на ділянці Часов-Ярського районного управління каналу СДД. // Д: 1998 р. // ЦКИПИВЛ Укрпромводчермет.

14. Питна вода України на 2006–2020 роки: за станом на 2005 р. / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – К. : Парлам. вид-во, 2005. – 19 с. – (Бібліотека офіційних видань).

15. Про питну воду та питне водопостачання : за станом на 2002 р. / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – К. : Парлам. вид-во, 2002. – 112 с. – (Бібліотека офіційних видань).

16. Національна екологічна безпека та екологічна паспортизація водних об'єктів / В. Гончарук, Г. Білявський, М. Ковальов, Г. Рубцов // Вісн. НАН України. — 2009. — N 5. — С. 22–29.

17. Національна програма екологічного оздоровлення басейну Дніпра та поліпшення якості питної води : за станом на 1997 р. / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – К. : Парлам. вид-во, 1997. – 279 с. – (Бібліотека офіційних видань).

18. Про затвердження Загальнодержавної програми охорони та відтворення довкілля Азовського і Чорного морів : за станом на 2001 р. / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – К. : Парлам. вид-во, 2001. – 135 с. – (Бібліотека офіційних видань).

19. Про Загальнодержавну програму розвитку водного господарства : за станом на 2002 р. / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – К. : Парлам. вид-во, 2002. – 172 с. – (Бібліотека офіційних видань).

20. Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством : ГОСТ 2874–82. – [Чинний від 01-01-1985]. – К. : Государственный стандарт союза РСР, 1985. – 15 с. – (Державний стандарт Союзу РСР)

21. Прокопов В.А., Тарабарова С.Б., Тетенева И.А., Миронец Н.В. Современное состояние источников водоснабжения и качества питьевой воды в Украине: анализ ситуации, проблемы и пути их решения [Текст] / В.А. Прокопов // Збірка тез доповідей науково-практичної конференції, присвяченої пам'яті О.М. Марзеєва. – 1999. – № 2 – С. 25-38.

22. Гіроль М.М., Семчук Г.М. Системи водопостачання, водовідведення та очистки води в Україні. // Зб. наук. пр. Національного університету водного господарства та природокористування – К., 2010. – С. 401 – 406.

23. Про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2007 [Електронний ресурс] : Національна доповідь України 2007 р. / Режим доступу: http://www.mns.gov.ua/content/annual_report_2007.html.
24. Про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2008 [Електронний ресурс] : Національна доповідь України 2008 р. / Режим доступу: http://www.mns.gov.ua/content/annual_report_2008.html.
25. Про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2010 [Електронний ресурс] : Національна доповідь України 2009 р. / Режим доступу: http://www.mns.gov.ua/content/annual_report_2009.html.
26. Про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2010 [Електронний ресурс] : Національна доповідь України 2010 р. / Режим доступу: http://www.mns.gov.ua/content/annual_report_2010.html.
27. Про паспортизацію потенційно небезпечних об'єктів. – Офіц. вид. – К. : МНС, 2005 – 8 с. – (Нормативний документ МНС. Положення).
28. Державний класифікатор України // Державний класифікатор надзвичайних ситуацій // ДК 019–2001, від 19 листопада 2001 р., № 552. К., 2002.
29. Линник П.Н., Причины ухудшения качества воды в Киевском и Каневском водохранилищах // Химия и технология воды. – 2003. – Т.25, №4. – С.384–406.
30. Про затвердження Правил охорони поверхневих вод від забруднення зворотними водами : за станом на 25.03.1999 р. / Кабінет міністрів України. – Офіц. вид. – К. : Офіційний вісник України, 1992. – № 465 – (Бібліотека офіційних видань).
31. Владимирова А.М., Орлов В.Г., Сакович В.М. Экологические аспекты использования и охраны водных ресурсов (вод суши): Учеб. Пособие : Рос. гос. гидрометеорол. ин-т. Библиогр — 1997. — 125 с.
32. Вода: Проблемы устойчивого развития цивилизации в XXI веке / В.В. Гончарук; Ин-т коллоид. химии и химии воды им. А.В.Думанского НАН Украины. — К., 2003. — 47 с.
33. Вода: проблемы устойчивого развития цивилизации в XXI веке / В.В. Гончарук // Химия и технология воды. — 2004. — 26, № 1. — С. 3–25.
34. В. Гончарук, О. Савлук, М. Саприкіна, А. Руденко, Е. Коваль Мікроміцети в питній воді. // Вісн. НАН України. — 2007. — № 12. — С. 21–24.
35. В.В. Гончарук, В.Н. Жукинський, А.П. Чернявська. Разработка эколого-гигиенической классификации качества поверхностных вод Украины – источников централизованного питьевого водоснабжения // Химия и технология воды. — 2003. № 2. — С. 106–156.
36. Білявський Г.О., Падун М.М., Фурдуй Р.С. Основи загальної екології. – К.: Либідь, 1993. – С. 3–6.
37. Брайон А.В., Гордецкий А.В., Сытник К.М. Биосфера, экология, охрана природы. – К.: Лыбидь, 1992. – 523 с.

38. В.В. Гончарук, Н.А. Клименко, Л.А. Савчина, Т.Л. Врубель, И.П. Козятник. Современные проблемы технологии подготовки питьевой воды // Химия и технология воды. — 2006, № 1. — С. 3–95.

39. В.В. Гончарук, А.П. Чернявская, В.Н. Жукинский, В.Ф. Скубченко, Л.И. Глоба. Экологические аспекты современных технологий охраны водной среды // Ин-т коллоид. химии и химии воды им. А.В.Думанского НАН Украины. — К.: Наук. думка, 2005. — 325 с.

40. Горбачук В. М., Тарасова Л. Г. Аналіз критичних ситуацій техногенної природи, що призводять до аварій та катастроф у різних галузях господарської діяльності [Текст] // Препр. АН України. Ін-т кібернетики ім. В. М. Глушкова; 93–22. К.: 1993. — 28 с.

41. В.В. Маляренко, В.В. Гончарук. Свободные радикалы, образующиеся при озонировании воды // Химия и технология воды. — 2002. — 24, N 1. — С. 3–21.

42. Українець М. О. Реконструкція систем водопостачання./ М. О. Українець – Запоріжжя.: / ЗДІА, 2003 – 78 с..

43. В.В. Гончарук, Д.Д. Кучерук, А.О. Самсони–Годоров, В.Ф. Скубченко. Современные технологии очистки воды // Наука та інновації. — 2006. — 2, № 5. — С. 66–77.

44. В. А. Клячко, И. Э. Апельцин. Очистка природных вод / В. А. Клячко – М. : Стройиздат, 1971 – 580 с.

45. Н.А. Мищук, В.В. Гончарук, В.Ф. Вакуленко, В.В. Кулик. Моделирование деструкции органических примесей в воде при воздействии озона и ультрафиолетового излучения // Химия и технология воды. — 2003. — 25, N 4. — С. 305–319.

46. В.В. Гончарук, В.В. Маляренко, В.А. Яременко. О механизме воздействия ультразвука на водные системы // Химия и технология воды. — 2004. — 26, N 3. — С. 275–286.

47. В.В. Гончарук, С.К. Смолин, Н.А. Клименко, В.Ф. Вакуленко, Л.С. Самойленко, Т.Л. Врубель. Влияние предварительного фотоокисления АПАВ на эффективность их последующего биосорбционного извлечения активным углем // Химия и технология воды. — 2003. — 25, N 4. — С. 320–333.

48. В.В. Гончарук, М.П. Черноморец, Д.Г. Ковальчук, О.С. Савлук, Н.Г. Потапченко. Влияние режима перемешивания воды на динамику дезинфекции УФ–излучением и озоном в непроточных и проточных реакторах // Химия и технология воды. — 2007. — 29, N 5. — С. 395–412.

49. В.В. Гончарук, В.Ф. Вакуленко, А.Н. Сова, Л.М. Олейник, Ю.О. Швадчина. Влияние режимов УФ–облучения на кинетику и степень разложения гуминовых и фульвокислот озоном // Химия и технология воды. — 2003. — 25, N 5. — С. 407–427.

50. В.В. Гончарук, В.В. Маляренко, В.А. Яременко. Использование ультразвука при очистке воды // Химия и технология воды. — 2008. — 30, N 3. — С. 253–277.

51. Водоподготовка. Процессы и аппараты. Под ред. докт. техн. наук, проф. О. И. Мартыновой. Учебное пособие для вузов. М., Атомиздат, 1977. 352 с.

52. В.В. Гончарук, В.Ф. Вакуленко, Ю.О. Швадчина, Л.М. Олейник, Т.Н. Ситниченко. Влияние полигексаметиленгуанидина гидрохлорида на процесс коагуляционной очистки речных вод // Химия и технология воды. — 2008. — 30, N 5. — С. 552–566.

53. В.В. Гончарук, Н.А. Клименко, И.М. Соломенцева, А.В. Лещенко, Н.В. Ярошевская, В.Р. Муравьев, Т.А. Пахарь, Л.А. Савчина. Глубокая очистка природной воды при ее повышенной цветности // Химия и технология воды. — 2002. — 24, N 1. — С. 53–63.

54. В.В. Гончарук, Н.А. Клименко, В.Ф. Скубченко, В.В. Медведовский. Состояние источника централизованного водоснабжения и его влияние на качество питьевой воды // Химия и технология воды. — 2005. — 27, N 6. — С. 559–582.

55. В.В. Сияница, В.М. Кочкодан, В.В. Гончарук. Удаление гуминовых соединений из водных растворов методом комплексообразования – ультрафильтрации // Химия и технология воды. — 2007. — 29, N 3. — С. 238–247.

56. В.В. Гончарук, И.М. Соломенцева, В.Ф. Скубченко, А.В. Лещенко, Л.А. Бондарь, Т.А. Пахарь, А.Д. Акуленко. Эффективность коагулирующего действия оксисульфатхлоридов алюминия при различных показателях обрабатываемой воды // Химия и технология воды. — 2001. — 23, N 4. — С. 400–409.

57. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання : ДСТУ 4808:2007 – [Чинний від 05-06-2007]. – К. : Держстандарт України, 2007. (Національний стандарт України)

58. Забелин А.И., Пшеничников Б.В., Святышева Т.С. Отложения на твэлах АЭС ВК–50 // Атомная энергия. 1973, т. 34, вып. 2, С. 81–84.

59. В.В. Гончарук, А.С. Гордиенко, Л.И. Глоба, П.И. Гвоздяк. Биотехнология в подготовке питьевой воды // Химия и технология воды. — 2003. — 25, N 4. — С. 363–374.

60. Забелин А.И., Пшеничников Б.В., Святышева Т.С. Отложения на твэлах АЭС ВК–50// Атомная энергия. 1973, т. 34, вып. 2, С. 81–84.

61. Потапов С. А. Комплексный водно–химический режим систем теплоснабжения. Проблемы и решения // Водочистка. – 2008. – №2. – С. 45–50.

62. Маргулова Т.Х., Мартынова О.И. Водные режимы тепловых и атомных электростанций/Маргулова Т.Х., Мартынова О.И. – М.:Высшая школа, 1987. – 319 с.

63. Langelier W.F. The analytical control of anti–corrosion water treatment / Langelier W.F. – JAWWA, 1936, v. 28, N 10, p. 548 – 572.

64. Ryznar J.W. A new index for determining of amount of calcium carbonate scale formed by a water / Ryznar J.W. – JAWWA, 1944, v. 34, p. 276 – 281.

65. Боднарь Ю.Ф. Выбор критерия для оценки накипеобразующих свойств охлаждающей воды // М.: - Теплоэнергетика №7, 1979, с. 65 – 68.

66. Русанов А.И. Фазовые равновесия и поверхностные явления // – Л.: Химия, 1967. – 388 с.

67. Н.В. Ярошевская, В.В. Гончарук, Т.В. Кармазина, Е.В. Сребродольская, О.Г. Швиденко, В.Я. Каганов Сопоставительная оценка халцедона и кварцевого песка как фильтрующих материалов // Химия и технология воды. — 2006. — 28, N 5. — С. 472–481.

68. В.В. Гончарук, Т.В. Кармазина, В.И. Слисенко, А.А. Василькевич, О.Д. Кочкодан, Н.И. Вальковская, П.Г. Иваницкий, В.Т. Кротенко. Влияние адсорбционной очистки на молекулярно-динамическое состояние воды // Химия и технология воды. — 2005. — 27, N 6. — С. 528–538.

69. Е.А. Шевчук, А.В. Мамченко, В.В. Гончарук. Технология прямого фильтрации природных и сточных вод через зернистые загрузки // Химия и технология воды. — 2005. — 27, N 4. — С. 369–384.

70. В.А. Багрий, Р.Д. Чеботарёва, С.Ю. Баштан, С.В. Ремез, В.В. Гончарук. Умягчение кальциево–гидрокарбонатной воды в проточном электролизёре с фильтрующим картриджом // Химия и технология воды. — 2008. — 30, N 2. — С. 184–191.

71. Питна вода в Україні: зміцнення зв'язків та розширення можливостей для діяльності на локальному та міжнародному рівнях [Текст] : проект / МАМА–86. – 3–я ред. – К. : [б. и.], 2002. – 43 с.

72. Системы очистки воды Everpure. Вода, которой Вы можете доверять [Текст] : каталог / Ecomatic Украины. – К. : [б. и.], 2006. – 19 с.

73. Технологічний регламент Карачунівського водопровідного комплексу. 2007. // ДПП „Кривбасводопостачання”. – С. 100.

74. Манькина Н.Н.. Физико–химические процессы в пароводяном цикле электростанций.– М.: Энергия. 1977. – 256 с.

75. Третьяков О.В., Андронов В.А. Запобігання водопостачання неякісної питної води з поверхневих джерел в сучасних умовах// Зб. наук. праць «Проблеми надзвичайних ситуацій», 2007, № 6, С. 142–148.

76. Белан Ф.И. Водоподготовка. // М.: - Энергия, 1980. – 256 с.

77. Хвесик М.А., Файфура В.В. Актуальные проблемы охраны и воспроизводства водных ресурсов Украины // [Материалы международной научно–практической конференции] «Актуальные вопросы охраны окружающей среды от антропогенного воздействия» 18–20 мая. – Кременчуг, 1997, С. 85 – 93.

78. Верниченко А.А., Васенко А.А., Колдоба И.В. Экологический мониторинг поверхностных вод Украины // [Материалы международной научно–практической конференции] «Актуальные вопросы охраны

окружающей среды от антропогенного воздействия» 18–20 мая. – Кременчуг, 1997, С 54 – 59.

79. Запольський А.К. Знебарвлення природних поверхневих вод для питних потреб // Вода і водоочисні технічні рішення, 2007, № 4, с. 23 – 27

80. Отчет о НИР «Исследование природы цветности природных и питьевых вод Днепровской и Деснянской водопроводных станций» // ИКХХВ НАН Украины руков. Н.Ф. Фалендыш. – Киев, 1995. – С. 36–42.

81. Про рішення Ради національної безпеки і оборони України «Про стан безпеки водних ресурсів держави та забезпечення населення якісною питною водою в населених пунктах України»: за станом на 27.02.2009 р. / Указ Президента України. – Офіц. вид. – К. : Офіційний вісник України, 2009. – № 221 – (Бібліотека офіційних видань).

82. Про основи національної безпеки України : за станом на 19.06.2003 / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – К. : Парлам. вид-во, 2003. № 964 (Бібліотека офіційних видань).

83. Биченок М.М. Основи інформатизації управління регіональною безпекою. – К.: ІПНБ РНБОУ, 2005. – 196 с.

84. Про затвердження критеріїв розподілу суб'єктів господарювання за ступенем ризику їх господарської діяльності для навколишнього природного середовища та періодичності здійснення заходів державного нагляду (контролю) станом на 19.03.2008 р. / Кабінет міністрів України. – Офіц. вид. – К. : Офіційний вісник України, 2008. – № 212 – (Бібліотека офіційних видань).

85. Григорьев А.А. Экологические уроки прошлого и современности. – Л.: Наука, 1991. – 47с.

86. Довгий С. О., Копійка О.В. Автоматизована система для підтримки прийняття рішень при ліквідації наслідків аварії на ЧАЕС // – К.: Наук. Думка, 2001. – С. 211 – 266.

87. Додонов А. Г. Введение в теорию живучести вычислительных систем // . – К.: Наук. думка, 1990. – 180 с.

88. Управление ресурсами в чрезвычайных ситуациях // Механизация и автоматизация упр. — 1991. — № 4. – С. 28–32.

89. Касти Дж. Большие системы. Связность, сложность и катастрофы. — М.: Мир, 1982. — 216 с.

90. Михалевич В. С, Волкович В. Д., Быченко Н. Н. Проблемы моделирования и управления защитой региона в чрезвычайных ситуациях // УСиМ. – 1991. – № 8. – С. 3–12.

91. О. В. Третьяков. Розробка технічні рішення підготовки питної води високої якості для Карачунівського водопровідного комплексу. / О. В. Третьяков. – Харків: УЦЗУ, 2008. – 76 с. (звіт з НДР, Держ. реєстр. 0108U004230).

92. Вода питьевая. Метод определения сульфатов : ГОСТ 4389–72. – [Чинний від 1972]. – К. : Государственный стандарт союза РСР, 1972. – 15 с. – (Державний стандарт Союзу РСР)

93. Вода питьевая. Метод определения содержания сухого остатка : ГОСТ 18164–72. – [Чинний від 1972]. – К. : Государственный стандарт союза РСР, 1972. – 12 с. – (Державний стандарт Союзу РСР)
94. Якість води. Визначення рН (ISO 10523, 1994 MOD) : ДСТУ 4077–2001 – [Чинний від 2001]. – К. : Держстандарт України, 2001. (Національний стандарт України)
95. Вода питьевая. Метод определения общей жесткости : ГОСТ 4151–89 – [Чинний від 1989]. – К. : Государственный стандарт союза РСР, 1989. – 10 с. – (Державний стандарт Союзу РСР)
96. Вода питьевая. Методы санитарно–бактериологического анализа : ГОСТ 18963–73. – [Чинний від 1973]. – К. : Государственный стандарт союза РСР, 1973. – 12 с. – (Державний стандарт Союзу РСР)
97. Кумок В.Н., Кулешова О.М., Карабин Л.А. Произведения растворимости // – Новосибирск: Наука, 1983. – 229 с.
98. Равич М.И. Водносолевые системы при повышенных температурах и давлениях. // – М.: Наука, 1974. – 151 с.
99. Фриштик И.Ф., Повар И.Г. Учет побочных реакций при расчете термодинамических функций процесса образования–растворения осадков солей // ЖОХ, 1987, т. 57, № 1, с. 31 – 38.
100. Oliver H., Hen–Noe P., Pascal B. Computation of chemical equilibria // J. Chem. Phys., 1985, v. 83, N 9, p. 4734 – 4737.
101. Васильев В.П. Термодинамические свойства растворов электролитов. // – М.: Высшая школа, 1982. – 320 с.
102. Мартынова О.И., Самойлов Ю.Ф., Петрова Т.И., Харитонова Н.Л. Растворимость продуктов коррозии нелегированной стали в кислородсодержащих водных растворах при повышенных параметрах // Теплофизика высоких температур. – 1983, т. 19, № 3, с. 356 – 359.
103. Hirano S.H., Aoki N., Kurosawa T. The effect of dissolved oxygen and NO₃⁻ – anions on the stress corrosion cracking of type 304 stainless steel in water at 2900C // Corrosion, 1983, v. 39, N 8, p. 313 – 322.
104. Третьяков О.В., Крицкий В.Г. Уравнение Оствальда–Фройндлиха и описание гомогенной кристаллизации в растворах с малым пересыщением // Изв. ВУЗ. Химия и химическая технология. 1989, т. 32, № 10, с.48–53.
105. Criss C., Cobble J.W. The thermodynamic properties of high temperature aqueous solutions. IV. Entropies of the ions up to 2000 and the correspondence principle // J. Amer. Chem. Soc. 1964, v. 86, p. 5385 –5390.
106. Зарембо В.И., Пучков Л.В. Стандартные значения энергий Гиббса образования ионов и ионных ассоциатов в водном растворе при высоких параметрах состояния: Обзор по теплофизическим свойствам веществ / ТФЦ.– М.: ИВТАН, 1984, № 2(46). – 106 с.
107. Крестов Г.А. Термодинамика ионных процессов в растворах. – Л.: Химия, 1973. – 303 с.

108. Василенко Г.В. Термодинамический анализ растворимости соединений железа в воде при высокой температуре // Теплоэнергетика, 1981, № 8, с. 48 – 51.
109. Chen C.M., Aral K. A Computer Program for constructing Stability Diagrams in Aqueous Solutions at Elevated Temperatures // National Association of Corrosion Engineers, 1982, v. 38, N 4, p. 183 – 190.
110. Третьяков О.В., Крицкий В.Г. Закономерности гомогенной кристаллизации из растворов // Украинский химический журнал. 1990, т. 56, № 6, с. 567–571.
111. Третьяков О.В. Особливості гомогенної кристалізації з розчинів при низьких пересиченнях // Матеріали Міжнародної науково–практичної конференції «Природничі науки та їх застосування в діяльності цивільного захисту». : Черкаси. 12–13 травня 2006 р. с.44–46.
112. Третьяков О.В. Визначення критичного пересичення теплоносія для підвищення безпеки експлуатації теплообмінного обладнання // Проблеми надзвичайних ситуацій. Зб. наук. пр. УЦЗ України. – 2008 – X: – № 7. – С. 153–158.
113. Шепотько А.О. Вычисление коэффициентов активности в мультисистемах. // В сб.: Математические вопросы химической термодинамики : Новосибирск: Наука, 1984. С. 71 – 74.
114. Marshall W.L., Slusher R., Jones E.U. Aqueous system at high temperature // J. Chem. Data., 1964, v. 19, N 2, p. 187 – 191.
115. Хейгеман Л., Янг Д. Прикладные итерационные методы. – М.: Мир, 1986. – 448 с.
116. Лурье Ю.Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод.– М.: Химия, 1984. – 321 с.
117. Хамский Е.В. и др. Кристаллизация и физико–химические свойства кристаллических веществ.– Л.: Наука, 1969. –135 с.
118. Хамский Е.В. Некоторые проблемы кристаллизации из растворов. в сб.: Кристаллизация и свойства кристаллических веществ.– Л.: Наука, 1971, с. 3–19.
119. Heller W., Bhatnagar H.L., Nakagaki M. Theoretical Investigation on the Light Scattering of Spheres. XIII. The “Wavelength Exponent” of Differential Turbidity Spectral // J. Chem. Phys., 1962, v. 30, p. 1160 –1165.
120. Heller W. Theoretical Investigation on the Spheres. XV. The “Wavelength Exponents” at Small α Values // J. Chem. Phys., 1964, v. 40, p. 2698 – 2703.
121. Кленин В.И., Клемина О.В., Галактионов В.В. Исследование надмолекулярных частиц в водных растворах поливинилового спирта // Высокомолекул. соед., 1966, т. 8А, с. 1573 – 1576.
122. Кленин В.И., Щеглов С.Ю. Определение параметров сложных дисперсных полимерных систем из спектра мутности // Высокомолекул. соед., 1971, т. 13А, с. 2807 – 2811.

123. Тюпина М.Ф., Руднев Н.А. Исследование дисперсности зольей арсената свинца спектротурбидиметрическим методом // Изв. ВУЗ. Химия и химическая технология, 1978, т. 21, № 1, с. 89 – 92.
124. Худсон Д. Статистика для физиков. – М.: Мир, 1970. – 296с.
125. Посуда и оборудование лабораторные стеклянные. Общие технические условия : ГОСТ 23932–90. – [Чинний від 25-03-1990]. – К. : Государственный стандарт союза РСР, 1985. – 15 с. – (Державний стандарт Союза РСР)
126. Баранова В.И., Ефремова И.Ф., Кожевникова Н.М., и др., Руководство к практическим занятиям по коллоидной химии. – Л.:ЛТИ им. Ленсовета, 1973. – 94 с.
127. Кастальский А.А. Проектирование устройств для удаления из воды растворенных газов в процессе водоподготовки. – М.: Госстройиздат, 1957. – 148 с.
128. Шарапов В.И., Богачев А.Ф. О работе декарбонизаторов подпиточной воды теплосети// Теплоэнергетика, 1985, № 12, с. 42–44.
129. Комарчев И.Г. Безреагентный метод удаления диоксида углерода из воды // Электрические станции, 1988, № 8, с. 43–45.
130. Комарчев И.Г. Новый физический метод удаления свободной двуокиси углерода из воды: дис. канд. техн. наук. : / Комарчев Иван Григорьевич. – М.: 1986 – 20, [1] с.
131. Комарчев И.Г., Богданов В.Ф. Новый физический метод удаления свободной угольной кислоты из воды // Энергетик, 1978, № 3, с. 29.
132. Комарчев И.Г., Вайман А.Б., Шпулин Г.С., Качанова–Махова Н.И. Безвентеляторная декарбонизация в схеме типовой обессоливающей установки // Энергетик, 1980, № 7, с. 34.
133. Комарчев И.Г., Захаров А.А., Комарчева Н.И., Вайман А.Б. Эжекционный метод удаления свободной угольной кислоты из подпиточной воды // Теплоэнергетика, 1978, № 2, с. 60–61.
134. Комарчев И.Г., Качанова–Махова Н.И., Вайман А.Б. Многоступенчатый эжектор для удаления свободной угольной кислоты из воды // Промышленная энергетика, 179, № 5, с. 23–25.
135. Водоподготовка и водный режим энергообъектов низкого и среднего давления: Справочник / Ю.М.Кострикин, Н.А.Мещерский, О.В.Коровина – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 498 с.
136. Классификация и общие требования безопасности : ГОСТ12.1.007-76. – [Чинний від 10-03-1976]. – К. : Постанова Державного комітету стандартів Ради Міністрів ССРСР, 1976. – № 579 – (Державний стандарт Союза РСР)
137. Зюман Б.В. Перспективи сумісної утилізації відходів хімоводопідготовки ТЕЦ // Нові технології, 2011, № 1 (31), - Науковий вісник КУЕІТУ с. 120–123.

138. П.Н. Линник , А.В. Зубко. Гумусовые вещества как важный фактор в миграции металлов в системе донные отложения – вода // Экологическая химия, 2007, 16(2): с. 69–84.

ДОДАТКИ

Додаток Б

```
10 CLS
100 PRINT TAB(15); "RASCHET SYSTEMY Ca(II)-CO2-SO4-H2O"
200 Read K1, K5, K6, K7, K8, K9, K14, K15, PR1, PR4
400 For J = 1 To 4 Step 1
500 Y1 = 10 ^ (-(3 - J))
600 For N = 1 To 4 Step 1
700 Y4 = 10 ^ (-(3 - N))
800 For M = 0 To 3 Step 1
810 I0 = 0
820 F0 = 10 ^ (-.25625 * I0)
830 F1 = 10 ^ (-.5125 * Sqr(I0) / (1 + 1.58112 * Sqr(I0)) + .055 * I0)
840 F2 = 10 ^ (-2 / 5 * Sqr(I0) / (1 + 1.58112 * Sqr(I0)) + .055 * I0)
900 X16 = 10 ^ M
910 T = X16 / 44009.8
920 REM RASCHET VSPOMOGATELNYCH KOEFFICIENTOV
930 K1 = K1 / (F1 ^ 2)
935 K5 = K5 * F2
940 K6 = K6 * (F1 ^ 2) / F0
945 K7 = K7 * F2
950 K8 = K8 * (F2 ^ 2) / F0
955 K9 = K9 * (F2 ^ 2) / F0
960 K14 = K14 * F0 / (F1 ^ 2)
965 K15 = K15 / F2
970 PR1 = PR1 * (F2 ^ 2)
975 PR4 = PR4 * (F2 ^ 2)
1000 A1 = Y1 * PR1 / (Y4 * PR4)
1100 A2 = K9 * Y4 * PR4 / (F2 ^ 2)
1200 A3 = Y1 * PR1 / (F2 ^ 2)
1300 A4 = K14 * K15 * T
1400 A5 = 2 * A3 / A4
1500 A6 = K1 * K5 * A3 / A4
1600 A7 = K7 * A3 / K15
1700 A8 = K14 * T
1800 A9 = 2 * A4 * (1 + 1 / A1)
1900 A10 = (1 + A6 + A7) / A5
2000 A11 = -(K1 + K8) / A5
2100 A12 = -A9 / A5
2110 PRINT A1, A2, A3, A4, A5, A6, A7, A8, A9, A10, A11, A12
2200 REM RESYENIE URAVNENIYA 4-Y STEPENI
2300 Q1 = 3
2350 Q2 = 14
2400 X1(1) = 10 ^ (-Q1)
2450 X1(2) = 10 ^ (-Q2)
2500 Z1 = X1(1) ^ 4 + A10 * X1(1) ^ 3 + A11 * X1(1) + A12
2600 Z2 = X1(2) ^ 4 + A10 * X1(2) ^ 3 + A11 * X1(2) + A12
2700 If SGN(Z1) = -SGN(Z2) THEN 5000
2800 PRINT "RESCHENIYA NET!"
2900 STOP
5000 If Abs(Q2 - Q1) < .000001 THEN 9000
```



```

5100 Q3 = (Q1 + Q2) / 2
5200 X1(3) = 10 ^ (-Q3)
5300 Z3 = X1(3) ^ 4 + A10 * X1(3) ^ 3 + A11 * X1(3) + A12
5400 If SGN(Z3) = SGN(Z1) THEN 6000
6000 Q1 = Q3: Goto 2400
6100 Q2 = Q3: Goto 2400
9000 X1 = X1(1)
9010 PRINT "X1="; X1
9100 REM RASCHET KONCENTRACIY
9200 X3 = A5 * X1 ^ 2 / 2
9300 X6 = A7 * X1
9400 X11 = A8 / X1
9500 X12 = A4 / (X1 ^ 2)
9600 X13 = X12 / A1
9700 X5 = A6 * X1
9800 X9 = K1 / X1
10000 INOV = (X1 + X5 + X6 + X9 + X11 + 4 * (X3 + X12 + X13)) / 2
10100 If Abs(I0 - INOV) > .00001 THEN I0 = INOV: Goto 820
10200 PH = -Log(X1) / 2.303
10300 X18 = K6 * X5 * X9
10400 X19 = K8 * X3 * X12
10500 X20 = K9 * X3 * X13
10550 REM RASCHET SHESTKOSTI
10600 C1 = X1 + X5 + X18 + X19 + X20
10700 REM SULFATY
10800 C5 = (X13 + X20) * 96057.6
10850 REM SHELOCHNOST
10900 C3 = X9 + X12 + X11
11000 PRINT "ETA CaCO3="; Y1
11100 PRINT "ETA CaSO4="; Y4
11200 PRINT " CO2="; X16; "MG/L"
11300 PRINT "PH="; PH
11400 PRINT "JOST="; C1; "MOL/L"
11500 PRINT "SHEL="; C3; "MOL/L"
11600 PRINT "SO4="; C5; "MG/L"
11700 Next
11800 Next
11900 Next
12000 Data 1.27E-14, 28.84, 3.46737E+09, 18.2, 1584.89, 204.174, 4.5E-07, 4.8E-
11, 3.8E-09, 8.174E-05
13000 End

```

Додаток В

```

10 CLS : PRINT TAB(5); "RASTSHET PERESYSHENIJA PO CaS04, CaCO3,
Mg(OH)2"
90 PRINT TAB(5); "C1– OBSHEE SODERSHANIE Ca, mol/l"
100 PRINT TAB(5); "C2– OBSHEE SODERSHANIE Mg, mol/l"
110 PRINT TAB(5); "C3– OBSHEE SODERSHANIE Na, mol/l"
120 PRINT TAB(5); "C4– OBSHEE SODERSHANIE SO4, mol/l"
130 Dim X(8), Y(6), Z(9), K0(17), K(17), P(15), E(36), L(4)
140 INPUT "WWEDITE C1, C2, C4 W mol/l"; C1, C2, C4
150 PR1 = 1.76E-07: PR2 = 4.8E-09: PR3 = 6E-10
160 C3 = 2 * (C4 - C1 - C2)
165 If C3 > 0 THEN Goto 170 Else PRINT "OShibKA WWODA": Goto 140
170 For I = 1 To 17
180 Read K0(I)
190 Next
195 PRINT "C1="; C1; "C2="; C2; "C3="; C3; "C4="; C4
200 For PH = 1 To 14 Step 1
210 J = 1: PRINT "PH="; PH
220 Z1 = .000001 * (10 ^ J) / 44.0098
240 X(1) = 10 ^ (-PH): X(3) = C1: X(4) = C2: X(2) = C3: Y(5) = C4
250 I0 = (4 * (X(3) + X(4) + Y(5)) + X(2)) / 2
260 F0 = (-.25625) * I0: F0 = 10 ^ F0
270 F1 = (-.5125 * Sqr(I0)) / (1 + 1.58112 * Sqr(I0)) + .055 * I0: F1 = 10 ^ F1
280 F2 = (-2.05 * Sqr(I0)) / (1 + 1.58112 * Sqr(I0)) + .055 * I0: F2 = 10 ^ F2
290 REM PERESHET KONSTANT
300 K(1) = K0(1) / (F1 ^ 2): K(2) = K0(2) * F0 / (F1 ^ 2)
310 K(3) = K0(3) * F0 / (F1 * F2): K(4) = K0(4) / F2
320 K(5) = K0(5) / F2: K(6) = K0(6) / F2
330 K(7) = K0(7) * F0 / (F2 ^ 2): K(8) = K0(8) * F0 / (F2 ^ 2)
340 K(9) = K0(9) * F0 / (F1 ^ 2): K(10) = K0(10) / F2
350 K(11) = K0(11) / F2: K(12) = K0(12) * F0 / (F1 ^ 2)
360 K(13) = K0(13) * F0 / (F2 ^ 2): K(14) = K0(14) * F0 / (F1 ^ 2)
370 K(15) = K0(15) / F2: K(16) = K0(16) * F0 / (F1 ^ 2)
380 K(17) = K0(17) * F0 / (F1 ^ 2)
390 REM RASHET WSPOMOGATELNYCH KOEFFICIENTOW
400 A = C1 * X(1): A2 = K(4) * K(6) * X(1) / (K(2) * K(8) * Z1)
410 H1 = K(1) * K(6) / (K(2) * K(5) * Z1): H2 = K(6) * X(1) / (K(2) * Z1)
420 H3 = (K(1) ^ 2) * K(6) / (K(2) * K(5) * K(9) * Z1): H4 = K(3) * K(6) / K(7)
430 H5 = K(2) * Z1 / K(6): A1 = (X(1) * (1 + H1 + H2) + H3 + H4 + H5)
440 B = C2 * X(1): B4 = K(4) / K(13)
450 R1 = K(1) / K(10): R2 = K(2) * Z1 / K(11): R3 = K(2) * K(3) * Z1 / (K(12) *
X(1))
460 R4 = K(10) * K(2) * Z1 / (K(10) * K(17) * X(1))
470 B1 = (X(1) + R1 + R2 + R3 + R4)
480 D = C4 * X(1): D1 = K(4) / K(15): D2 = K(2) * Z1 / K(14)
490 N = C3 * X(1): N1 = X(1) + K(2) * Z1 / K(14)
500 REM RASTCHET KOEFFICIENTOW URAWNENIJA
510 P(1) = A2 * B4: P(2) = A2 * B1: P(3) = A1 * B4: P(4) = A1 * B1: P(5) = A1 * A
520 P(6) = X(1) * D1: P(7) = X(1) * N1: P(8) = K(4) * D1: P(9) = D1 * N
530 P(10) = K(4) * N1: P(11) = B * D1: P(12) = B4 * N1: P(13) = D * D1
540 P(14) = D * N1: P(15) = B * N1

```

```

550 E(1) = P(1) * P(6): E(5) = P(1) * P(7): E(9) = P(1) * P(9): E(11) = P(1) * P(11)
560 E(23) = P(1) * P(15): E(27) = P(1) * P(14): E(2) = P(1) * P(8): E(8) = P(1) *
P(10)
570 E(12) = P(1) * P(13): E(3) = P(2) * P(6): E(17) = P(2) * P(10): E(25) = P(2) *
P(13)
580 E(6) = P(2) * P(8): E(14) = P(2) * P(7): E(20) = P(2) * P(9): E(34) = P(2) * P(13)
590 E(7) = P(3) * P(8): E(15) = P(3) * P(7): E(19) = P(3) * D1 * N1: E(35) = P(3) *
P(14)
600 E(4) = P(3) * P(6): E(18) = P(3) * P(10): E(24) = P(3) * P(11): E(26) = P(3) *
P(13)
610 E(32) = P(3) * P(15): E(13) = P(4) * P(6): E(29) = P(4) * P(10): E(33) = P(4) *
P(13)
620 E(16) = P(4) * P(8): E(28) = P(4) * P(7): E(30) = P(4) * P(9): E(36) = P(4) *
P(14)
630 E(21) = P(5) * P(12): E(31) = P(5) * B1 * N1: E(10) = P(5) * B4 * D1
640 E(22) = P(5) * B1 * D1: S = E(1) + E(2)
650 L(1) = (E(3) + E(4) + E(5) + E(6) + E(7) + E(8) + E(9) + E(10) + E(11) - E(12)) /
S
660 S1 = E(13) + E(14) + E(15) + E(16) + E(17) + E(18) + E(19) + E(20) + E(21) +
E(22) + E(23) + E(24)
670 S2 = E(25) + E(26) + E(27): L(2) = (S1 - S2) / S
680 L(3) = (E(28) + E(29) + E(30) + E(31) + E(32) - E(33) - E(34) - E(35)) / S
690 L(4) = E(36) / S
700 REM RESHENIE URAWNENIJA 4-J STEPENI
710 Y(4) = 1: EPS = 1E-08 * (10 ^ (PH + 2))
720 Y = Y(4) ^ 4 + L(1) * (Y(4) ^ 3) + L(2) * (Y(4) ^ 2) + L(3) * Y(4) - L(4)
730 Y1 = 4 * (Y(4) ^ 3) + 3 * L(1) * (Y(4) ^ 2) + 2 * L(2) * Y(4) + L(3)
740 T = Y / Y1
750 If Abs(T) >= EPS THEN Y(4) = Y(4) - T: Goto 720 Else Goto 790
790 REM RASTSHET KONCENTRACIJ
800 X(2) = N / (X(1) + D2 + D1 * Y(4))
810 B3 = K(2) * K(3) * Z1 / K(12): B5 = K(1) * K(2) * Z1 / (K(10) * K(17))
820 B2 = K(2) * Z1 / K(11): A5 = K(4) * K(6) / (K(2) * K(8) * Z1)
830 X(4) = B / (X(1) + B1 + B2 + B3 / X(1) + B4 * Y(4) + B5 / X(1))
840 X(6) = (D - X(1) * Y(4) - K(4) * Y(4) - D1 * X(2) * Y(4) - B4 * X(4) * Y(4) /
(A5 * X(1) * Y(4)))
850 X(5) = H1 * X(6)
860 X(7) = R1 * X(4) / X(1)
870 X(8) = R2 * X(4) / X(1)
880 Y(6) = K(4) * X(2) * Y(4) / (K(15) * X(1))
890 Y(1) = K(1) / X(1): Z(3) = X(5) * Y(1) / K(9): Z(8) = X(6) * Y(2) / K(16)
900 Y(5) = (C4 - Y(4) - Y(6)) / (1 + X(3) / K(8) + X(4) / K(13))
910 X(3) = (C1 - X(5) - X(6) - Z(3) - Z(8)) / (1 + Y(3) / K(7) + Y(5) / K(8))
915 Y(2) = K(2) * Z1 / X(1)
920 Y(3) = Y(2) * K(3) / X(1)
930 IH = (4 * (X(3) + X(4) + Y(3) + Y(5)) + X(1) + X(2) + X(5) + X(6) + X(7) +
X(8) + Y(1) + Y(2))
940 IH = (IH + Y(4) + Y(6)) / 2
950 If Abs(IH - I0) >= .0001 THEN I0 = IH: Goto 260
960 NAP1 = X(3) * Y(5) * (F2 ^ 2) / PR1
970 NAP2 = X(3) * Y(3) * (F2 ^ 2) / PR2
980 NAP3 = X(7) * Y(1) * (F1 ^ 2) / PR3: V = 10 ^ (J - 3)

```

```
990 If X(3) >= Y(5) THEN C0 = Y(5) Else C0 = X(3)
1000 PRINT "CO2=", V; "N1=", NAP1; "N2=", NAP2; "N3=", NAP3; "C0=", C0
1020 If J < 5 THEN J = J + 1: Goto 220
1025 Next
1030 Data 1.27E-14, 4.5E-7, 4.8E-11, 1.2E-2, 3.467E-2, .05495, 6.31E-4, 4.898E-3
1040 Data 2.884E-10, 2.512E-3, .06919, 3.981E-4, 4.365E-3, .562, .191, .05495
1050 Data .0691
1200 End
```

Додаток М

Вплив карбонату натрію на вміст солей жорсткості у вихідній воді КВ

Точка відбору	[Na ₂ CO ₃] мг/дм ³	Час витримки, год.	Ж ₀ мг-екв/дм ³	Ж _к мг-екв/дм ³
1	2	3	4	5
Н/ст. № 1	200	1	10,7	9,1
	200	2	10,7	8,4
	300	1	10,5	7,6
	300	2	10,5	7,0
	400	1	10,5	7,2
	400	2	10,5	6,8
	500	1	10,5	6,7
	500	2	10,5	6,3
	600	1	10,5	6,1
	600	2	10,5	5,8
	700	1	10,5	6,3
	700	2	10,5	5,9
	800	1	10,5	6,1
	800	2	10,5	5,7
	900	1	10,4	7,3
	900	2	10,4	5,9
	1000	1	10,7	7,4
	1000	2	10,7	7,0
	1100	1	10,4	6,6
	1100	2	10,4	5,9
	1200	1	10,4	6,7
	1200	2	10,4	5,8
	1300	1	10,4	6,4
	1300	2	10,4	5,9
	1400	1	10,4	7,3
	1400	2	10,4	5,8
	1500	1	10,4	6,2
	1500	2	10,4	5,7
	1600	1	10,5	7,0
	1600	2	10,5	6,4
	1700	1	10,5	7,4
	1700	2	10,5	6,1
	1800	1	10,5	7,4
	1800	2	10,5	6,8
1900	1	10,5	6,9	
1900	2	10,5	6,5	
2000	1	10,7	6,9	
2000	2	10,7	6,7	

Наукове видання

Пономаренко Роман Володимитрович

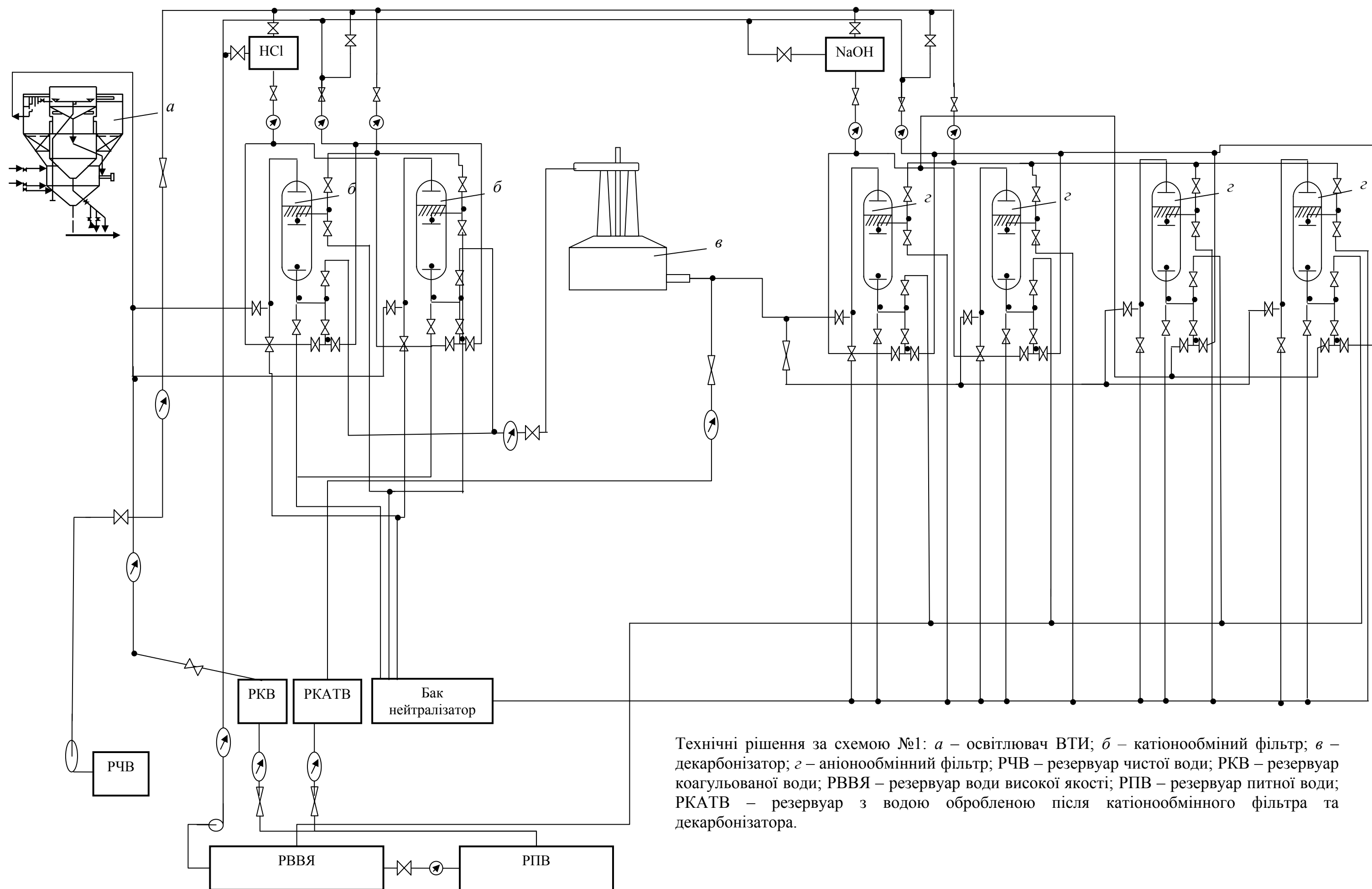
**НАУКОВО-ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ
ЗНИЖЕННЯ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ
НА СИСТЕМИ ВОДОПОСТАЧАННЯ РЕГІОНУ
З УРАХУВАННЯМ ОСНОВНИХ ПРИНЦИПІВ
БАСЕЙНОВОГО УПРАВЛІННЯ
ВОДНИМИ РЕСУРСАМИ**

монографія

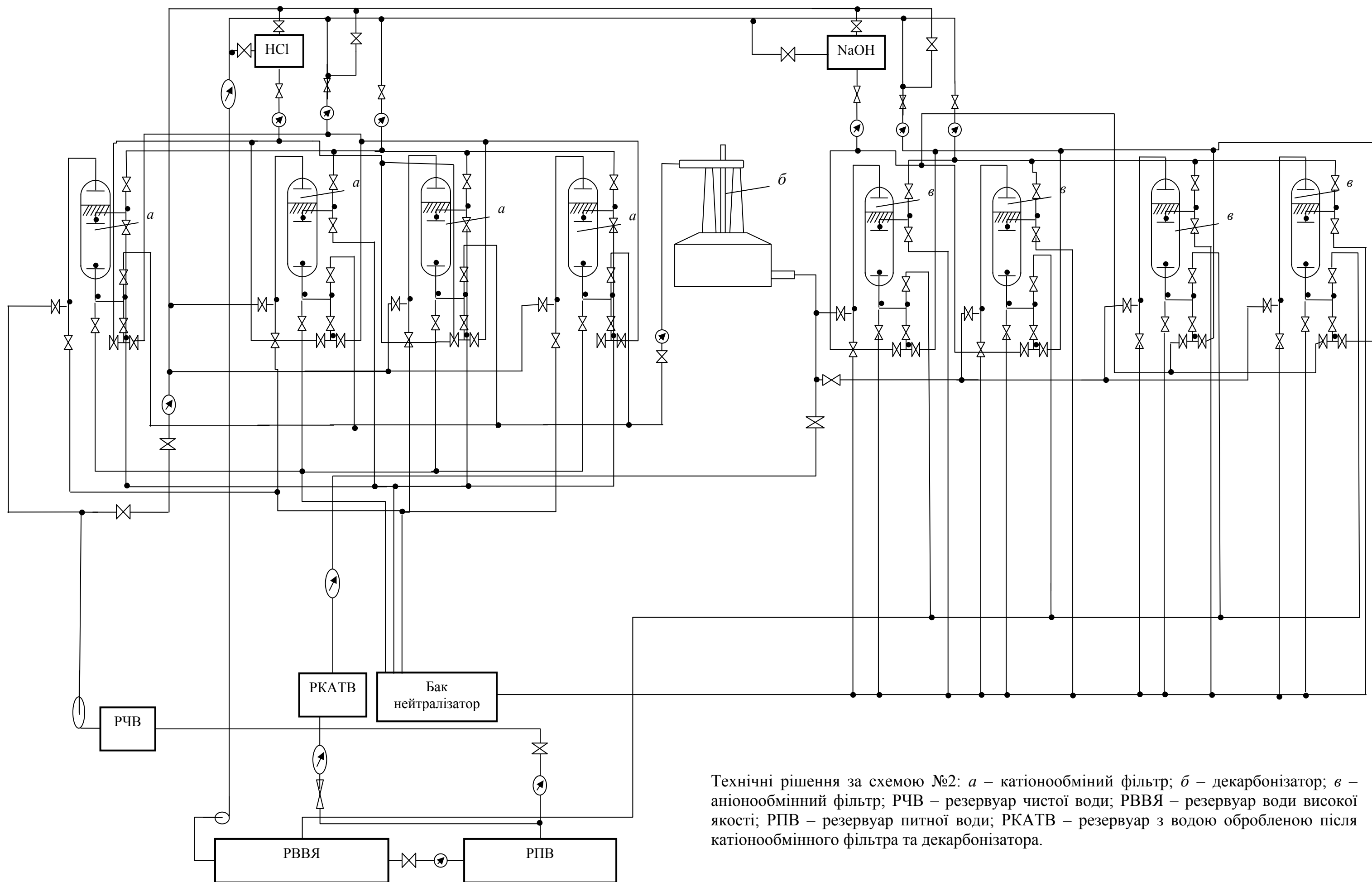
Підписано до друку 26.09.2019. Формат 60x84 1/16.
Папір офсетний. Друк офсетний. Ум. друк. аркушів 6,51.
Навч.-вид. лист. 7,4. Тираж 300 прим.

Виготавлювач ФЛ-П Черняк Л. О.
61002, м. Харків, вул. Багалія, 16
Свідоцтво № 24800000000079553, від 16.05.2007 р.

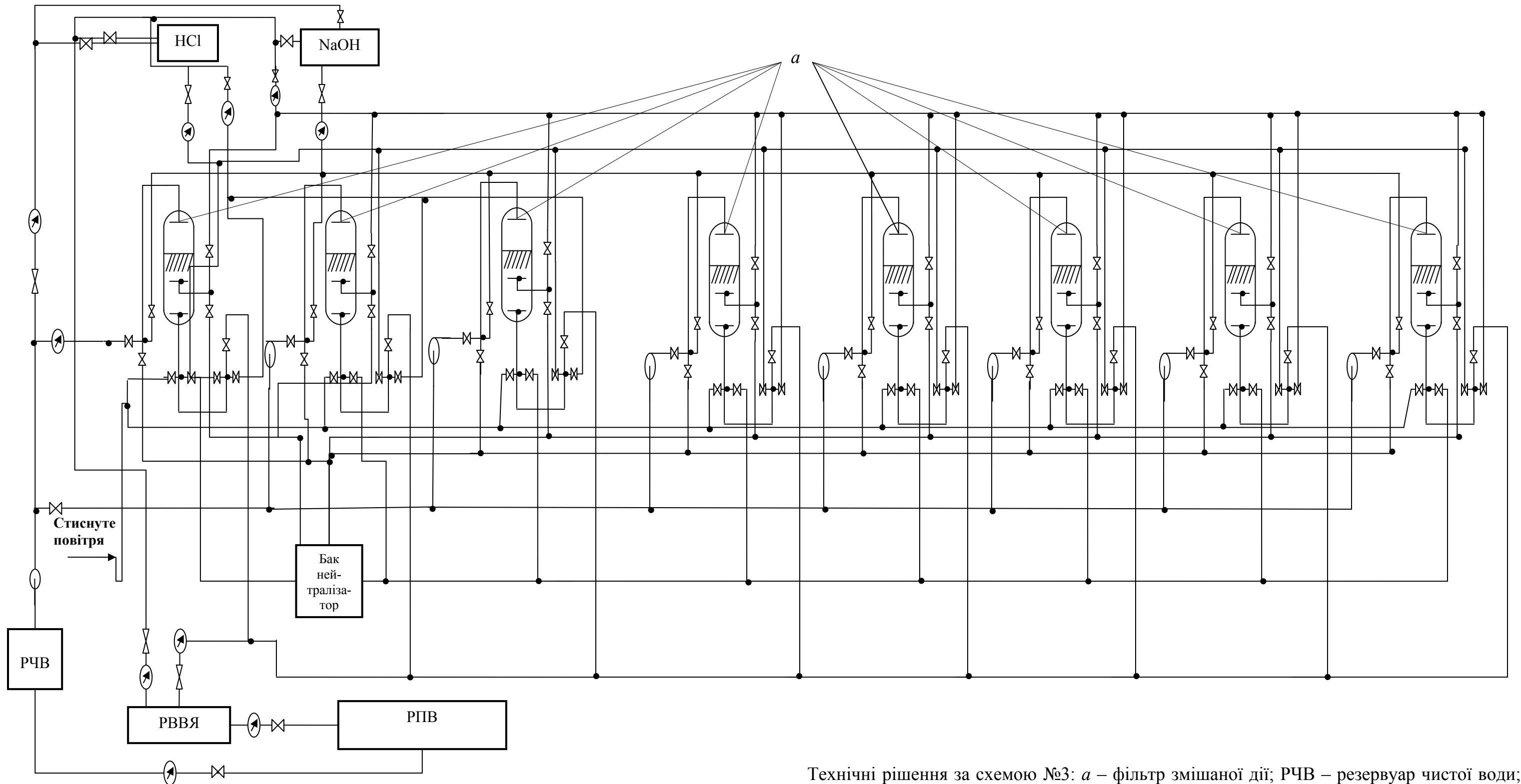
Видавець ТОВ «ПЛАНЕТА-ПРІНТ»
вул. Багалія, 16, м. Харків, 61002,
свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 4568 від 17.06.2013.



Технічні рішення за схемою №1: *a* – освітлювач ВТИ; *б* – катіонообмінний фільтр; *в* – декарбонізатор; *г* – аніонообмінний фільтр; РЧВ – резервуар чистої води; РКВ – резервуар коагульованої води; РВВЯ – резервуар води високої якості; РПВ – резервуар питної води; РКАТВ – резервуар з водою обробленою після катіонообмінного фільтра та декарбонізатора.



Технічні рішення за схемою №2: *а* – катіонообмінний фільтр; *б* – декарбонізатор; *в* – аніонообмінний фільтр; РЧВ – резервуар чистої води; РВВЯ – резервуар води високої якості; РПВ – резервуар питної води; РКАТВ – резервуар з водою обробленою після катіонообмінного фільтра та декарбонізатора.



Технічні рішення за схемою №3: *a* – фільтр змішаної дії; РЧВ – резервуар чистої води; РВВЯ – резервуар води високої якості; РПВ – резервуар питної води.