

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

ТЕХНОЛОГІЯ ТА ОБЛАДНАННЯ ОДЕРЖАННЯ ПИТНОЇ ТА ТЕХНІЧНОЇ ВОДИ. ПРАКТИКУМ. ЧАСТИНА 1

*Рекомендовано Методичною радою КПІ ім. Ігоря Сікорського
як навчальний посібник для студентів,
які навчаються за спеціальністю 161 «Хімічні технології та інженерія»*

Київ
КПІ ім. Ігоря Сікорського
2019

Технологія та обладнання одержання питної та технічної води. Практикум. Частина 1. [Електронний ресурс]: навчальний посібник для студ. спеціальності 161 «Хімічні технології та інженерія», спеціалізації «Хімічні технології неорганічних речовин та водоочищення» / Н.М. Толстопалова, М.І. Літинська, Т.І. Обушенко; КПІ ім. Ігоря Сікорського – Електронні текстові дані (1 файл: 4,00 Мбайт). – Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2019. – 101 с.

*Гриф надано Методичною радою КПІ ім. Ігоря Сікорського
(протокол №10 від 20.06.2019 р.)*

*за поданням Вченої ради хіміко-технологічного факультету
(протокол №5 від 29.05.2019 р.)*

Електронне мережне навчальне видання

ТЕХНОЛОГІЯ ТА ОБЛАДНАННЯ ОДЕРЖАННЯ ПИТНОЇ ТА ТЕХНІЧНОЇ ВОДИ. ПРАКТИКУМ. ЧАСТИНА 1

Укладачі: *Толстопалова Наталія Михайлівна, к.т.н., доцент*
Літинська Марта Ігорівна, асистент
Обушенко Тетяна Іванівна, ст. викладач

Рецензент: *Мотронюк Т.І., к.т.н., доцент*

Відповідальний
редактор: *Астрелін І.М., д.т.н., професор*

Дисципліна «Технологія та обладнання одержання питної та технічної води» розширює та доповнює класичну «Теоретичні основи хімії та технології води» та викладається для магістрантів спеціальності 161 «Хімічні технології та інженерія» спеціалізації «Хімічна технологія неорганічних речовин та водоочищення».

В даному навчальному посібнику наведено приклади типових схем водопідготовки, інформація про будову водоочисних апаратів та приклади розрахунків конструкційних параметрів обладнання.

© Н.М. Толстопалова, М.І. Літинська, Т.І. Обушенко, 2019

© КПІ ім. Ігоря Сікорського, 2019

Зміст

	Стор.
Вступ	4
1 Загальний стан водних джерел у світі та Україні	7
1.1 Якість світових водних запасів	7
1.2 Якість водних ресурсів України	9
1.3 Вимоги до питної води та стандарти якості	15
2 Тенденції сучасних методів підготовки питної води. Приклади технологічних схем	18
3 Методи очищення	31
3.1 Коагуляція	31
3.2 Іонний обмін	55
3.3 Баромембранні технології	61
3.4 Електродеіонізація	64
3.5 Знезараження	65
4 Водопостачання промислових підприємств. Приклади схем	71
4.1 Використання води у енергетиці	71
5 Розрахунки обладнання	78
5.1 Пісковловлювачі	78
5.2 Камери пластівцеутворення та освітлювачі	87
5.3 Флотатори	93
5.4 Обладнання для дезинфекції	94
6 Завдання для виконання МКР	99
Список посилань	100

ВСТУП

Прісна вода є основою існування людства: її відсутність несумісна зі життям, а неякісна вода (солена або яка містить токсичні речовини, заражена хвороботворними мікроорганізмами) гальмує або повністю виключає нормальний розвиток країн та цивілізацій. Експерти прогнозують, що у 2030 році від нестачі прісної води страждатиме 47%, а до 2050 – 2/3 населення планети. Тому необхідна кількість та належна якість ресурсів прісної води визначають розвиток економіки та здоров'я всіх без винятку країн.

Ресурси прісних вод України включають поверхневі та підземні водні маси. Поверхневі ресурси прісної води – це головним чином стоки річок, об'єм яких складає 87,7 км³/рік у роки середньої водності та 55,9 км³/рік – у маловодні роки. Для місцевого водопостачання мають значення запаси води у прісних озерах України (близько 3,3 км³/рік). Україна характеризується нерівномірним розподілом водних ресурсів по території країни. Величина середнього шару опадів змінюється в межах від 5-10 мм (Херсонська область) до 625 мм (Закарпатська область).

Дніпро є основним джерелом водопостачання великих промислових центрів у межах басейну, а також Півдня та Південного Сходу країни. Гідрохімічний стан водосховищ Дніпровського каскаду і водотоків басейну останніми роками має тенденцію до погіршення. Хімічне та біологічне споживання кисню, вміст мангану та заліза, а також кольоровість Дніпровської води значно перевищують нормативні значення, встановлені для господарсько-питного водоспоживання. Також спостерігається стійка тенденція до підвищення вмісту фосфатів у воді внаслідок незадовільної роботи очисних споруд, що призводить до евтрофікації водойм. В середніх водосховищах, особливо в Кременчуцькому, акумулюється основна частина промислових скидів забруднюючих речовин.

Для басейну річки Десна характерним є нижче хімічне, але вище біологічне споживання кисню, ніж у Дніпра.

У нижній течії річки Дністер (на території Івано-Франківської та Чернівецької областей) зазвичай не спостерігається перевищення нормативних показників, за винятком тимчасових випадків високого вмісту органічних забруднень.

Для води річки Південний Буг характерною є підвищена кольоровість (до 100 градусів і вище) особливо в літні місяці. Також води цього басейну зазвичай мають підвищені значення показників за рН та біологічним споживанням кисню. На території Хмельницької області мають місце випадки перевищення гранично допустимої концентрації амонійного азоту, що пояснюється впливом стоків водопровідно-каналізаційних комунальних підприємств. Концентрація солей важких металів у поверхневих водах Південно-Бузького басейну, за винятком заліза та мангану, не перевищує норм для водойм господарсько-питного водокористування.

Якість поверхневих вод басейну Західного Бугу з кожним роком погіршується, особливо на території Львівської області. Спостерігається перевищення нормативів за вмістом фосфатів, загального заліза та біологічним споживанням кисню.

Для вод басейну Сіверського Донця є характерними перевищення допустимих показників за вмістом органічних речовин, нафтопродуктів, твердістю та рН. Однією з проблем водопостачання у регіоні є підвищена мінералізація води переважно у вигляді хлоридів та сульфатів.

Практично всі поверхневі джерела водопостачання України протягом останніх десяти років інтенсивно забруднювались. Через низьку якість очищення промислових, сільськогосподарських, побутових, зливових стічних вод надходження забруднених стоків у поверхневі водойми не зменшується, хоча використання води у господарській діяльності порівняно з початком 90-х років XX століття зменшилося більш ніж удвічі.

Крім того, Україна має значні запаси підземних вод, територіальний розподіл яких теж характеризується нерівномірністю. Найбільше їх в Чернігівській області, а найменше – в Криму, Волинській, Тернопільській,

Запорізькій, Закарпатській та Дніпропетровській областях. Підземні води складають 17% у загальному водокористуванні України та 54% - у забезпеченні господарсько-питного водопостачання.

Основними напрямками водокористування є: комунальне господарство (25,8%), сільське та рибне господарство (24,6%) та промисловість (49,6%). Сьогодні щорічна потреба населення і галузей економіки у водних ресурсах становить близько 20 км³.

Слід зазначити, що для України характерним є зосередження великих водоспоживачів у регіонах з найменшими запасами водних ресурсів (Донбас, Кривбас, Крим, південні області).

Тому доцільним є впровадження нових ефективних та ресурсозберігаючих технологій в сфері водо підготовки для зменшення навантаження на екологію та мінімізації кількості відходів водоочищення.

Дисципліна «Технологія та обладнання одержання питної та технічної води» розширює та доповнює класичну «Теоретичні основи хімії та технології води» та викладається для магістрантів спеціальності 161 «Хімічні технології та інженерія» спеціалізації «Хімічна технологія неорганічних речовин та водоочищення».

Матеріали практичних занять розроблено в рамках проєктів Water Harmony Erasmus+ (<https://www.waterh.eu/>) та Water Harmony II Eurasia (<https://www.waterh.net/>).

Грамотне виконання роботи з розробки процесів водоочищення, проектування, конструювання та експлуатації водоочисного обладнання неможливе без знання основ хімічних та фізичних процесів, що відбуваються в апаратах, принципів раціонального використання ресурсів та завдань охорони навколишнього середовища. В даному навчальному посібнику наведено приклади типових схем водопідготовки, інформація про будову водоочисних апаратів та приклади розрахунків конструкційних параметрів обладнання.

1 ЗАГАЛЬНИЙ СТАН ВОДНИХ ДЖЕРЕЛ У СВІТІ ТА УКРАЇНІ

Прісна вода необхідна для отримання питної і технічної води різного призначення. Технічна вода використовується в різноманітних галузях промисловості, сільського господарства, енергетики.

З усієї води на Землі 97% - це морська вода і лише 3% - прісна, з якої близько 70% - полярні льодовики, а 29% - це, переважно, ґрунтова волога та підземні водоносні горизонти. Легкодоступною для прямого використання людиною є менш ніж 1% прісної води. З цієї води на сільське господарство використовується 70% (зрошуване землеробство), на промисловість – 20%, і тільки 10% - на власне споживання людиною. Близько 20% цієї води отримується з підземних джерел (поновлюваних чи ні), і ця частка швидко зростає, особливо у посушливих районах. Україна за міжнародною класифікацією вважається однією з найменш забезпечених водою країн у Європі. Питне водопостачання країни майже на 80% забезпечується за рахунок поверхневих вод.

1.1 Якість світових водних запасів

Загальновідомо, що ситуація з питною водою як в глобальному, так і в локальному масштабі напружена. Головними планетарними проблемами являються:

- дефіцит запасів питної води;
- погіршення якості питної води;
- деструкція муніципального централізованого водопостачання.

Об'єм води на Землі становить, по різних оцінках, 1400-1500 млн. кубічних кілометрів. Однак тільки 2,5% (35 млн. куб. км) являються прісною водою і тільки 1% (350 тис. куб. км) доступні для використання в якості питної, надходячи з річок, озер, підземних джерел. Інша питна вода присутня в гідросфері у вигляді льодовиків і ґрунтових вод.

Сьогодні спостерігається **помітне скорочення запасів питної води з традиційних джерел** в результаті істотного збільшення кількості населення,

за рахунок збільшення народжуваності в країнах, які розвиваються, і зростання тривалості життя в розвинених.

За останні 200 років кількість людей на планеті збільшилася більше ніж в 7 разів – з 1 млрд. в 1820 році до 7,2 млрд. в 2015 році. Звичайно, що пропорційно збільшилась витрати води, яка необхідна не тільки для питних потреб, але і для виробництва енергії, їжі, одєжі і т.д. За прогнозами ООН, до 2030 року чисельність населення Землі збільшиться до 8 млрд, потреба населення у воді збільшиться на 30%, в енергії на – 45% і в їжі на 50%. При цьому запаси води на планеті не змінились і не зміняться, скорочується тільки доля доступної для використання та природної для пиття води.

В нинішні часи практично 2 млрд. людей більше ніж в 80 країнах мають обмежений доступ до питної води. Очікується, що до 2025 році дане число збільшиться до 3 млрд. Саме ця проблема сьогодні признана однією з головних загроз існування нашої цивілізації.

Єдиним рішенням для збільшення запасів доступної питної води на сьогоднішній день є можливість використання альтернативних джерел, а особливо – морської та стічної води. Доведення якості такої води до рівня потреби до питної можливо тільки з використанням найбільш сучасних методів локальної водопідготовки.

Другою за значенням є проблема **погіршення якості питної води** як за рахунок збільшення в водоймах вмісту нормованих (природних та антропогенних) забруднень, так і за рахунок присутності відносно недавно виявлених хімічних речовин, які потрапляють у питну воду в мізерних (виражених в мікрограмах) кількостях, аналітичне визначення яких утруднене, а вплив на живі організми мало вивчено. Джерелами надходження у воду цих речовин можуть бути: тара для бутильованої води, фармацевтичні препарати, косметичні засоби, біологічно активні добавки тощо. За деякими оцінками, подібних сполук налічується до 60 тис., і вони сьогодні відомі під загальною назвою «мікроорганічне забруднення» (МОЗ). Видалення МОЗ не відбувається ні на жодному з етапів традиційної централізованої

водопідготовки і водоочищення. Як показали результати багаточисленних досліджень, ефективна очистка води від МОЗ можлива тільки при комплексному використанні сучасних методів локальної водопідготовки.

I, нарешті, на третьому місці – глобальні **проблеми муніципального водопостачання**, які пов'язані не тільки з застарілими технологіями і зруйнованою інфраструктурою, але й з проблемою вторинного забруднення води при її транспортуванні продуктами корозії, а також деструкції біоплівки, яка утворюється на внутрішніх поверхнях трубопроводів. Поява і розвиток біоплівки призводить до появи ряду проблем, зокрема: зниженню прохідності труб, зменшенню їх теплопровідності і, відповідно, збільшенню енергозатрат, а також корозії обладнання під дією продуктів життєдіяльності «мешканців» біоплівки (так названій біокорозії). Крім того, біоплівка акумулює токсичні органічні сполуки, важкі метали, патогенні мікроорганізми, які при її руйнуванні потім потрапляють у воду.

Не можна забувати і про втрати питної води в ході її транспортування до споживача. В деяких випадках витік води в трубопроводах досягає 60% і більше. Варто зазначити, що проблеми муніципального водопостачання є вкрай гострими і достатньо подібними для всіх країн незалежно від розміру їхнього ВВП.

Загальновизнаним в світі виходом із сформованої ситуації є максимально широке використання локальної водопідготовки, в доповнення і в якості альтернативи централізованої.

На сьогоднішній день арсенал методів, які використовуються в локальній водопідготовці, надзвичайно широкий, і число інновацій продовжує зростати. Успішність діяльності спеціалістів в цій області в значній степені визначається рівнем їх інформованості.

1.2 Якість водних ресурсів України

Незважаючи на велику кількість малих та великих водойм, Україна – одна із найменш забезпечених водними ресурсами країн в Європі (рис. 1.1).



Рисунок 1.1 – Забезпеченість країн Європи водними ресурсами.

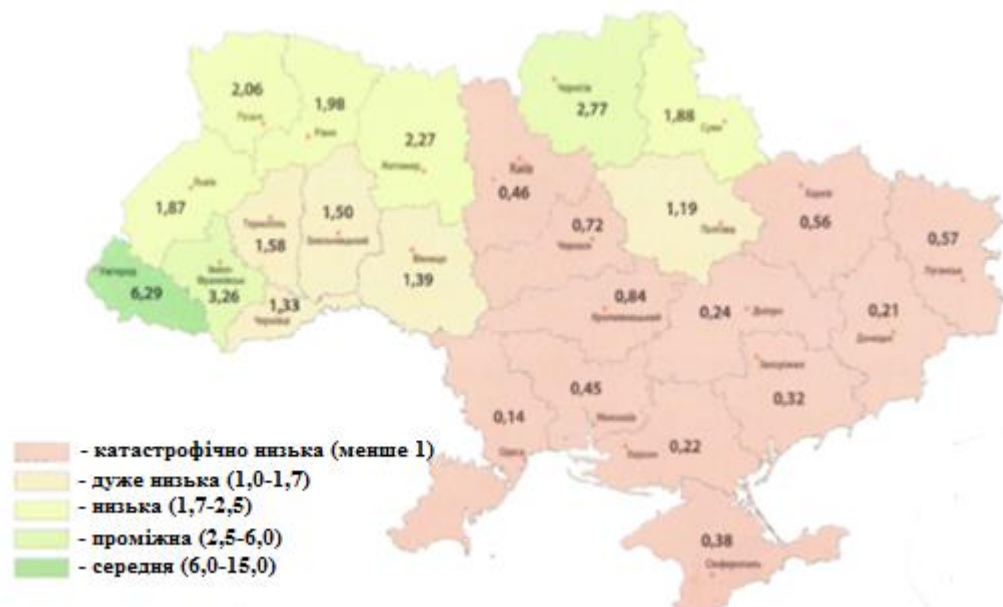


Рисунок 1.2 – Забезпеченість водними ресурсами різних регіонів України.

Зрозуміло, що регіони України забезпечені водою по-різному (рис. 1.2). Так, в Ужгороді ми дотягуємо до рівня благополучної Швейцарії, а в Одеській області спускаємося до рівня засушливого Алжира.

В цілому для більш ніж половини території країни рівень забезпечення водою відповідає градації «катастрофічно низький».

Ще гірше йде справа з дотриманням водного балансу. Так, дисбаланс, відповідний градації «катастрофічний», при якому різниця між необхідною

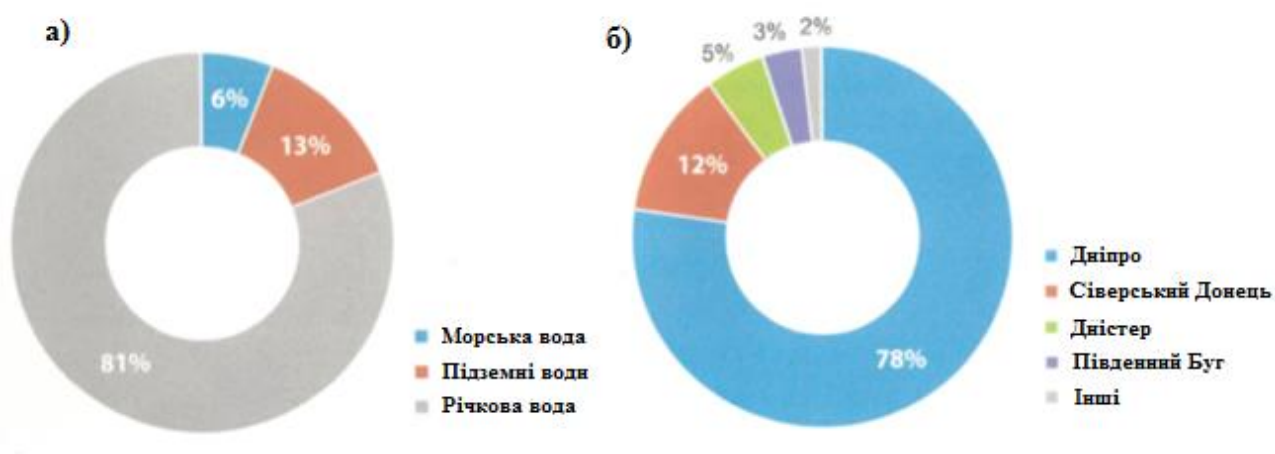
кількістю води і наявною перевищує значення 10 тис. куб. м в рік на людину, спостерігається в п'яти південно-східних областях України. Правда, збалансованими можна вважати також п'ять областей – чотири західних і в одну північну. В середньому Україна знаходиться в зоні між «допустимим» і «надзвичайним» дисбалансом (рис. 1.3). В цьому випадку вже пора задуматись щодо альтернативних джерел водопостачання – наприклад, повторне використання стічних вод та/чи застосування опрісненої морської води.



Рисунок 1.3 – Дисбаланс забезпеченості водними ресурсами різних регіонів України.

Скільки ж всього споживається води за рік і звідки ця вода береться? Всього країна в рік споживає близько 10-15 куб. км води. В основному вода надходить із поверхневих прісних джерел, головним чином із річки Дніпро, де забір становить від 7,5 до 10 куб. км води в рік. Це становить приблизно 25% загальної кількості води в Дніпрі. Для порівняння: водозабір з Сіверського Донця досягає 64%, що вже критично з екологічної точки зору (рис. 1.4).

Значна частина води, забраної із підземних джерел, не доходить до споживача в силу високого вмісту в ній солей і нерентабельності її підготовки. Це стосується шахтних вод, доля яких в загальному об'ємі підземних вод, які забираються, складає 60-70%. Очевидно, що організація очищення шахтних вод до рівня потреб якщо не питної, то хоча б технічної води дозволить скоротити забір води з річок і запобігти екологічній катастрофі. Збільшення частки морської води, яка сьогодні складає лише 6%, також може слугувати для стабілізації ситуації.



а) – розподіл води, що споживається в Україні, по джерелам водозабору; б) – розподіл водозабору з основних річок України

Рисунок 1.4 – Розподіли води.

Важливе питання: як вода розділяється між споживачами – промисловістю, сільським господарством і житлово-комунальним господарством? Тут картина менш стабільна. Так, в період з 2006 по 2012 рр. частка води, використаної в сільському господарстві, збільшилася з 17 до 39%, чи з 2,6 до 5,7 куб. км за рік, а частка води, використаної в промисловості, відповідно зменшилася з 56% до 40%, чи з 8,6 до 5,9 куб. км. Це однозначно свідчить про рух України в сторону розвитку агропромислового сектора.

В той же час спостерігається тенденція до зменшення споживання води ЖКХ – з 4,1 куб. км в 2006 році до 3,1 – в 2012-му і до 1,6 – в 2016-му. Це

може бути пов'язано як зі зменшенням чисельності населення (з 46 929 тис. в 2006 р. до 45 633 тис. в 2012 р. і до 42 138 тис. в 2016 р.), так і зі спробами споживачів економити воду. Справедливість останньої пропозиції підтверджується інформацією про скорочення питомого водоспоживання з 160 $\text{дм}^3/\text{добу}/\text{люд.}$ в 2012 році до 107 – в 2016 році. Це наводить на думку про те, що збільшення тарифів на воду для населення має хоча б один із позитивних аспектів.

До води, яка використовується в промисловості, висуваються специфічні вимоги в залежності від її призначення. Найбільш великим споживачем води в промисловості є енергетичний комплекс, частка якого стабільно складає 65-70%.

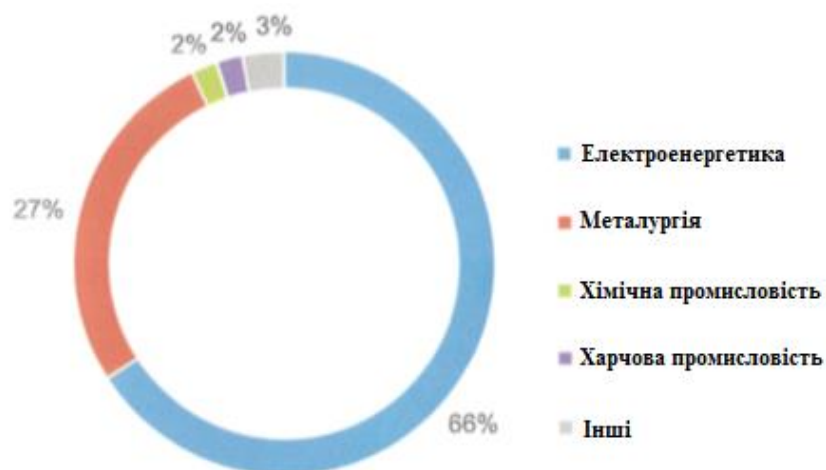


Рисунок 1.5 – Розподіл водоспоживання в 2012 р.

В сільському господарстві 92% води використовується для зрошення (меліорація і садівництво) і 8% - для сільськогосподарського водопостачання. Споживачами води з джерел сільськогосподарського водопостачання виступають тваринницькі і птахоферми, тепличні господарства, жителі сільських населених пунктів.

Вимоги до якості води для різних галузей сільського господарства відрізняються. Так, вода для меліорації зазвичай потребує коригування тільки вмісту завислих речовин, при чому це найбільш суттєво у випадку

крапельного зрошування, в той час як якість води для напування тварин повинна відповідати вимогам до якості питної води, а в ряді випадків перевагу віддають навіть де мінералізованій воді. Вимоги до води для зрошування і приготування розчинів добрив у тепличних господарствах залежать від виду рослин і, як правило, достатньо високі.

На жаль, не вся забрана вода доходить до споживача. В середньому до 20% води припадає на частку транспортних втрат. Так, в 2012 році 2,4 куб. км (чи 16%) забраної води не були використані за призначенням. Більше половини втраченої води доводиться на житлово-комунальний сектор, де доля втрат складає до 40% від загальної кількості води, яка транспортується (особливо слід відмітити – води питної якості) (рис. 1.6).

Основні втрати води в ЖКГ відбуваються через незадовільний стан водопровідної мережі, загальна протяжності трубопроводів якої складає 135 958 км, із яких 51 855 км (чи 38%) потребують негайної заміни. Заміна труб щорічно проводиться в об'ємі 1-2% від необхідного, що змушує оцінювати перспективу реновації водопровідних мереж вкрай песимістично.

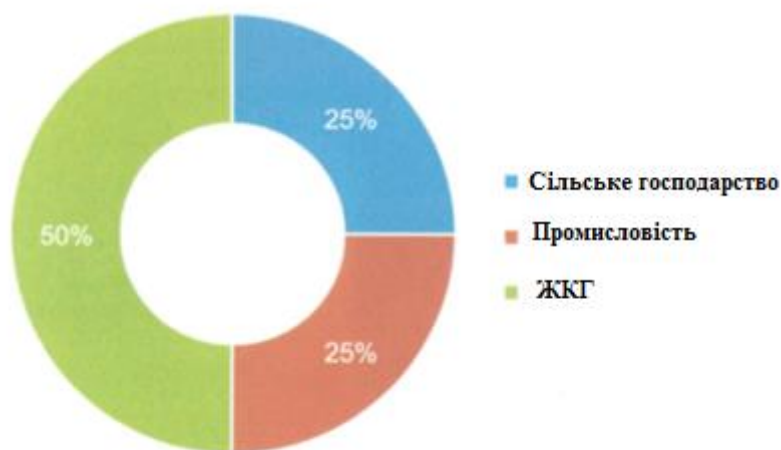


Рисунок 1.6 – Втрати води в різних галузях.

Очевидно, що не вся забрана вода може використовуватись без залишку. Близько половини повертається до водойм у вигляді стічних вод. Ступінь забруднення цих вод буває різним, але лише менш ніж 60% з них є

нормативно чистими, а інші 40% - в тій чи іншій мірі забрудненими (рис. 1.7). І це, звичайно, найбільш сумним чином позначається на якості води в джерелах.



Рисунок 1.7 – Стан утворених стічних вод.

Основна кількість забруднювачів надходить з промислових стоків (61%), тільки 9% із них повторно використовуються. Побутові стічні води також вносять істотний вклад в забруднення водойм, оскільки третина об'єму комунальних стічних вод скидаються неочищеними.

1.3 Вимоги до питної води та стандарти якості

Якість води для промисловості і сільського господарства регламентується великою кількістю різних державних і галузевих документів. Досягнення регламентованих показників якості води являється завданням промислових чи сільськогосподарських підприємств, які використовують для цього відповідні технології.

Безпечна для споживання питна вода повинна відповідати критеріям якості національних та міжнародних нормативних документів.

В Україні якість питної води регламентується ДСанПін 2.2.4-171-10 «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною». Документ включає 83 показники (11 мікробіологічних, 64 хімічних і

органолептичних, 8 радіоактивних). Національні стандарти майже не поступаються відповідним стандартам США та нормативам ВОЗ.

Нормативи ВОЗ включають ГДК для 99 різних речовин. У стандартах США (EPA Safe Drinking Water Act) регламентуються 87 показників якості води (53 органолептичні показники, 16 неорганічних та 7 мікробіологічних домішок). Нормативи ЄС (EU Water Framework Directive) включають лише 49 показників.

Кількість контрольованих показників постійно зростає, а їх значення знижуються. Це пов'язано, по-перше, з розвитком приборної аналітичної хімії, що дозволяє визначати у воді більш низькі концентрації забрудників, і, по-друге, з результатами токсико-хімічних досліджень впливу на організм людини різноманітних домішок. Так, наприклад, за вимогами ВОЗ, які бізуються саме на таких дослідженнях, норматив вмісту арсену у питній воді знижено з 50 до 10 мкг/дм³ у 2005 р.

Якість питної води постійно контролюється на станціях підготовки. Наприклад, у Києві кожної доби здійснюється контроль за 22 показниками, щомісяця – за 48, щорічно – за всіма показниками.

Основна кількість води, відібраної з різних джерел, піддається централізованому очищенню і доставляється споживачам. Існують три типи централізованих систем водопостачання – комунальне, відомче і сільськогосподарське. Відповідність показників якості води потребам ДСанПіНа в усіх випадках контролює Державна служба України з питань безпеки харчових продуктів та захисту споживачів.

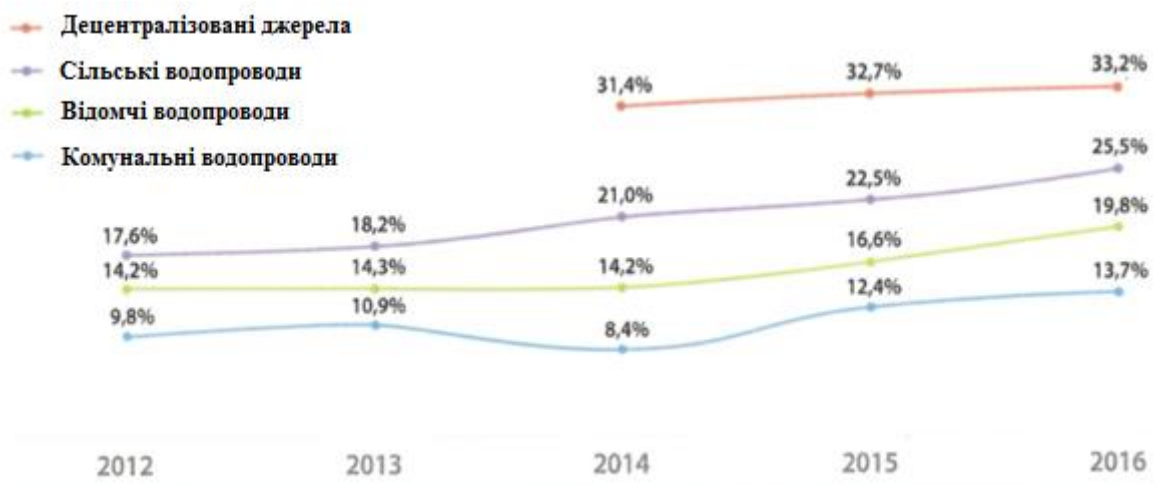


Рисунок 1.8 – Динаміка росту частки нестандартних проб питної води за санітарно-хімічними показниками у 2012-2016 рр.

Централізованим водопостачанням в Україні забезпечені тільки 31% населених пунктів, в яких проживають 75,6% жителів, інші використовують воду із децентралізованих джерел: артезіанські свердловини, колодязі, каптажі. Якість більш ніж 30% проб вказаних джерел не відповідають нормам за санітарно-хімічними показниками і більше ніж 20% - по бактеріологічними (рис. 1.8).

2 ТЕНДЕНЦІЇ СУЧАСНИХ МЕТОДІВ ПІДГОТОВКИ ПИТНОЇ ВОДИ. ПРИКЛАДИ ТЕХНОЛОГІЧНИХ СХЕМ

Концепція ВОЗ стосовно забезпечення населення доброякісною питною водою передбачає, перш за все, мікробіологічну безпечність води, але разом з тим слід мінімізувати використання хімічної обробки. Особливу увагу слід приділити біологічним методам з метою зниження утворення побічних продуктів очищення води. Закачування води з поверхневих джерел у поверхневі піщані горизонти (дамби, насипи) є одним із таких методів, які широко практикують у різних державах для попереднього очищення води від органічних та мікробних забруднювачів. Таке попереднє очищення набуває поширення як більш економна можливість одержання біологічно стабільної води, до того ж дозволяє мінімізувати використання хлору, який утворює з природними органічними речовинами токсичні сполуки.

Технологія питного водопостачання повинна у повній мірі забезпечувати користувачів якісною питною водою і передбачає видалення або зниження до мінімальних концентрацій потенційно небезпечних для здоров'я людини компонентів вихідної води під час її обробки. Зазвичай технологія підготовки високоякісної питної води створюється з урахуванням практичних можливостей виробника та якості води джерела.

Ризики, пов'язані з наявністю токсичних хімічних речовин у питній воді, відрізняються від ризиків, що мають місце у випадку мікробіологічного забруднення. Лише деякі хімічні компоненти у воді можуть викликати гострі порушення здоров'я, виключаючи сильне забруднення системи водопостачання. Тому хімічні забруднюючі речовини відносять до категорії нижчої пріоритетності, ніж мікробні, дія яких зазвичай буває сильнішою та масштабнішою. Однак використання хімічних дезинфікуючих засобів у водопідготовці призводить до утворення потенційно небезпечних для здоров'я людини побічних продуктів. Тобто, технологія підготовки питної води наштовхується на дві проблеми, які «конфліктують» між собою: з одного боку, необхідність створення сильного дезинфікуючого ефекту, а з

іншого – зниження до мінімуму або виключення побічної дії вторинних продуктів дезинфекції на здоров'я людини. Знезараження води є кінцевою (заключною) стадією захисту питної води від зовнішнього забруднення та вторинного росту мікроорганізмів у водорозподільчій системі. Тобто, всю послідовність процесів очищення фактично слід розглядати як підготовку води до ефективного та надійного знезараження. У відповідності з концепцією ВОЗ тенденція, яка зараз спостерігається у технологіях водопідготовки, полягає у оптимізації використання хімічних реагентів із залученням фізичних або біологічних методів очищення з метою зниження доз цих реагентів, а відповідно зменшення кількості побічних продуктів, що можуть утворюватись під час знезараження. Такий підхід передбачає застосування принципу багатобар'єрності технології водопідготовки з максимальним природних можливостей водоочищення за допомогою різноманітних фільтруючих пристроїв або перегородок. Прикладом технології одержання води високої якості слугує схема підготовки питної води у Нідерландах (рис. 2.1). Якість води поверхневого джерела постійно контролюється і, якщо вона незадовільна, до води поверхневого джерела докачують підземну воду (глибина свердловини близько 120 м). Якщо якість води зовсім незадовільна, технологічну схему повністю переключають на використання підземної води. Комбінована схема передбачає наступну систему підготовки води: коагуляцію (разом зі завислими речовинами з води видаляються фосфати, частина розчинних органічних сполук, віруси, важкі метали) з подальшим розподілом води за допомогою каналів у піщані дюни (грунти). Така інфільтрація може тривати до двох місяців. За цей період відбувається подальше підвищення якості води: руйнуються нітрати, видаляються мікрокількості органічних сполук та затримується більше 99% фекальних бактерій та вірусів. Після інфільтрації воду насичують киснем, фільтрують та озонують (при цьому частково руйнуються органічні речовини, пестициди, гинуть патогенні віруси та бактерії, які видаляються при подальшій фільтрації).

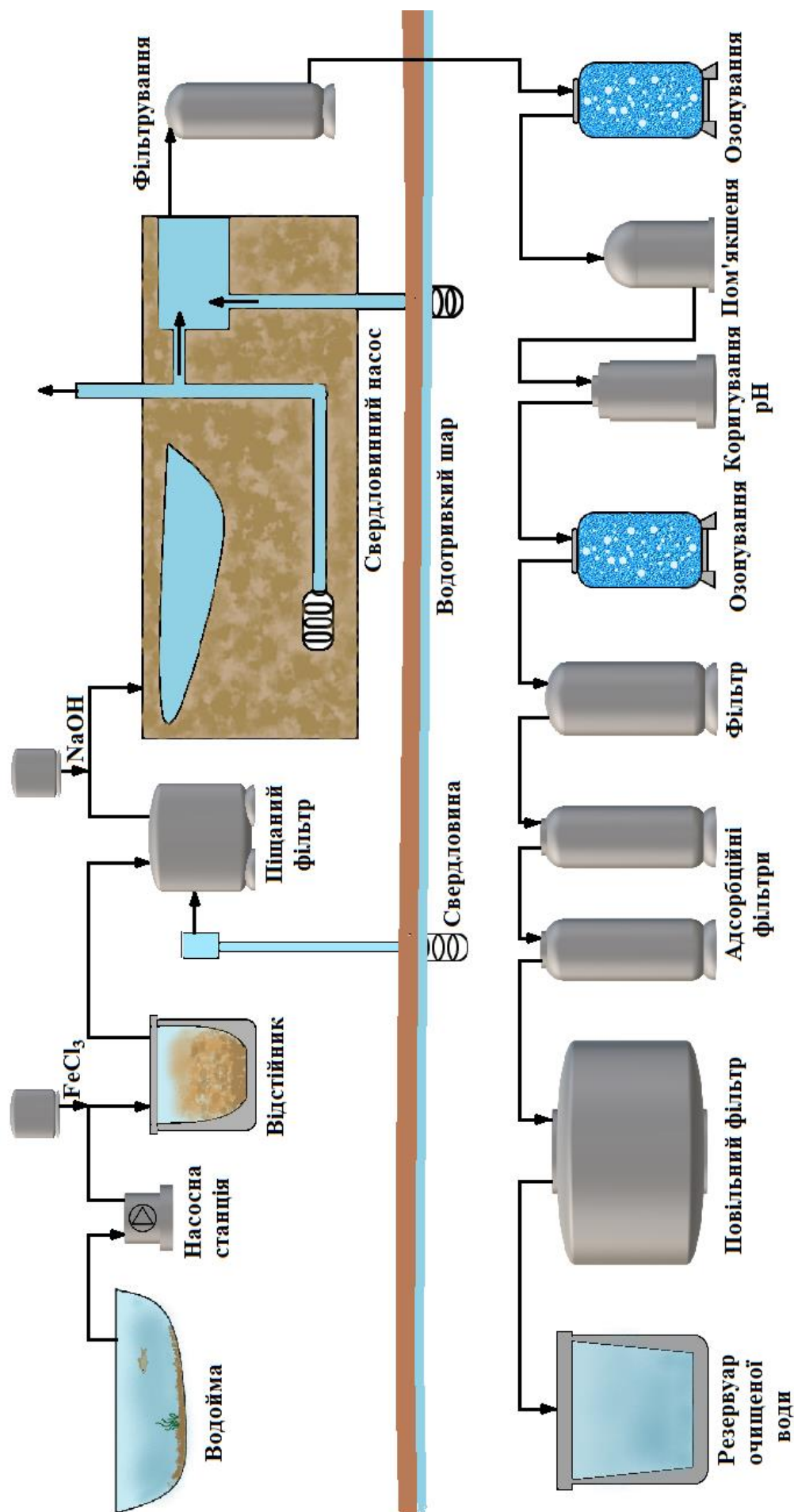


Рисунок 2.1 – Схема підготовки питної води в Нідерландах.

Після вторинного озонування вода підлягає двоступеневому адсорбційному очищенню, в процесі якого відбувається глибоке видалення мікрокілЬкостей органічних речовин за рахунок фізичної адсорбції та біологічного окиснення. Після адсорбційних фільтрів воду пропускають через повільні піщані фільтри, де остаточно затримуються залишки бактерій та слідові кількості органічних сполук. Наведена схема може слугувати також прикладом безхлорної технології.

На рис. 2.2 наведено схему підготовки питної води з Цюрихського озера.

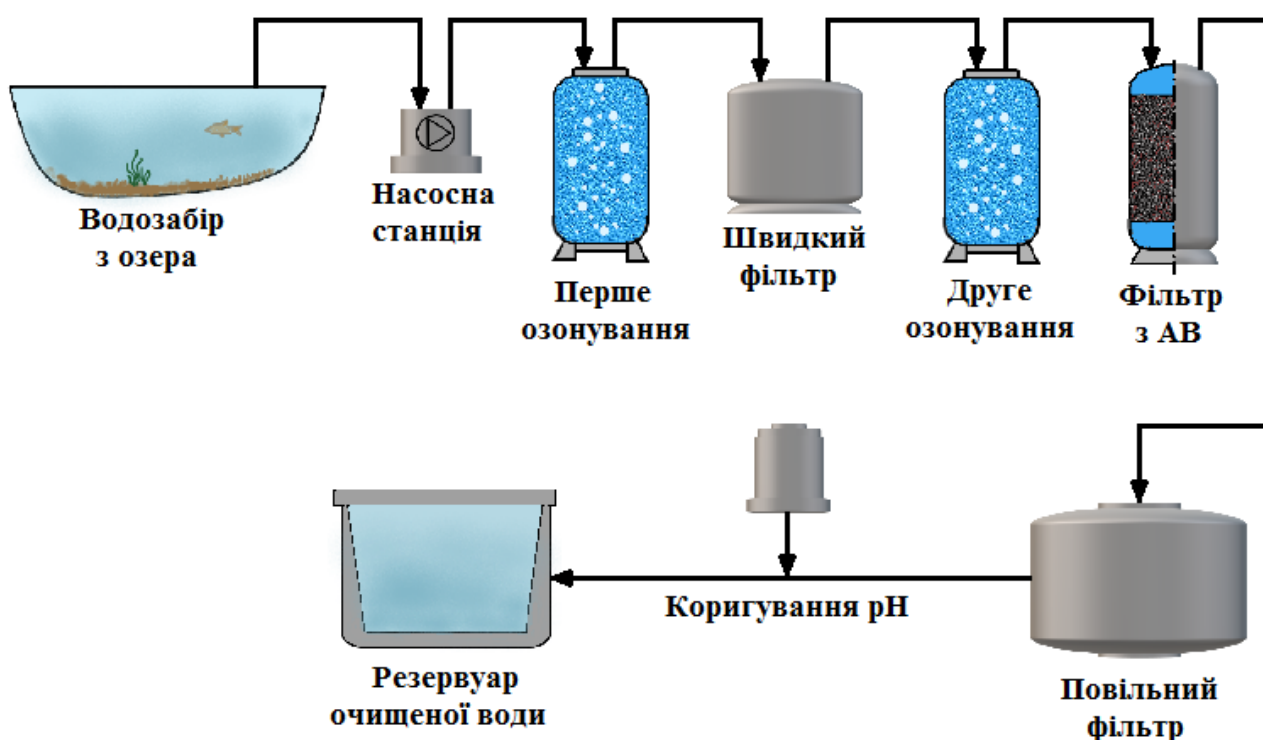


Рисунок 2.2 – Схема підготовки питної води з Цюрихського озера.

Технологія передбачає подвійне озонування, швидке фільтрування, адсорбцію на активованому вугіллі, повільне фільтрування, коригування рН.

Прикладом підготовки води питного призначення з використанням сильнозабрудненої водиповверхневого джерела є запатентовано у Великобританії технологія. Спрощену принципову схему наведено на рис. 2.3. Вода із забрудненого поверхневого джерела проходить попереднє

очищення з використанням коагуляції та відстоювання. Далі вода після резервуара-накопичувача проходить фільтр грубого очищення, потім дві ступені фільтрування через завантаження різної крупності, перед першою стадією до води дозують коагулянт та флокулянт, тобто здійснюється контактна коагуляція (“in line filtration”).

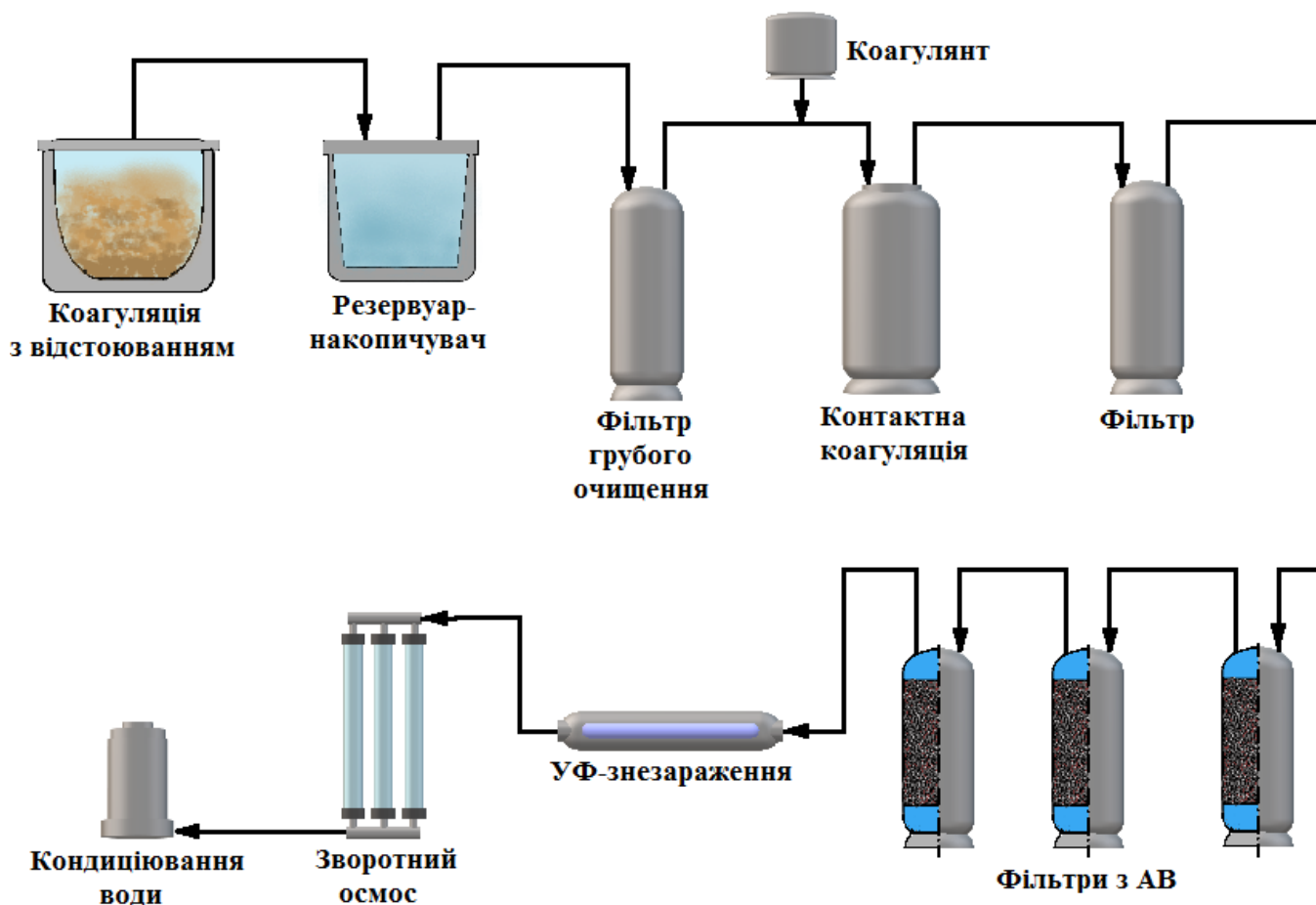


Рисунок 2.3 – Схема підготовки питної води з поверхневого джерела в Великобританії.

Далі передбачається декілька ступеней сорбції на активованому вугіллі та знезараження води за допомогою УФ-опромінення. Заключна стадія передбачає глибоке доочищення на установках зворотного осмосу та кондиціонування води за мінеральними компонентами.

У Намібії для підготовки питної води використовують переважно поверхневі джерела і значно менше – ґрунтові води. Реалізація технологічної схеми передбачає наступні процеси (рис. 2.4). На першій стадії

воду озонують та напвляють на споруди, де відбувається коагуляція-флокуляція. Далі вода проходить флотатор та фільтрацію на двошарових фільтрах, знову озонування і далі адсорбційний фільтр, завантажений БАВ, потім дві ступені адсорбційного очищення за опомогою АВ.

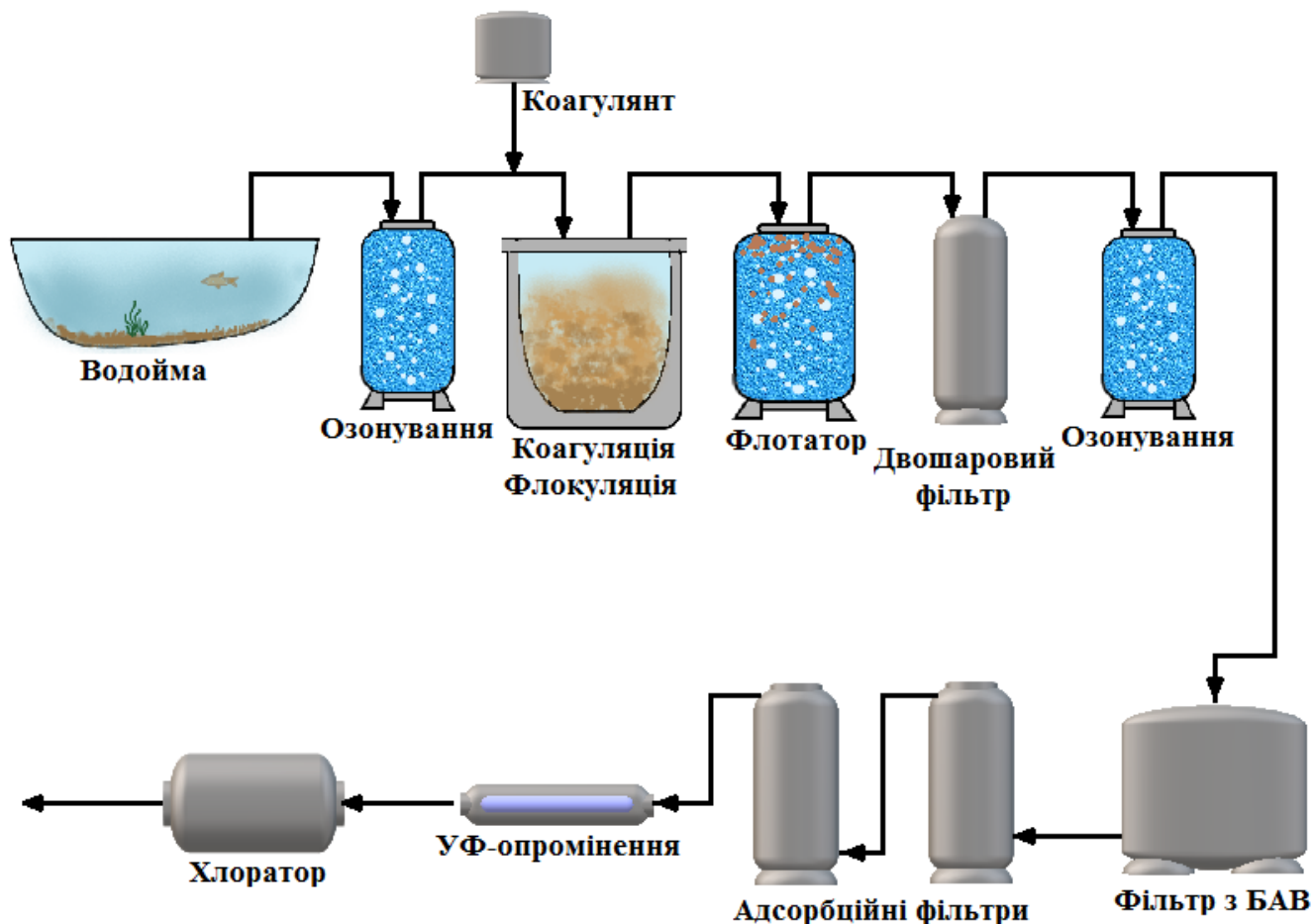


Рисунок 2.4 – Схема підготовки питної води в Намібії.

Заключними стадіями є знезараження: послідовно УФ-опромінення та хлорування. Якість води, одержаної за даною технологією, навіть перевищує вимоги, що висуваться до питної води.

На рис. 2.5 наведено схему підготовки питної води з використанням біологічних процесів. На станції передбачено фільтри грубого механічного очищення, далі декілька ступенів фільтрування, реагентну флотацію з використанням коагулянтів та флокулянтів. Після флотації вода надходить на споруди біохімічного очищення. Наступні стадії включають глибоке знезараження у декілька ступенів. Спочатку воду піддають озонуванню, далі

передбачено дві ступені фільтрування на АВ. На першій ступені видаляються органічні сполуки у певному інтервалі молекулярних мас, на другій – мікрокількості пестицидів та інших токсичних сполук.

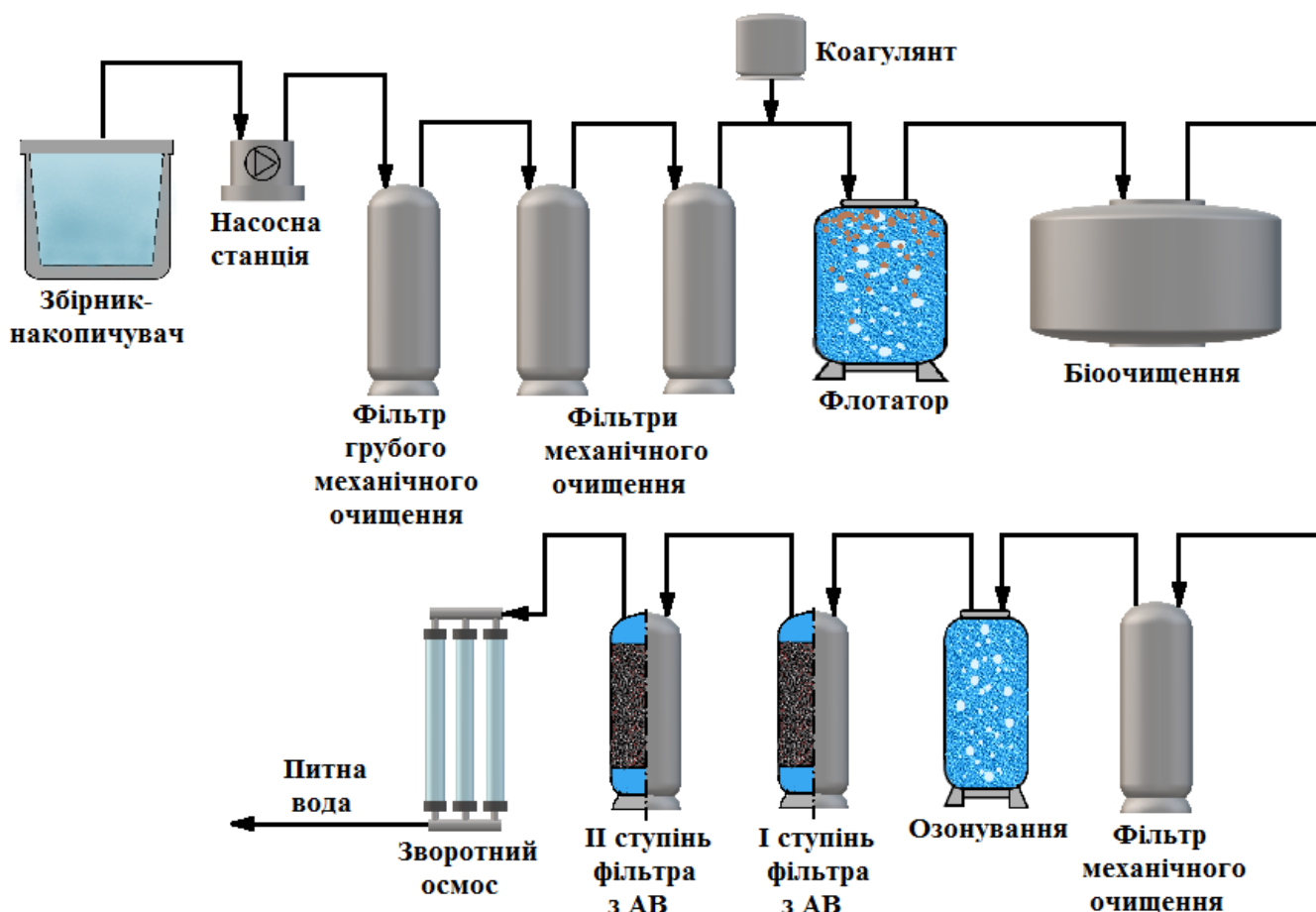


Рисунок 2.5 – Схема підготовки питної води з використанням біологічних процесів.

Заключне видалення патогенних мікрофлори та вірусів здійснюється на стадії обробки води за допомогою зворотного осмосу.

Багатостадійна комплексна технологія підготовки питної води застосовується у Франції (м. Іврі-сюр-Сен). Перша стадія підготовки води передбачає попереднє озонування (рис. 2.6), далі послідовно вода проходить стадію коагуляції (у якості коагулянта використовується FeCl_3). Одночасно можна додавати порошкове АВ (ПАВ), якщо має місце критична ситуація. Дві наступні стадії ґрунтуються на використанні контактної коагуляції з

FeCl_3 і здійснюються на двох різних типах завантаження: спеціальне біологічно активне завантаження «Biolite» та кварцовий пісок.

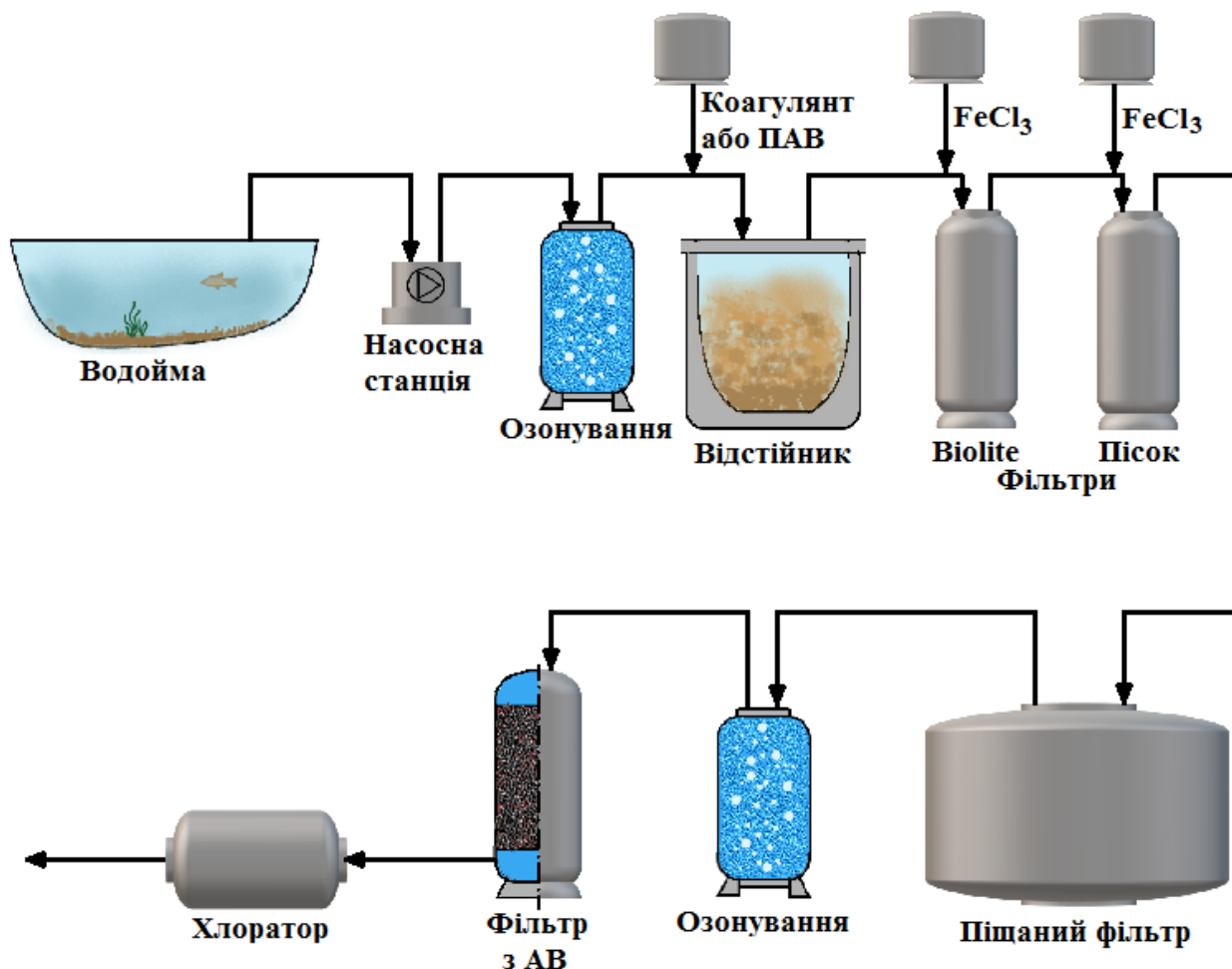


Рисунок 2.6 – Схема підготовки питної води в Іврі-сюр-Сен (Париж).

Далі після проходження піщаного фільтру воду озонують та направляють на фільтр з АВ. Заключне знезараження здійснюють за допомогою хлорування.

Традиційні схеми підготовки питної води наведено на рис. 2.7-2.11.

Схеми 2.7-2.11 відрізняються послідовністю деяких стадій або передбачають суміщення стадій, які є обов'язковими в процесах обробки води з природних поверхневих джерел.

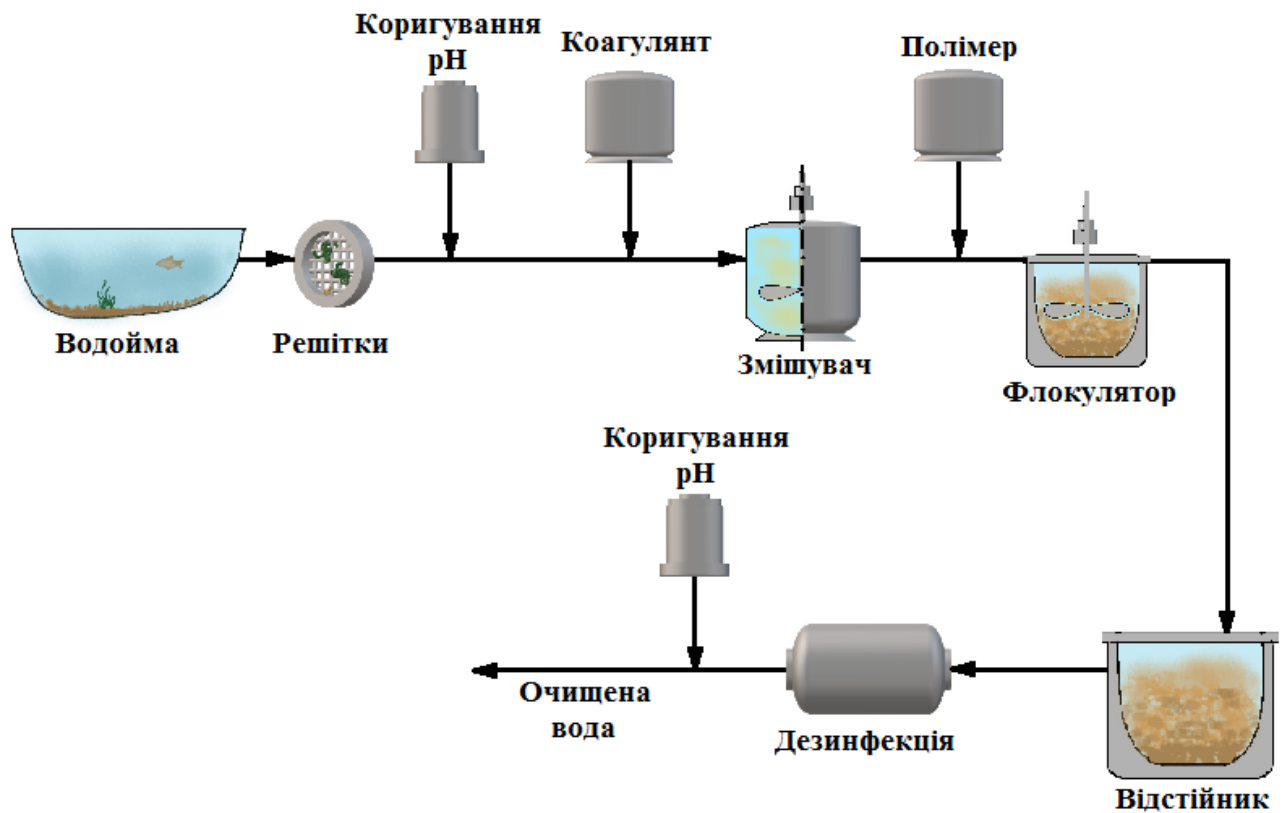


Рисунок 2.7 – Схема традиційного процесу водопідготовки без фільтрації.

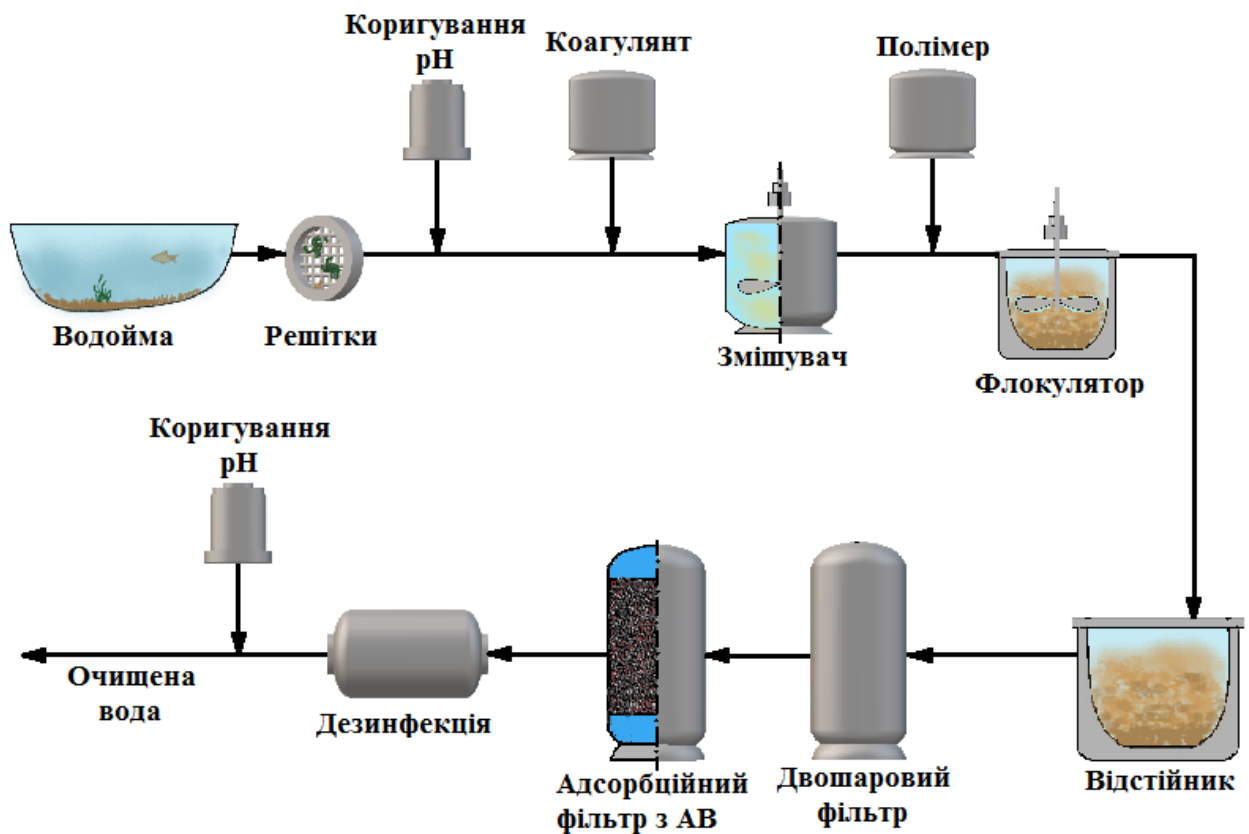


Рисунок 2.8 – Схема традиційного процесу водопідготовки.

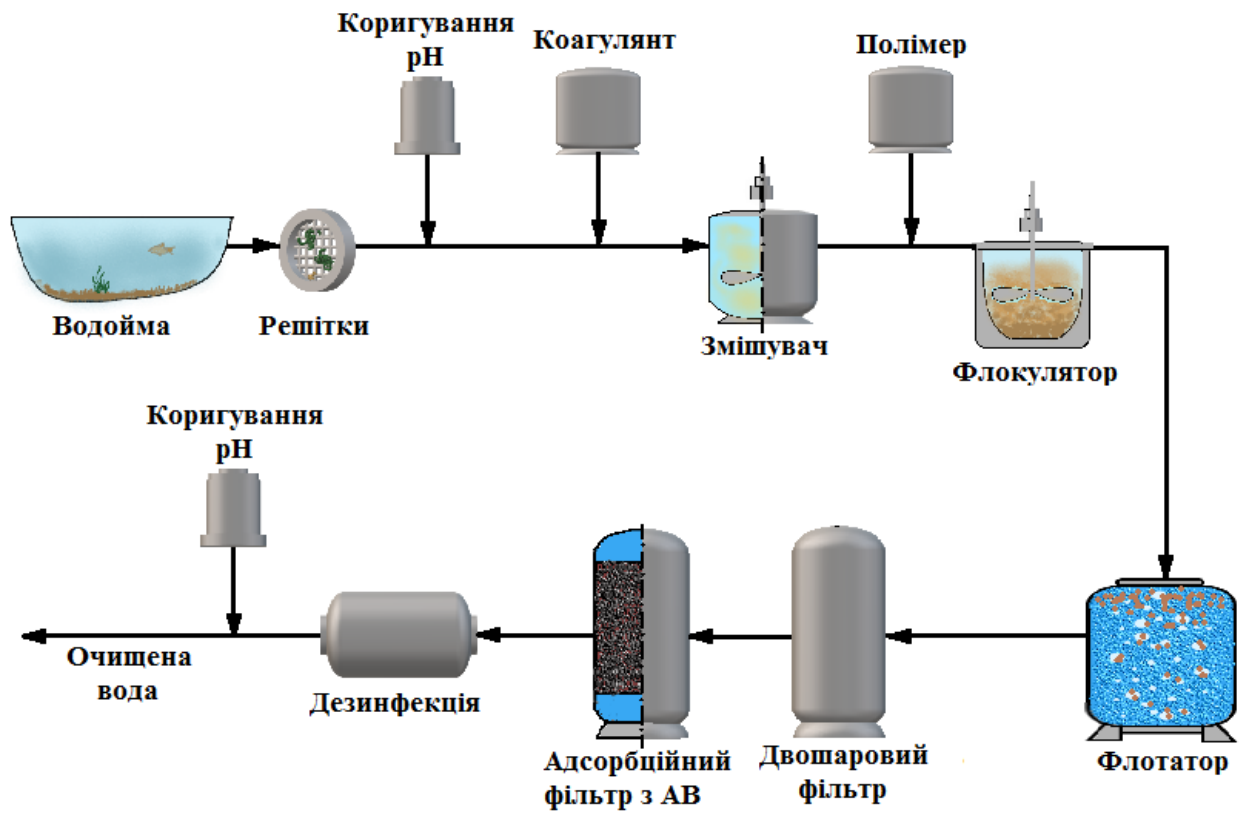


Рисунок 2.9 – Схема водоочищення зі стадією флоатації.

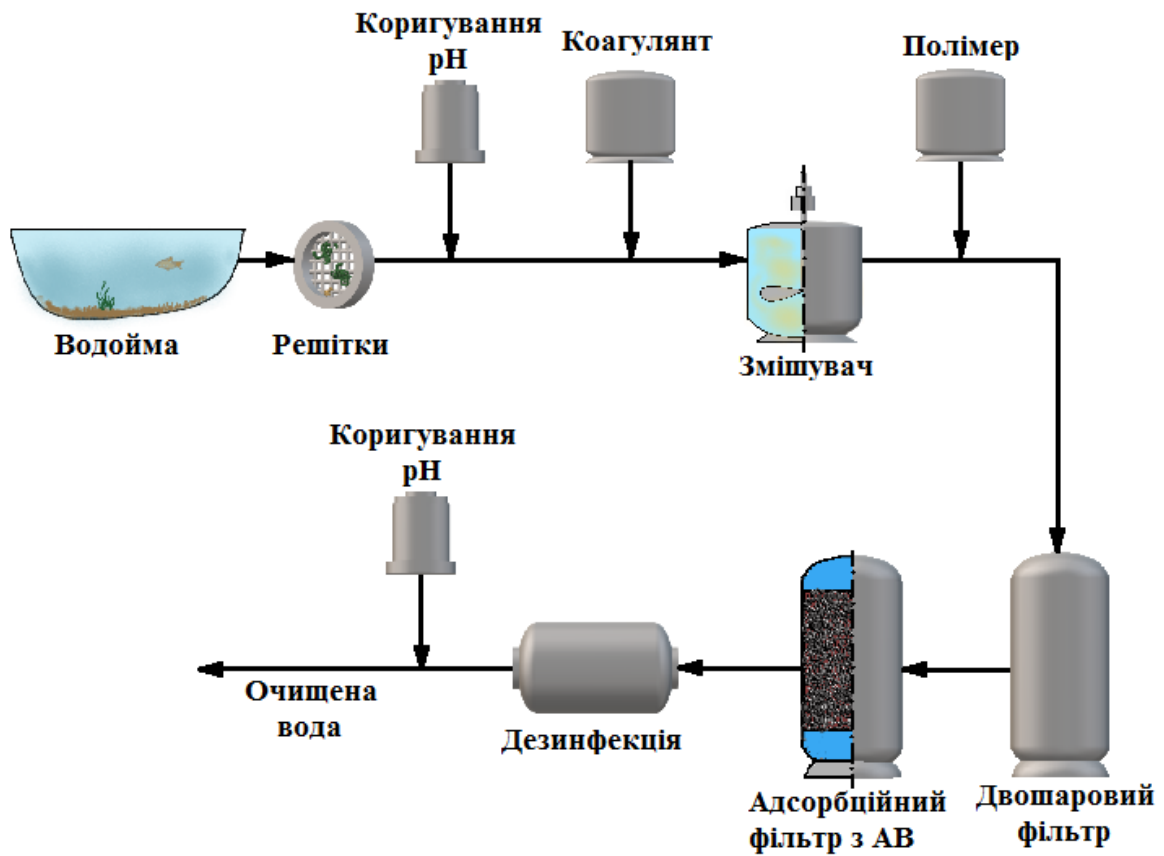


Рисунок 2.10 – Схема водоочищення з прямою фільтрацією.

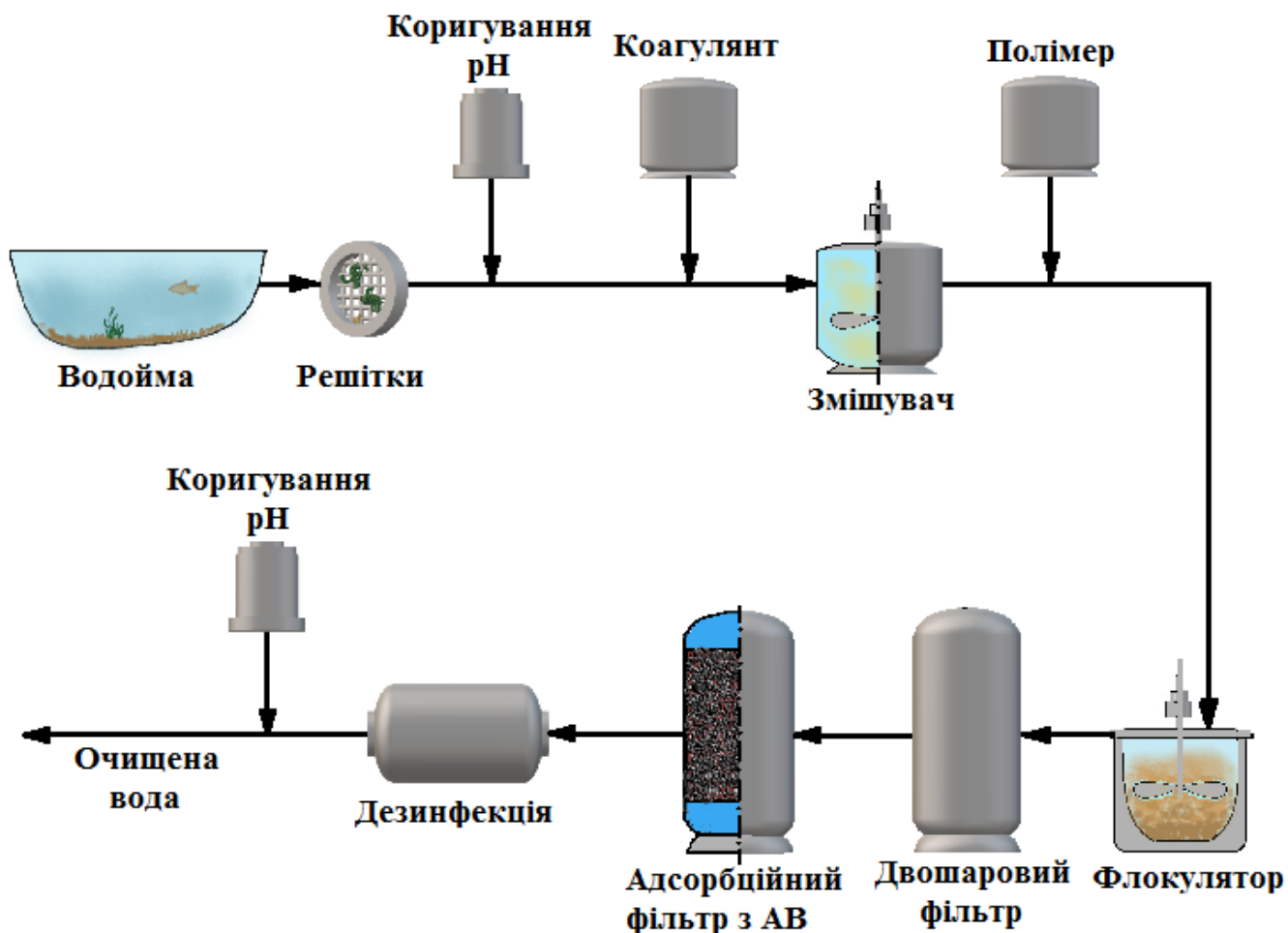


Рисунок 2.11 – Схема водоочищення з контактною коагуляцією.

Типову схему очищення води від природних органічних речовин за допомогою контактної коагуляції, яка широко використовується у Норвегії, наведено на рис. 2.12. В якості коагулянту зазвичай використовується прегідролізований хлорид алюмінію (РАХ) або сполуки феруму, а як флокулянт у Норвегії найчастіше застосовують хітозан. Вапно додається до вихідної та очищеної води для підвищення pH, інтенсифікації коагуляції та запобігання корозійних процесів. Для більшості норвезьких водоканалів характерним є хлорування води з метою забезпечення тривалої мікробіологічної безпечності протягом руху води у мережі.

На рис. 2.13 наведено альтернативні схеми для видалення природних органічних речовин за допомогою озонування/біофільтрації.

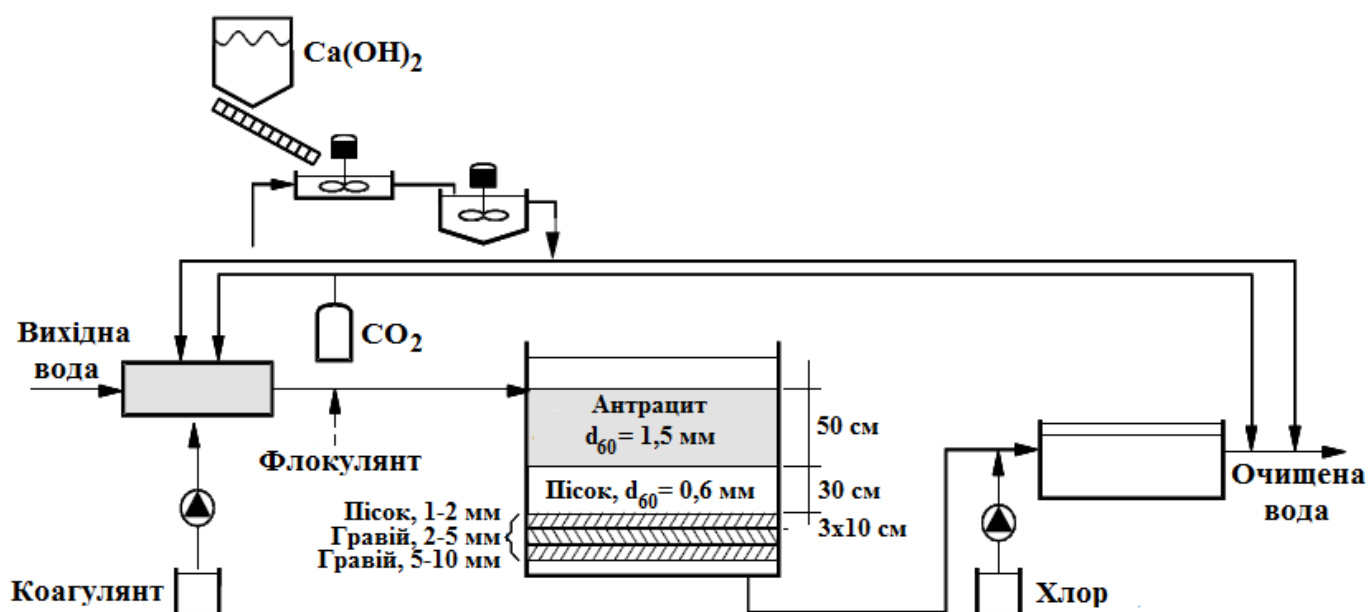


Рисунок 2.12 – Типова схема очищення води від природних органічних речовин на основі контактної фільтрації у Норвегії.

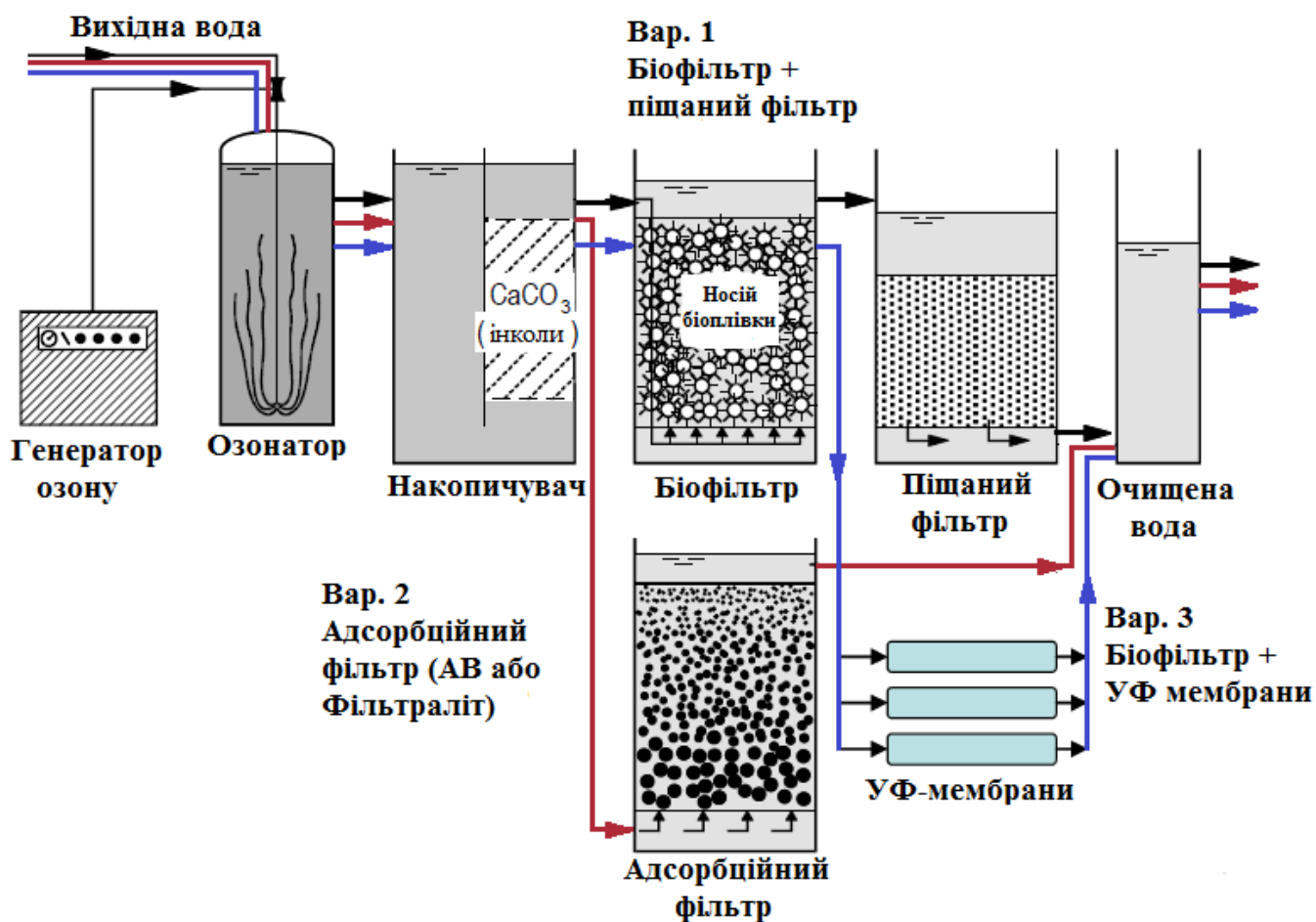


Рисунок 2.13 – Варіанти схем для видалення природних органічних речовин за допомогою озонування/біофільтрації.

В усіх трьох схемах спочатку вода піддається дії озону з метою руйнування гумінових сполук, які малоефективно видаляються біологічними методами, оскільки вже є кінцевими продуктами розпаду природних органічних матеріалів. Потім вода може поступати на біофільтр або адсорбційний фільтр або УФ-мембрани для очищення від органічних речовин.

Переваги багатоступневих схем підготовки води, які укомплектовані додатково до традиційних прийомів очищення озонуванням, фільтруванням через активоване вугілля та використовують методи інтенсифікації процесів очищення, такі, як збільшення турбулентності під час внесення коагулянтів-флокулянтів та оптимізація гідравлічного режиму на стадії освітлення, забезпечують вищу якість води у порівнянні з традиційними прийомами коагулювання та фільтрування.

Глибоке очищення питної води шляхом застосування комбінації технології озонування та використання БАВ запропоновано у Японії, що дозволило вирішити проблему видалення з води сильнопахнучих сполук, хлорорганічних речовин та амонійного азоту.

Головним питанням всіх технологій підготовки питної води безумовно є заключне (остаточне) знезараження.

Найпоширенішим методом знезараження води у більшості технологічних схем залишається хлорування, хоча використання, хоча використання хлорованої води може спричинити підвищений ризик канцерогенних захворювань і порушення репродуктивних функцій людини. Сучасні технології знезараження все більше використовують енергію УФ-випромінювання.

Взагалі вибір методу знезараження питної води залежить від якості природної води і технології її підготовки, що повинна забезпечити певний рівень біологічної стабільності води, враховуючи стан системи водорозподілу.

3 МЕТОДИ ОЧИЩЕННЯ

3.1 Коагуляція

Коагуляція — це процес ефективного видалення з водних систем твердих частинок і колоїдів. Коагуляція була вперше використана стародавніми єгиптянами ще у двохтисячних роках до н. е., і швидко розвивалася протягом останніх кількох десятиліть. Сьогодні це один з найпоширеніших методів очищення питної води. Він також широко використовується для очищення стічних вод. У деяких країнах, таких як Норвегія, коагуляція використовується для очищення більш ніж 70% стічних вод (SSB, 2011).

Хімічна коагуляція — найбільш ефективний і надійний метод видалення зважених частинок (діаметром > 10 нм) із природних і стічних вод. Вона також видаляє розчинені фракції деяких компонентів, наприклад, знижується кольоровість вихідної води, вміст фосфатів у побутовій і промисловій стічних водах. Зважені частинки складаються з колоїдів (10 нм–1 мкм) і твердих частинок (> 1 мкм), які частково є органічними речовинами (як правило, 40–60 %) і сполуками азоту (зазвичай 15–30 %) у побутових водах. Таким чином, при ефективному видаленні зважених домішок з води видалятимуться органічні речовини й сполуки азоту, але в кількостях, часто нижчих від необхідного рівня.

Частинки у воді осідають під дією сили тяжіння. Але це справедливо для великих частинок, таких як пісок, але складно для більш малих частинок і колоїдів. У табл. 1 показаний взаємозв'язок між розміром частинок і часом осадження.

Час осадження колоїдів свідчить про стійкість колоїдних систем проти седиментації — кінетична стійкість і проти зміни агрегатного стану (незмінність розмірів і ступеня дисперсності) — агрегативна стійкість. Перша стійкість обумовлена малим розміром частинок, друга обумовлена наявністю в колоїдних частинках заряду.

Таблиця 3.1 - Типи частинок, розміри й характерний час осадження, враховуючи, що питома вага дорівнює 2,65 (взято з Water Quality and Treatment, 2012)

Діаметр частинок, мкм	Походження частинок	Час осадження на 1 м ²
1	2	3
1000	Пісок	10 с
100	Дрібний пісок	2 хв
10	Глина	2 год
1	Бактерії	8 діб
0,1	Колоїди	2 роки
0,01	Колоїди	20 років
0,001	Колоїди	200 років

Визначення та ключові терміни

Коагуляцією (англ. coagulation — згортання) часто називають процес дестабілізації колоїдних систем, що веде до агломерації зважених частинок у воді. Проте, коагуляція в очищенні стічних вод визначається як процес видалення колоїдів і частинок, а також фосфатів за рахунок утворення більших агрегатів, здатних до осадження.

Процес коагуляції на практиці складається з коагуляції, флокуляції й сепарації. Після коагуляції, дестабілізовані колоїди та інші осади утворюють малі агломерати, які потім повинні зрости в більші, міцні й компактні пластівці. Цей процес називається флокуляцією, і визначаєш як процес контакту й адгезії, при якому дисперсні частинки формують кластери більшого розміру. Агломеровані зважені частинки потім повинні бути відділені методом відстоювання, флотації або фільтрування.

Хімічні речовини, використовувані в процесах коагуляції та флокуляції, називаються коагулянтами. Вони сприяють зниженню стійкості дисперсних систем і досягнення в остаточному підсумку поділу фаз золів, суспензій, емульсій.

Як коагулянти найчастіше використовують солі алюмінію й заліза (II, III): сульфати, хлориди, гідроксосульфати й гідроксохлориди, а також алюмінати; іноді застосовують змішані коагулянти.

Серед флокулянтів широко застосовують як неорганічні ПОЛІМЕРИ так і синтетичні високомолекулярні сполуки: активну кремнієву кислоту, крохмаль, целюлозу, гуарові смоли, хітозан, поліетиленоксид, поліакриламід, поліетиленімін та інші.

Коагулянти здатні гідролізуватися у воді з утворенням різних ІЗОГАУЛЯЦІЙНИХ структур, що мають високі адсорбційні та адгезійні властивості.

Стійкість колоїдних систем

Більша частина природних і стічних вод - це негативно заряджені, стійкі колоїдні системи. Позитивно заряджені іони в розчині, або так звані контріони, сильно притягуються до поверхні колоїдної частинки й утворюють шар Штерна (його називають потенціалоутворювальним шаром). На додаток до цих контріонів інші позитивно заряджені іони також притягаються до цієї частинки, хоч і трохи слабше через дію сили відштовхування позитивно заряджених іонів у шарі Штерна, а також через сили конкуренції між позитивно зарядженими іонами. Це приводить до динамічної рівноваги формування дифузійного шару. Концентрація контріонів у дифузійному шарі поступово зменшується зі збільшенням відстані до частинки. Кількість негативно заряджених іонів у розчині, які також називаються коіонами, поступово збільшується у дифузійному шарі, утворюючи рівновагу. Потенціалоутворювальний і дифузійний шари утворюють так званий подвійний електричний шар (ПЕШ). Схематично ці шари наведено на рис. 3.1, 3.2.

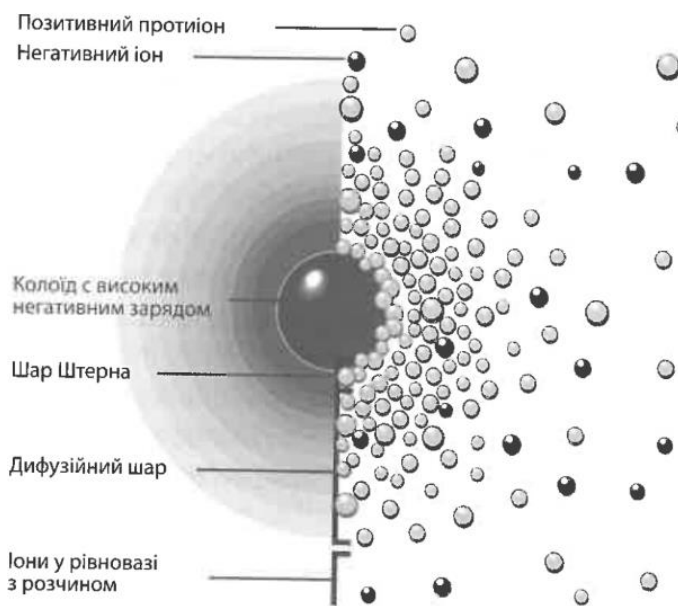


Рисунок 3.1 -

Подвійний електричний шар і
розподіл коіонів і контріонів.



Рисунок 3.2 -

Загальні потенційна енергія
двох частинок, які наближаються.

Агрегат молекул разом з потенціалвизначальними іонами становить електрично заряджене ядро міцели. До зарядженого ядра з навколишнього розчину електростатичними силами притягаються іони протилежного знака, що компенсують заряд потенціалвизначальних іонів. У цілому електронейтральний комплекс називається міцелою.

Міцність зв'язку протиіонів, що входять до складу подвійного електричного шару з ядром міцели, різна. Протиіони, що перебувають на дуже близькій відстані (порядку 1-2 молекул) від ядра, міцно втримуються електростатичними й адсорбційними силами поблизу його поверхні. Інші протиіони, що перебувають на більшій відстані від ядра, долають потенційну енергію поля поверхні й завдяки молекулярному тепловому руху віддаляються від неї, утворюючи дифузійну частину подвійного шару. Ядро й міцно пов'язані з ним протиіони являють собою власне колоїдну частинку, що несе, на відміну від міцели, електричний заряд.

Наявність у частинок зарядів і подвійного електричного шару попереджує агрегацію частинок, завдяки чому частинки залишаються у зваженому стані, доти, поки їх заряд і ПЕШ значно не зменшаться.

Стійкість колоїдних систем описується теорією ДЛФО (ПІМЗ) за прізвищами вчених, які зробили внесок у наукове обґрунтування цієї теорії, — Дерягин Б.В., Ландау Л.Д., Фервек Е.Ж., Овербек Т.

У колоїдних системах розрізняють стійкість кінетичну й агрегативну. Під кінетичною стійкістю розуміють властивість дисперсних частинок утримуватися у зваженому стані в повному об'ємі системи, не седиментуючи. Під агрегативною стійкістю розуміють здатність частинок дисперсної фази чинити опір їх злипанню й змінювати свій геометричний розмір.

Стійкість колоїдних систем залежить від дії трьох чинників: кінетичного, електричного й структурно-механічного. Кінетичний чинник стабілізації колоїдних систем визначається середньою вільною поверхневою енергією й середньою кінетичною енергією теплового руху частинок дисперсної фази. Зі збільшенням середньої кінетичної енергії системи збільшується кінетична стійкість. Зі збільшенням вільної поверхневої енергії частинок дисперсної фази знижується агрегативна стійкість. На кінетичний чинник впливає зміна температури. З підвищенням температури колоїдної системи збільшуються кінетична енергія руху частинок і кінетична стійкість. При цьому знижується агрегативна стійкість, тому що частинки зближаються на відстані, при яких починають превалювати сили міжмолекулярного притягання, що приводить до їх укрупнення й седиментації.

Величину загальної потенційної енергії (U_T), що забезпечує стабільність частинки в розчині, можна визначити з такої залежності:

$$U_T = U_A + U_R + U_S, \quad (3.1)$$

де U_A — сили тяжіння; U_R — сили відштовхування, що діють між частинками; U_S — потенційна енергія розчинника, що є незначною на практиці.

Сила тяжіння описується рівнянням:

$$U_A = -A / (12\pi \cdot D^2), \quad (3.2)$$

де A —постійна Гамакера (константа молекулярних сил, пропорційна квадрату густини взаємодіючих речовин); D — відстань між частинками.

Сили відштовхування (за рахунок подвійного електричного шару) описуються рівнянням:

$$U_R = 2 \cdot \pi \cdot \varepsilon \cdot \alpha \cdot \xi \cdot 2 \exp(-kD), \quad (3.3)$$

де π — проникність розчинника; ε — діелектрична проникність; α — радіус частинки; ξ — електрокінетичний потенціал; k — функція іонного складу (називають приведеною або дебаєвською товщиною подвійного електричного шару).

Енергетичний бар'єр, що є сумою сил (рис. 2), перешкоджає наближенню частинок, що перебувають у броунівському русі, на досить близьку відстань, коли сили тяжіння домінують. У процесах коагуляції стічних вод цими умовами можна варіювати й таким чином частинки потраплятимуть у ділянки, де переважають сили тяжіння.

Механізм коагуляції

Механізми видалення частинок

У літературі є кілька класифікацій механізмів коагуляції. Нижче наведено чотири механізми, що охоплюють усі класифікації.

Стиск подвійного шару

Стиск подвійного шару приводить до зменшення енергетичного бар'єра й частинки, таким чином, можуть наблизитися. Це досягається шляхом додавання нейтральних електролітів у стічну воду. Правило Шульца-Харді стверджує, що вплив нейтральних електролітів зростає зі збільшенням валентності іонів в 6 експонентних одиниць. Наприклад, один моль Ca^{2+} має такий самий вплив на стиск подвійного шару, як 2^6 іонів Na^+ . Щоб скористатися перевагами цього явища, деякі станції очищення стічних вод додають морську воду в потік стічної води, оскільки морська вода характеризується високою концентрацією іонів Ca^{2+} та Mg^{2+} .

Нейтралізація заряду

Це найбільш економічний механізм коагуляції, в якому позитивно заряджені іони покривають негативно заряджені частинки, зменшуючи тим самим поверхневий заряд і знижуючи енергетичний бар'єр. Він економічно ефективний, оскільки процес нейтралізації відбувається стехіометрично між позитивно й негативно зарядженими іонами. Коагуляція за цим механізмом може бути досягнута за допомогою неорганічних коагулянтів або катіонних органічних полімерів. Джерелом надходження у воду позитивно заряджених іонів є результат гідролізу неорганічних коагулянтів.

Утворення місточків

Місточкоутворення трапляється тільки при використанні органічних коагулянтів або органічних полімерів. Полімери мають розгалужену структуру, що зв'язує частинки в більші й компактні агломерати. Чим вища молекулярна маса полімеру, тим, як правило, вони ефективніші через довжину їх ланцюжків.

Хімічне зв'язування

Кінцевим продуктом гідролізу неорганічних коагулянтів є осад гідроксиду, що може захоплювати частинки в осад. Цей механізм потребує кількості коагулянту понад стехіометрію, але є, безсумнівно, домінантним механізмом у процесі коагуляції стічних вод.

Механізми, що переважають, у процесі коагуляції

На практиці переважають два механізми: нейтралізації заряду й хімічного зв'язування (Pernitsky й Edzward, 2006). На додаток до двох вищезгаданих механізмів, механізм стискання подвійного шару може впливати на процес коагуляції в присутності електролітів, як відзначалося раніше. Хімічне зв'язування відбувається тільки при введенні неорганічних коагулянтів. Утворення місточків трапляється при наявності органічних коагулянтів. У табл. 2 зведено переважні механізми коагуляції в процесах підготовки питної й очищення стічних вод.

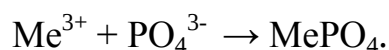
Механізми видалення фосфатів

Фосфати в стічних водах перебувають у вигляді нерозчинених частинок і розчинених форм, тверді частинки фосфатів вилучаються, за механізмами описаними вище. Розчинені фосфати ефективно вилучаються шляхом коагуляції з неорганічними коагулянтами. Два основних механізми широко застосовують для видалення розчинених фосфатів.

Таблиця 3.2 Механізми коагуляції, що переважають

Тип води	Коагуляція питної води		Коагуляція стічної води	
Механізм коагуляції	Неорганічні коагулянти	Органічні коагулянти	Неорганічні коагулянти	Органічні коагулянти
1	2	3	4	5
Стиск подвійного шару	Іноді	Не трапляється	Трапляється, коли доступна морська вода	Не трапляється
Нейтралізація заряду	Переважає	Відбувається з катіонітними полімерами	Відбувається часто	Відбувається з катіонітними полімерами
Утворення місточків	Не трапляється	Переважає	Не трапляється	Переважає
Хімічне зв'язування	Іноді	Не трапляється	Переважає	Не трапляється

Хімічне осадження є переважним механізмом:



Розчинені фосфати реагують із іонами металу й утворюють солі фосфатів, які потім ефективно видаляються осадженням або фільтрацією.

Іони фосфатів також можуть випадати в осад разом з гідроксидами металів і переходити в інші складні продукти, які утворюються у результаті реакції з водою. Вони також можуть адсорбуватися на пластівцях гідроксидів й інших осадах, і, таким чином, видалятися зі стічних вод.

Хімія фосфатів у водних розчинах досить складна. Залежно від рН і концентрації фосфоровмісних розчинів характерні процеси гідролізу і існування кількох мономерних іонних форм. У кислих розчинах переважними формами є недисоційована H_3PO_4 й у вигляді іонів H_2PO_4^- . Іони

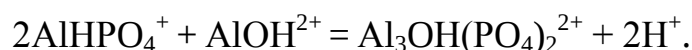
PO_4^{3-} переважають у лужних розчинах. Поліфосфорні кислоти нестійкі й легко гідролізуються при розведенні. У фосфорних кислотах та їх солях фосфор завжди має тетраедричне кисневе оточення. Ступенева іонізація плюс здатність до полімеризації обумовлюють велику кількість усіляких фосфатів з мономерними й полімерними аніонами. Спільна присутність у воді іонів полівалентних металів і фосфатів виявляється в утворенні різних водорозчинних комплексів і полімерних сполук, а також нерозчинних фосфатів. Їх склад і будова залежать від багатьох чинників: рН середовища, концентрації, фосфатних іонів, співвідношення між фосфором і металом, вмісту інших компонентів. Реакція взаємодії Me^{3+} і H_3PO_4 має такий загальний вигляд:



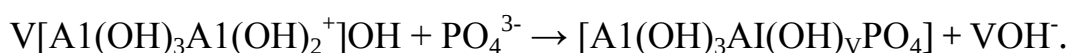
Відповідно до наведеного рівняння можливе утворення аквафосфатних комплексів $\text{MeH}_2\text{PO}_4^{2+}$, MeHPO_4^+ , останні більш стійкі. Дослідження алюмінійфосфоровмісних розчинів показало, що утворення алюмофосфатних комплексів при $\text{pH} < 6$ можна представити як заміну води в координаційній сфері алюмінію на монофосфатні іони H_2PO_4^- і HPO_4^{2-} .

В результаті цього, в кислих розчинах ($\text{pH} < 3$) присутні, в основному, комплексні катіони, стехіометрія яких відповідає формулі $\text{Al}(\text{H}_2\text{PO}_4)_x^{(3-x)+}$, де $x = 1-3$ залежно від молярного співвідношення між алюмінієм і фосфатами, що присутні в розчині. Ці комплекси можуть дисоціювати із утворенням сполук складу $\text{AlH}_y(\text{PO}_4)_x^{(3+y-3x)+}$, у яких $y = (1-2)$ залежно від рН середовища. Для утворення зв'язку Al-O-P необхідна наявність протонованих груп P-OH у тетраедрах PO_4^{3-} , що збільшує електронну щільність зв'язку P=O , кисень якої є донором при утворенні π -зв'язку з алюмінієм. Протон групи P-OH взаємодіє з молекулою води аквакомплексу алюмінію за типом елімінування й π -зв'язок переходить в σ -зв'язок з утворенням кисневого місточка Al-O-P . Отже, алюмофосфатні комплекси можуть розглядатися як гетерополісполуки. Низкою авторів встановлено залежність складу координованих фосфат-іонів від співвідношення фосфатів і катіонів металів у

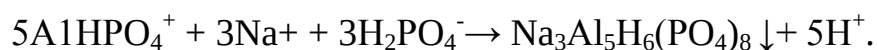
розчинах. Зі зростанням відношення $P/(Al + Me)$ і збільшенням хімічної кількості фосфорної кислоти, що не бере участі у комплексоутворенні, відзначають практично повну відсутність фосфатних угруповань, пов'язаних з катіоном металу трьома кисневими атомами, і значне зниження вмісту двозв'язаних фосфат-іонів. При цьому зростає частка однозв'язаних фосфат-іонів за рахунок пропорційного зменшення дво- і тризв'язаних фосфатних угруповань. Зазначений перерозподіл відображає вплив вмісту фосфатних іонів і катіонів металів у воді на утворення аквофосфатних комплексів металів. Відомо, що утворення нерозчинних алюмофосфатів відбувається в межах рН від 3 до 9-10, які перебувають у рівновазі з розчином. Низка авторів зазначають, що при надлишку гідратованих іонів алюмінію виділенню нерозчинних алюмофосфатів передують утворення комплексів складу $Al_3OH(PO_4)_2^{2+}$ відповідно до рівняння:



Гідроліз цих комплексів приводить до осадження основного фосфату алюмінію $Al_3(OH)_3(PO_4)_2$. Ця фаза відповідає стериту складу $[Al(OH)_2]_3H_2PO_4 \cdot HPO_4$, якщо формулу останнього надати у вигляді $Al_3(OH)_3(PO_4)_2 \cdot 3H_2O$. При рН середовища $> 6,0$ більш стабільні різні форми гідратованого оксиду алюмінію. Зв'язування фосфат-іонів у цих умовах відбувається за рахунок адсорбції іонів PO_4^{3-} , стійких у лужному середовищі відповідно до механізму:



При надлишку фосфату в кислому середовищі переважають у розчині іони $AlHPO_4^+$ і $H_2PO_4^-$, що обумовлює утворення таранкиту натрію за реакцією при підлогуванні:



У лужному середовищі при рН $> 6,5 - 7,0$ осад може бути представлений стехіометричним фосфатом $AlPO_4$.

Таким чином, виходячи з викладеного вище, видалення розчинних фосфатів із природних і стічних вод у процесі коагуляції може бути

пов'язане із перебігом процесів, механізм яких істотно відрізняється. За одним із механізмів, фосфат-іони взаємодіють із гідратованими іонами металів, що утворюються при гідролізі солі, використовуваної як коагулянт. При цьому утворюються складні за складом комплексні сполуки, які за певних умов переходять у тверду фазу. Відповідно до другого механізму, видалення фосфатів пов'язане з адсорбцією фосфат-іонів на поверхні пластівців-продуктів, що утворюються при гідролізі коагулянту, які, як правило, мають розвинену поверхню й адсорбційну здатність. Перевага першого або другого механізму залежить від рН води при коагуляції, концентрації коагулянту у воді й фосфат-іонів. Осади, що утворюються, як у випадку першого, так і другого механізму, потім ефективно видаляються осадженням або фільтрацією стічних, або природних вод.

Природні органічні речовини

Природні органічні речовини (ПОР) є джерелом кольоровості води. Видалення ПОР має вирішальне значення в очищенні питної води, оскільки вони можуть викликати канцерогенну дезінфекцію продуктів (ДП), наприклад, тригалометани. ПОР в основному складаються з гумі нових речовин, але так само й інших органічних речовин. Середній розмір гумінових речовин становить 0,47-3,3 нм. Вміст ПОР вимірюється за кольором, УФ-адсорбції та ін. Edzwald (1993) зазначає, що ПОР видаляється за всіма механізмами видалення частинок і вибирати метод очищення, а так само контролювати дозу коагулянту краще за ПОР.

Наприклад, для видалення гумінових кислот при використанні солей алюмінію як коагулянтів, осадження бажано виконувати при рН 5.5...6.6, оскільки при цих умовах гумати переходять у важкорозчинні й добре коагульовані гумінові кислоти.

Коагулянти та флокулянти. Неорганічні коагулянти

Для очищення природних і виробничих стічних вод застосовують різні мінеральні коагулянти, найпоширенішими є сполуки полівалентних металів, зокрема, тривалентних.

Солі алюмінію. Процес коагуляції солями алюмінію проводять в інтервалі рН 4,0...8,0. Застосовують сульфат алюмінію, алюмінат натрію, гідрохлорид і хлорид алюмінію, алюмінієві галуни, зокрема, натрієво-, калієво- або амонійноалюмінієві галуни складу $XAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$, де $X = Na^+$, NH_4^+ , K^+ .

Солі заліза. Процес коагуляції в присутності солей заліза бажано здійснювати при рН > 9,0. Солі заліза доцільно застосовувати при очищенні мутних вод з високим вмістом солей твердості, а також при очищенні стоків. Вони сприяють усуненню запахів і присмаків, обумовленню наявністю сірководню, видаленню сполук арсену, марганцю, міді, а також окисненню органічних сполук. Продукти гідролізу солей заліза малорозчинні, щільні, важкі, пластівці швидко осаджуються, що є безсумнівною перевагою їх застосування. У порівнянні із солями алюмінію солі заліза можуть застосовуватися при очищенні води з різноманітним сольовим складом, ефективніше діють при низьких температурах, характеризуються високою міцністю й крупністю пластівців.

До недоліків солей заліза як коагулянтів варто віднести підвищені кислотні властивості, що чинять кородуючу дію на апаратуру.

При взаємодії іонів заліза з деякими органічними сполуками утворюються розчинні сильно кольорові комплекси. Пластівці, що утворюються у процесі очищення, мають менш розвинену поверхню. При використанні як коагулянту солей заліза(II) необхідно застосовувати вапно й хлор для окиснення заліза до тривалентного. У протилежному випадку значно сповільнюється пластівцеутворення.

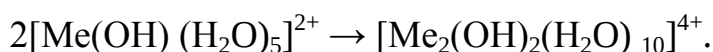
Застосовують також **солі магнію** (хлорид і сульфат магнію), відходи й відпрацьовані розчини окремих виробництв. Наприклад, хлорид алюмінію

(виробництво етилбензолу), сульфат двовалентного заліза (травлення металів), вапняний шлам тощо.

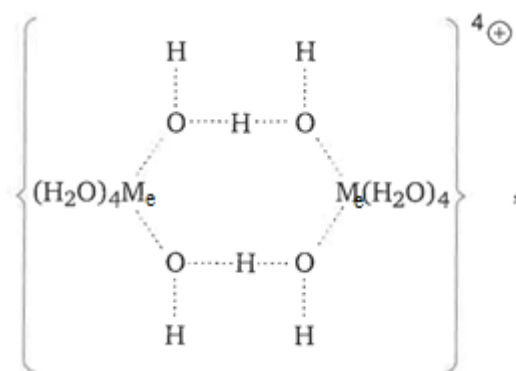
Солі, застосовувані як коагулянти, утворені багатозарядними катіонами слабких основ й аніонами сильних кислот, гідролізуються. Гідроліз іонів $[\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$ відбувається у дві стадії. У результаті відщеплення іонів H^+ від молекули води, координованих навколо катіона, відбувається утворення послідовного ряду моноядерних аквагідроксокомплексів $[\text{Me}(\text{OH})(\text{H}_2\text{O})_5]^{2+}$. Наприклад, утворення першого аквагідроксокомплексу описується реакцією:



і характеризується першою константою гідролізу. На другій стадії гідролізу відбувається полімеризація іонів металів, що починається з димеризації аквагідроксокомплексів:



Взаємодія різних аквагідроксокомплексів приводить до утворення різних за складом димерів. Існують різні думки про структуру димера. Деякі автори вважають, що первісна структура димера відповідає такій схемі:



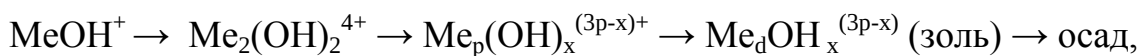
де Me — у цьому випадку, катіон металу.

Потім можуть відбуватися зміни в структурі димера, що виражаються в переході аквамісточків в олові ($-\text{OH}-$) і оксолові ($-\text{O}-$) місточки.

Тенденція до полімеризації мономерних комплексів металів пояснюється частково ковалентним характером зв'язків $\text{Me}-\text{OH}$, утворених за рахунок р-орбіталей та р- і d-орбіталей атома металу.

Поглиблення гідролізу веде до подальшого перебігу процесу полімеризації. У літературі описані триядерні гідроксокомплекси $[\text{Me}_3(\text{OH})_2]^{7+}$ і

$[\text{Me}_3(\text{OH})_4]^{5+}$, а також комплекси з вищим ступенем полімеризації $[\text{Me}_7(\text{OH})_n]^{m+}$, $[\text{Me}_9(\text{OH})_n]^{m+}$ та інші. Поліконденсацію гідроксокомплексів тризарядних катіонів можна навести у вигляді схеми:

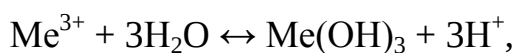


де індекси p і d відносяться до частинок полімеру й золю, відповідно. При цьому виділяють чотири типи частинок: моноядерні комплекси, розчинні поліядерні комплекси ($p = 10$), нерозчинні частинки полімерів колоїдного розміру ($d \geq 30$) і, нарешті, частинки осадів.

Утворення поліядерних гідроксокомплексів доведене для більшості металів періодичної системи. При розгляді схильності до полімеризації іонів металів у водних розчинах привертає увагу те, що стійкі гідратовані d -елементи полімеризовані практично всі. У гідроксидів p -елементів здатність до полімеризації певним чином корелює з розташуванням їх у періодичній системі.

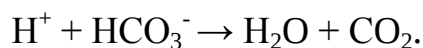
Дані з кінетики процесу полімеризації показали, що реакції утворення моноядерних комплексів відбуваються швидко, у той час як полімеризація, що супроводжується різними структурними перетвореннями, перебігає повільно. У нерівноважних умовах процес утворення полімеру значно прискорюється. Визначальною величиною процесу поліконденсації іонів металів є їх гранична концентрація, що змінюється залежно від pH розчину. Так, при $\text{pH} < 2$ залізо(III) перебуває в розчині у вигляді моноядерних форм, якщо його концентрація не перевищує $2,5 \cdot 10^{-3}$ моль. В середовищі $\text{pH} > 2,5$, починаючи з концентрації заліза $7 \cdot 10^{-4}$ моль/дм³ відзначається утворення поліядерних гідроксокомплексів. При $\text{pH} > 3,5$ концентраційна межа гідролітичної полімеризації іонів заліза(III) та алюмінію (III) перебуває в умовах, близьких до осадження твердої фази.

Гідроліз неорганічних коагулянтів можна описати трохи спрощеним рівнянням:



де Me^{3+} — Al^{3+} або Fe^{3+} .

Обов'язкова умова повного перебігу гідролізу — швидке видалення із зони реакції гідроксидів алюмінію або заліза, що утворюються, а також нейтралізація (зв'язування) іонів водню, тобто для швидкого і повного перебігу гідролізу коагулянтів необхідний деякий лужний резерв води, наприклад, присутність гідрокарбонатів-іонів:



У випадку недостатньої кількості гідрокарбонатів-іонів у воді, додатково вводять лужні реагенти.

Наведена вище реакція гідролізу проходить через низку стадій з утворенням кількох проміжних продуктів, сприятливих для коагуляції. Залежно від умов, можуть утворюватися кілька різних гідроксидів, наприклад, $[\text{Al}(\text{OH})]^{2+}$, $[\text{Al}(\text{OH})_2]^{+}$, $[\text{Al}(\text{OH})_3]^0$ й $[\text{Al}(\text{OH})_4]^{-}$ або реакції полімеризації з утворенням полікатіонів. Saukkoriipi (2010) навів понад 80 різних варіантів для алюмінію, на рис. 3 представлено діаграми розчинності $\text{Al}(\text{III})$ або $\text{Fe}(\text{III})$.

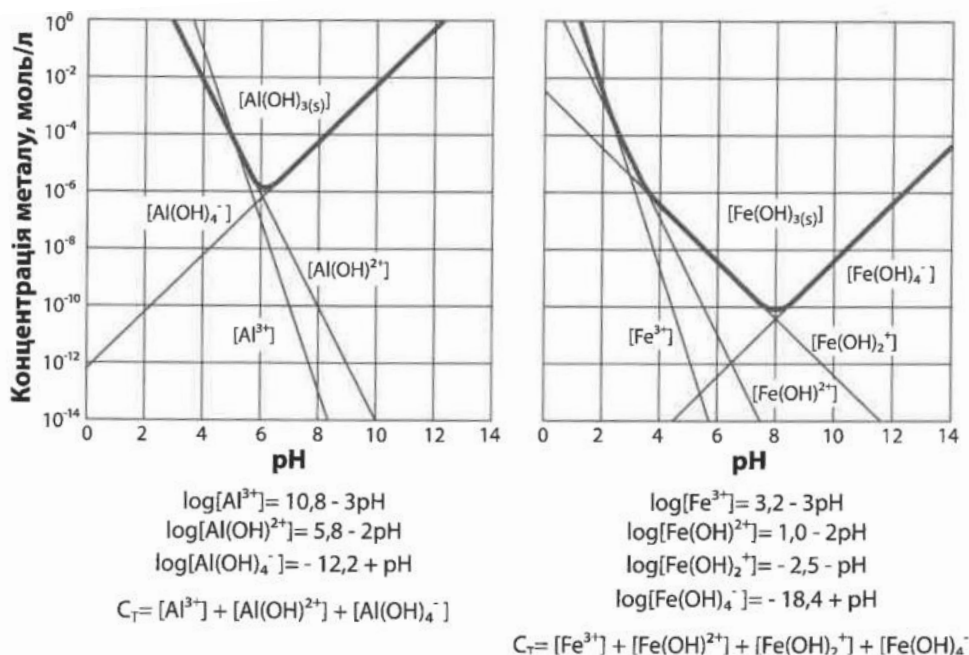


Рисунок 3.3 - Діаграми розчинності $\text{Al}(\text{III})$ і $\text{Fe}(\text{III})$ мономерному виляді.

Реакція гідролізу перебігає протягом кількох секунд, і щоб використовувати позитивно заряджені частинки для коагуляції, частинки у воді повинні бути доступні й миттєво змішуватися з коагулянтном.

На рис. 4 наведено типові механізми залежно від концентрації коагулянтів і рН. Подібні схеми можуть бути побудовані для інших неорганічних коагулянтів, використовуючи діаграми розчинності й константи дисоціації продуктів гідролізу коагулянтів. Таким чином, найпоширенішими коагулянтами на ринку, є сульфат алюмінію, хлорид заліза, сульфохлорид заліза й гідроксид кальцію. Дослідження наприкінці 1980-х привели до виробництва попередньо полімеризованого гідроксихлориду алюмінію, що дозволяє краще видаляти моно- і богатоядерні частинки. Відношення OH/Al є ключовим параметром цих коагулянтів. Коагулянти з високим співвідношенням OH/Al діють у вищих діапазонах рН і видаляють порівняно малу кількість фосфатів, у той час як досягається максимальне видалення частинок.

Повнота гідролізу має велике значення не тільки для самої коагуляції, а й для якості очищеної води, оскільки вміст катіонів заліза й алюмінію як у питній, так й у технологічній воді жорстко регламентується.

Таким чином, вони більше підходять для очисних споруджень із попередньою коагуляцією, тому що порівняно менше знижують рН і залишають деяку кількість фосфатів, необхідну для біологічного очищення. Такі ж коагулянти використовують в очищенні питної води в Скандинавії, де вихідна вода м'яка, і, отже, перевагу віддають коагулянтам, які незначно знижують рН.

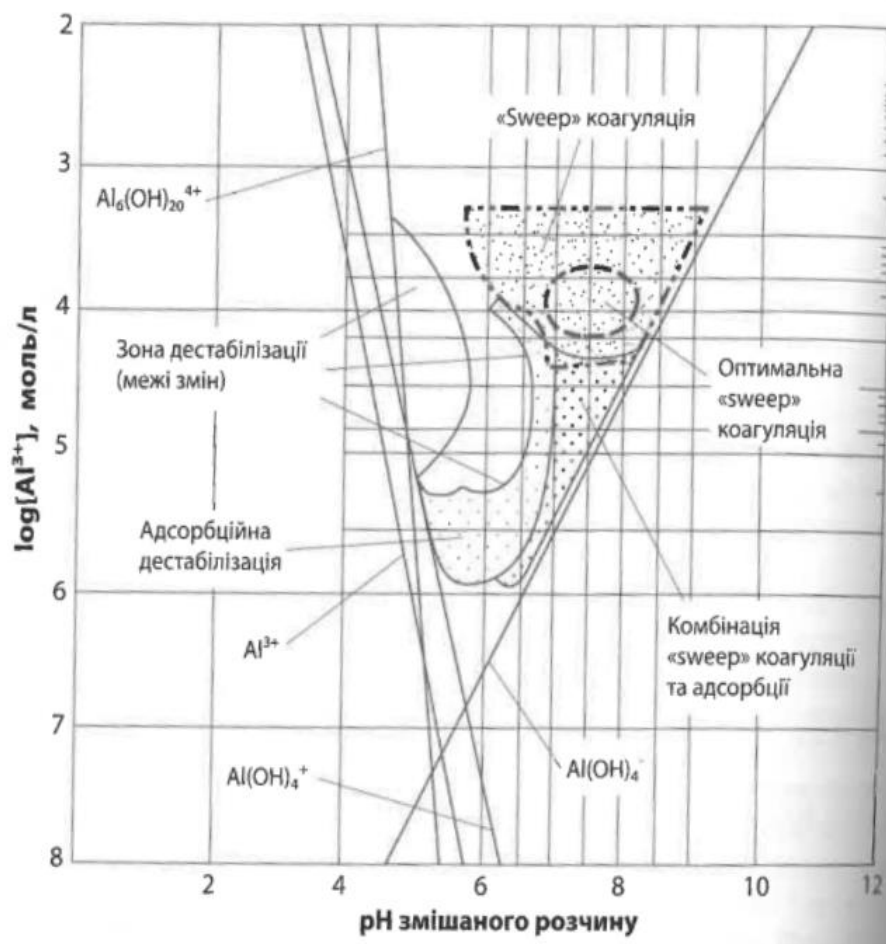


Рисунок 3.4 - Типова діаграма механізмів коагуляції (взято з Amirtharajah and Mills, 1982).

У низці робіт вивчено склад і форму частинок золів гідроксидів заліза(III), алюмінію(III), титану й встановлено, що сульфат- і фосфат-іони) сприяють утворенню сферичних частинок золів, у той час як у нітратних і хлоридних розчинах утворюються частинки у вигляді еліпсів, паличок тощо. Вплив аніонів на морфологію частинок золів автори пов'язують із входженням аніонів у проміжні полімерні комплекси. Від природи аніонів залежить також стабільність золів гідроксидів металів, оскільки аніони входять до складу подвійного електричного шару колоїдної частинки й визначають агрегативну й седиментаційну стійкість колоїдних розчинів. Особливе значення у процесі гідролізу іонів полівалентних металів мають фосфатні аніони, наявність яких у воді приводить до появи змішаних комплексів з гідроксо- і фосфатними лігандами: $[\text{Me}(\text{OH})\text{PO}_4]^-$,

$[\text{Me}(\text{OH})(\text{PO}_4)(\text{HPO}_4)]^{3-}$ тощо. Підвищення вмісту фосфат-іонів стимулює процеси полімеризації металофосфатних комплексів, причому присутність фосфатних аніонів підвищує схильність катіонів до утворення поліядерних форм. Так, при відсутності фосфату димеризація іонів заліза (III) в 0,02 М розчині солі стає помітною тільки при $\text{pH} > 1$, а в присутності фосфату утворення димера спостерігається при $\text{pH} > 0,5$. Здатність фосфатних комплексів тривалентних металів до подальшої полімеризації обумовлена координаційною ненасиченістю вхідних у їх склад фосфатних груп і високою схильністю як катіонів Me^{3+} , так і фосфору до утворення місточкових зв'язків.

Вплив різних чинників на процеси гетерокоагуляційного очищення

На ефективність очищення стічних вод гетерокоагуляцією впливають багато чинників: кількість і склад розчинених у воді домішок, концентрація колоїдних міцел, температура, інтенсивність перемішування, магнітні та електричні поля тощо.

Кількість і склад домішок. Механізм впливу домішок стічних вод на кінетику гідролізу солей металів, що є коагулянтами, різноманітний. Він може бути обумовлений процесами комплексоутворення, сорбції, хімічної взаємодії та ін. Неорганічні домішки за характером свого впливу на коагуляцію можуть бути розділені на ті, що мають загальний іон з коагулянтом і не мають загального іона з коагулянтом. У першому випадку домішки прискорюють процес гідролізу солі металу й утворення малорозчинних продуктів гідролізу. У другому випадку швидкість коагуляції зменшується. Органічні речовини, адсорбуючись на частинках малорозчинних продуктів гідролізу, утворюють плівки, що гальмують їх агрегування. Це призводить до підвищення дисперсності осаду. Значний вміст органічних речовин у стічних водах може бути причиною, що утруднює застосування методу коагуляції. Дослідження показали, що

поліакриламід у кількостях, застосовуваних для флокуляції зважених у воді домішок, не робить помітного впливу на процес утворення твердих продуктів гідролізу. Дія поверхнево-активних речовин на стадії утворення нової фази зводиться до зниження ймовірності утворення зародків нової фази й швидкості їх зростання. Це обумовлює різке підвищення дисперсності осаду і є причиною високої ємності адсорбційного шару.

Концентрація колоїдних міцел. Зі збільшенням концентрації колоїдних і дрібнодисперсних домішок у воді збільшується швидкість коагуляції. При низькому вмісті дрібнодисперсних і колоїдних домішок у воді процес коагуляції часто перебігає незадовільно. Дрібні пластівці, що утворюються, виносяться з відстійників разом з водою. Відбувається це внаслідок недостатньої кількості центрів зародкоутворення. Для зменшення витрати коагулянту й підвищення ефективності очищення у воду додають невеликі кількості дрібнодисперсних порошоків — магнезиту, крейди та ін., які слугують центрами зародкоутворення. У результаті коагуляції виходять великі пластівці, що добре відокремлюються від води. За цим методом частину осаду, одержаного в результаті коагуляційного очищення води, можна змішувати з вихідною водою, що надходить на очищення.

Температура. З підвищенням температури зростає швидкість процесу гідролізу солі металу, використовуваної як коагулянт й, отже, зародкоутворення продуктів гідролізу, що зменшує тривалість індукційного періоду утворення твердої фази. При низьких температурах утворюються дрібні, повільно осідаючі пластівці, збільшується доза коагулянтів і знижується ефективність очищення води.

Перемішування. Зі збільшенням інтенсивності перемішування зростає ймовірність зіткнення частинок, підвищується швидкість зростання частинок малорозчинних продуктів гідролізу, зменшується тривалість індукційного періоду. Однак, існує оптимальна швидкість перемішування, вище за яку тривалість індукційного періоду не змінюється.

Аморфні та дрібнокристалічні структури, що утворюються в процесі коагуляційного очищення води, формуються у великі пластивчасті агрегати. Механічне перемішування цих агрегатів призводить до їх руйнування. Однак тиксотропність частинок обумовлює відновлення зруйнованих зв'язків. Проте, інтенсивне перемішування призводить до оборотних процесів, що обумовлюють погіршення агрегації частинок. Таким чином, перемішування впливає на всіх стадіях коагуляційного очищення стічних вод.

Інші чинники. На процеси коагуляційного очищення стічних вод значний вплив можуть мати електричні й магнітні поля, ультразвукові коливання та ін. Так, накладення електричних і магнітних полів може призводити до зниження стійкості дисперсної системи. Ультразвукові коливання також, за певних умов, можуть обумовлювати зниження стійкості дисперсних систем й особливе усунення адсорбційно-сольватного й структурно-механічних факторів стабілізації емульсій типу масло—вода. Електричні й магнітні поля, а також ультразвукові коливання зазвичай надають прискорювальну дію на процеси зародкоутворення. Очевидно, варто очікувати їх тривалої дії на процеси коагуляційного очищення води.

Розширенню оптимальних меж коагуляції (з рН і температури) сприяють флокулянти, які підвищують щільність пластівців, що утворюються, знижують витрату коагулянтів, підвищують надійність роботи і пропускну здатність очисних споруджень. Процес очищення стічних вод методом коагуляції або флокуляції складається з готування водних розчинів коагулянтів або флокулянтів, їх дозування, змішання з усім об'ємом стічної води, утворення пластівців, виділення пластівців.

Доза коагулянту

Кількість коагулянту, необхідна для здійснення процесу коагуляції залежить від виду коагулянту, його складу, необхідного ступеня очищення стічних вод і визначається експериментально.

Доза коагулянту, необхідна для зниження агрегативної стійкості колоїдної системи, може бути приблизно розрахована за такими ними формулами:

$$D_k = 3,5M^{0,5},$$

а для кольорових:

$$D_k = 4M^{0,5},$$

де D_k — доза коагулянту розрахована на безводну сіль, мг/дм³, M - вміст у воді завислих частинок (мутність), мг/дм³.

Осади, що утворюються в результаті коагуляції, являють собою пластівці розміром від кількох мікрометрів до декількох міліметрів, вологість яких становить до 96-99,9 мас. %. Щільність пластівців осаду становить зазвичай 1,01-1,03 т/м³. Для знебарвлення висококонцентрованих й інтенсивно пофарбованих вод витрати коагулянтів досягають 1-4 кг/м³; об'єм осаду, що утворюється в результаті коагуляції, досягає 10-20 % об'єму оброблюваної стічної води.

Слід зазначити, що нові коагулянти на основі чотиривалентних іонів (цирконій і титан) почали з'являтися на ринку, хоч вони ще комерційно неконкурентоспроможні.

При визначенні дози коагулянту, що подається в очисні спорудження, варто враховувати той факт, що коагулянт витрачається на видалення різних за походженням домішок і забруднень води.

Наприклад, при обробленні стічних вод необхідно передбачати, що коагулянт витрачається відповідно до такої залежності:

$$Me = Me (PA) + Me (PO) + Me (IN),$$

де Me це іони Al^{3+} , Fe^{3+} або Ca^{2+} , у той час як $Me (PA)$ і $Me (PO)$ — частки від введеної дози коагулянту, які видаляють частинки й фосфати, відповідно (Lei та ін., 2002); $Me (IN)$ — частка коагулянту (інертного), що не сприяє видаленню частинок або фосфатів.

Хоч за ранніми дослідженнями вважалося, що тільки та частка коагулянта, що залишилася після осадження фосфатів, доступна для вида-

лення частинок, було доведено, що обидва процеси відбуваються одночасно, а перевага того або іншого механізму (тобто зазначене вище відношення $Al(PA):Al(PO)$) залежить від концентрації частинок і фосфатів, а також типу коагулянту (Ratnaweera та ін., 1992).

Органічні коагулянти

Органічні коагулянти мають синтетичне й біологічне походження. Синтетичні полімери є доміантними як коагулянти, так і флокулянти. Це в основному поліаміни, полідіалілдиметиламоній хлориди, диціандіамідні смоли й меламін формальдегідні смоли. Поліакриламідні й полідіалілдиметиламоній хлориди, імовірно, найпопулярніші катіонні коагулянти. Ці коагулянти характеризуються великою молекулярною масою (3000-3000000) і щільністю катіонного заряду (від низького до надвисокого).

Хітозан, одержаний з оболонки крабів і креветок, розглядають як ефективний коагулянт в очищенні питної води з кількома перевагами. На додаток до загальної переваги функціонування в ширшому діапазоні й без зміни рН, він не становить ніякої небезпеки, як, наприклад, залишковий алюміній, що може викликати хворобу Альцгеймера. Однак, недоліком є ціна, оскільки органічні полімери значно дорожчі, ніж неорганічні коагулянти, а біополімери ще дорожчі, ніж синтетичні органічні полімери.

Флокулянти

Синтетичні органічні полімери використовують як флокулянти. Вони можуть мати різну силу аніонного, неіонного або катіонного заряду й можуть мати молекулярну масу від 3 000 000 до 20 000 000. Флокулянти можуть різко збільшити швидкість формування пластівців, міцність пластівців і зробити їх набагато важчими, тому ефективність осадження у відстійниках може бути збільшена в 5-10 разів. Флокулянти — ефективні речовини, які збільшують термін слугування фільтрів (затримання проскоків) в очищенні питної води.

Практичне застосування процесів коагуляції

Зазвичай коагуляція в процесі очищення питної води має стадію або седиментації, або флотації розчиненим повітрям з наступною фільтрацією. Так звана пряма фільтрація — це процес без стадії осадження, що є популярним, але вимагає порівняно високого рівня керування технологічним процесом. У деяких випадках, особливо коли вихідна вода є м'якою, коагулянти додають разом з CO_2 і вапном для контролю рН і запобігання корозії.

В очищенні стічних вод, є два основних варіанти альтернативних процесів: СЕРТ (Chemically Enhance Primary Treatment — хімічне посилення первинного оброблення) і первинне осадження, що також називається прямим осадженням. Це найпростіший спосіб перетворення відстійника в реактор коагуляції, просто додавши коагулянти без стадії флокуляції.

СЕРТ — процес, як правило, додавання коагулянту безпосередньо на початок відстійника, тому видалення частинок, а також ефективність осадження поліпшуються. Цей процес популярний у США й багатьох великих містах Азії й Латинської Америки.

Процес первинного осадження вимагає в 2-5 разів вищі дози коагулянтів, порівняно із СЕРТ, але досягається видалення частинок і фосфатів більш ніж 95%. Висока доза коагулянту збільшує кількість осадів, що призводить до збільшення витрат як на коагулянти, так і на утилізацію мулу. Однак, це краща альтернатива в багатьох європейських країнах, особливо в Скандинавії.

На рис. 3.5-3.9 наведено приклади типових технологічних схем підготовки води з використанням коагуляції. Для ефективного видалення пластівців осаду після коагуляції/флокуляції передбачено використання процесів фільтрування, флотації, контактної коагуляції.

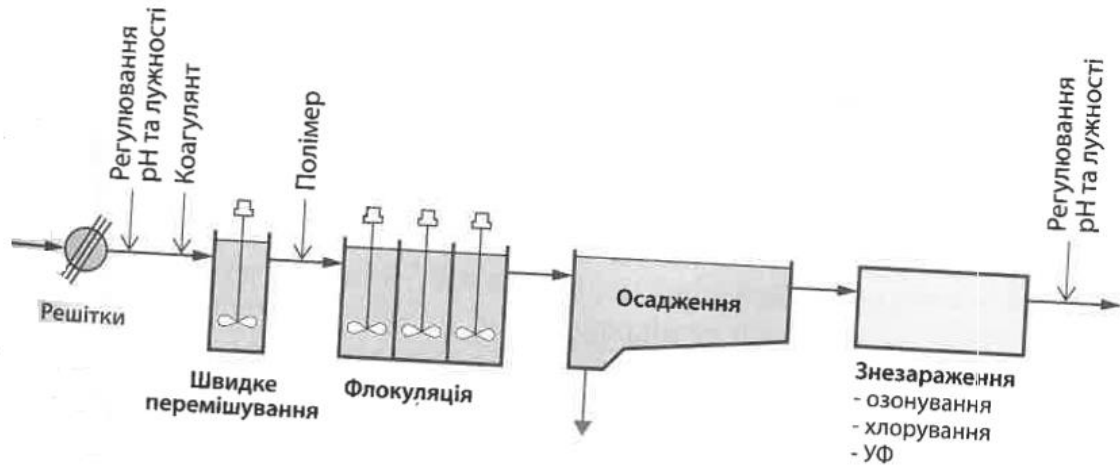


Рисунок 3.5 – Типова схема з використанням стадії осадження.

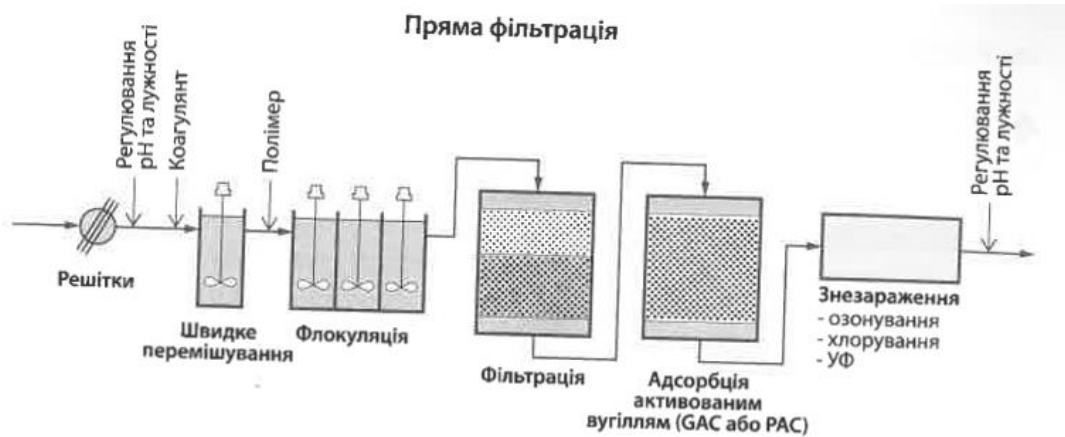


Рисунок 3.6 – Типова схема з використанням після коагуляційної обробки прямої фільтрації.

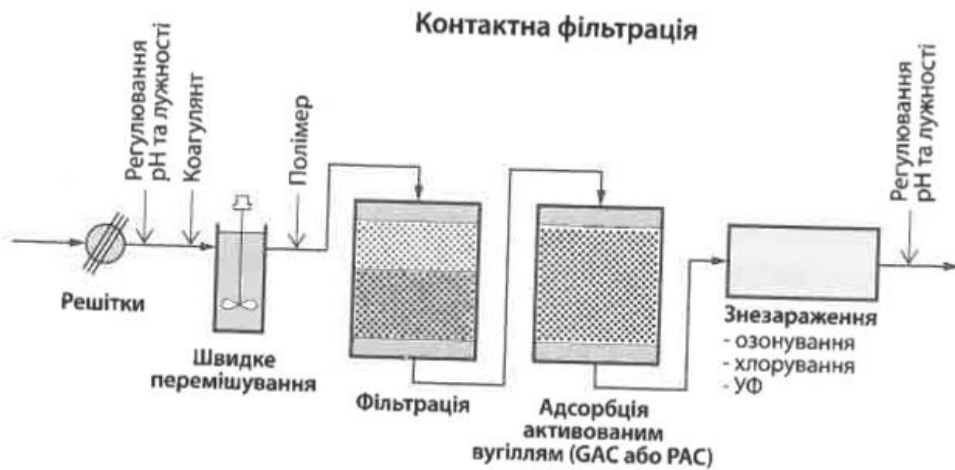


Рисунок 3.7 – Технологічна схема з використанням контактної фільтрації.



Рисунок 3.8 – Типова традиційна технологічна схема.



Рисунок 3.9 – Технологічна схема обробки води з використанням флоатації.

3.2 Іонний обмін

Іонообмінні технології, що з'явилися в 60-х роках минулого століття, отримали широке поширення в енергетичній галузі. Вони засновані на пропусканні води через кілька ступенів послідовно увімкнених катіоно- і аніонообмінних фільтрів, у результаті чого відбувається видалення з води розчинених мінеральних домішок. Залежно від вимог, які висуваються до якості підготовленої води, використовуються одно-, дво- і навіть триступінчаті схеми. У якості фінішної очистки використовуються фільтри змішаної дії, заповнені сумішшю катіоніта та аніоніта.

Іонообмінні смоли, які застосовуються для водопідготовки в енергетиці, умовно можна поділити на 3 категорії:

- сильнокислотні катіоніти в натрієвій формі, які використовуються для пом'якшення води;
- різні типи катіонітів і аніонітів для демінералізації води, що живлять котли високого тиску на теплових і атомних електростанціях;
- іоніти спеціального призначення, які застосовують для очистки конденсатів та інших специфічних цілей.

До якості іонообмінних смол, які застосовуються в атомній та тепловій енергетиці, висуваються жорсткі вимоги. Ці смоли повинні володіти високою обмінною ємністю, механічною, термічною і хімічною стійкістю, а також хімічною чистотою.

В останні 20 років велику популярність на теплових і атомних електростанціях отримали монодисперсні іоніти, які характеризуються однорідним гранулометричним складом. Застосування монодисперсних смол дозволяє отримувати воду найвищої якості при найменших експлуатаційних затратах, оскільки такі іоніти володіють чудовою кінетикою, високою механічною стійкістю і краще розділяються при використанні у фільтрах змішаної дії, що дозволяє забезпечити більш повну регенерацію. Монодисперсні смоли використовуються також в протиточних іонообмінних технологіях, таких як UPCORE, що сприяє їх високій ефективності.

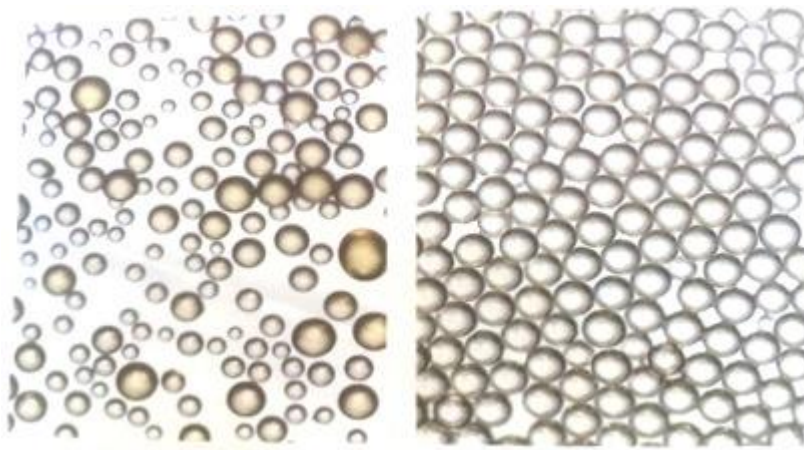


Рисунок 3.10 – Полідисперсний та монодисперсний іоніти.

На українському ринку представлені іонообмінні смоли як вітчизняних (ПАТ «Азот» і ГП «Смоли»), так і зарубіжних виробників (Dow Chemical, Lanxess, Purolite та ін.).

Для відновлення іонообмінних фільтрів регулярно проводиться регенерація іонітів, для чого використовуються великі кількості реагентів – кислоти і каустику, витрата яких в значній мірі залежить від складу вихідної води і використовуваної технології. У результаті регенерації фільтрів утворюються значні кількості високомінералізованих кислотних і лужних стоків із солевмістом 10-60 г/дм³, які після нейтралізації направляються на викид. Враховуючи існуючий на даний час норматив на засоленість стічних вод (не більше 1 г/дм³), викид регенераційних стоків вимагає багатократного розбавлення вихідної води, що призводить або до збільшення їх кількості і росту водоспоживання, або до виплати штрафів, розміри яких складають до 10% собівартості демінералізованої води.

Враховуючи високу сприйнятливість до органічних речовин, у великих кількостях, які присутні у природних водах, у якості передпідготовки перед іонообмінними фільтрами застосовують вапняну коагуляцію в освітлювачах з подальшою фільтрацією на механічних фільтрах. У результаті утворюється велика кількість твердих відходів – вапнякового шламу, який, як правило, не підлягає утилізації і направляється на шламосховища. З урахуванням строків експлуатації більшості установок проектна ємність багатьох шламосховищ на сьогоднішній день практично вичерпана.

В цілому, традиційні іонообмінні методи демінералізації води характеризуються наступними особливостями:

- багатоступенева технологічна схема, яка потребує великої кількості як основного технологічного (освітлювачі, механічні і іонообмінні фільтри), так і допоміжного обладнання (баки-накопичувачі, насосні станції), для розміщення якого необхідні великі виробничі площі;

- застосування великої кількості реагентів (сульфатної кислоти, каустику, вапняку, сірчаноокислого заліза). Це не тільки обумовлює великі експлуатаційні затрати на виробництво демінералізованої води, але також вимагає наявності відповідної інфраструктури – транспортних шляхів (як правило, залізничних), громіздкого реагентного господарства (баків зберігання реагентів, сховища вапняку);
- утворення великої кількості високомінералізованих стоків і шламів, утилізація яких, як правило, утруднена;
- складність автоматизації процесів, необхідність постійного контролю і корекції параметрів роботи. Залежність якості підготовленої води від параметрів експлуатації.

Переважає більшість установок демінералізації води, які працюють у даний час на енергетичних об'єктах нашої країни і країн СНГ, були введені в експлуатацію в 60-80-х роках минулого століття і засновані на застосуванні іонообмінних технологій. Більшість із цих установок морально застаріли і вимагають серйозної реконструкції як з точки зору технологічного обладнання, так і системи автоматичного керування.

У деяких випадках реконструкцію іонообмінних установок проводять шляхом переведення фільтрів на більш ефективну протиточну технологію регенерації, що дозволяє частково вирішити перелічені вище проблеми іонообмінних технологій.

У даний час в практиці водопідготовки знаходять застосування дві основні технології іонообмінної очистки води – прямоточна і протиточна, які відрізняються напрямками руху води, яка очищується і регенераційного розчину.



Рисунок 3.11 – Технології прямоточної та проти точної регенерації.

У випадку традиційної і широко поширеної прямоточної технології, і вода, яка обробляється, і регенераційний розчин рухаються в одному напрямку – подаються у верхню частину іонообмінного фільтру і виводяться з нижньої.

У випадку більш сучасної і економічної протиточної технології вода, яка оброблюється, і регенераційний розчин рухаються в протилежних напрямках. У такому випадку найбільш глибоко відреагував іоніт, який знаходиться у тій частині іонообмінного шару, який розміщений в зоні виходу очищеної води, що забезпечує високу якість очистки, зменшує проскок іонів і доводить до максимуму робочу ємність смоли. За рахунок цього регенерація іонітів може бути здійснена швидше і ефективніше, з більш низькою витратою реагентів, меншою кількістю промивних вод, відносно невеликим об'ємом стоків і низькою загальною собівартістю.

Одною із найбільш ефективних іонообмінних технологій, яка використовує протиточний режим регенерації, являється технологія UPCORE, яка була розроблена і запатентована компанією DOW Chemical (США) у 80-х роках минулого століття і по сьогоднішній день застосовується у світовій практиці водопідготовки. Процес UPCORE – це сучасна технологія, яка передбачає очистку води у нисхідному потоці в затиснутому шарі іоніту. Ця удосконалена технологія володіє всіма перевагами

протиточного процесу регенерації, що забезпечує значну продуктивність і економічність, і в той же час, вільна від недоліків, властива протиточним технологіям попередніх поколінь.

Головними перевагами перед UPCORE порівняно з іншими технологіями протиточної регенерації являються:

- простота конструкції;
- легкість контролю та автоматизації;
- дешевизна;
- можливість пошарового завантаження аніонітів;
- оптимальне використання об'єму фільтра;
- нечутливість до зміни робочого навантаження;
- самоочистка, відсутність додаткової операції розпушування.

Крім того, вже наявні протиточні і прямоточні установки можуть бути легко реконструйовані для перекладу на технологію UPCORE. Цей процес відповідає найсучаснішим вимогам і служить основою як для нових проектних розробок, так і для модернізації і вдосконалення існуючих.

Фільтри для UPCORE за своєю конструкцією прості і не дорогі. Вільним залишається незначний об'єм фільтру, що набагато спрощує переробку під цю технологію вже існуючого прямоточного устаткування і дозволяє майже вдвічі збільшити робочу ємність фільтру за рахунок збільшення об'єму корисного іоніту у фільтрі. Оскільки робочий цикл здійснюється у нисхідному потоці, затиснутий шар іоніту нечутливий до змін навантаження. Навіть якщо подача води, яка обробляється, припиняється не виникає ризик внутрішньшарового перемішування іоніту. Високопрореагована зона іоніту в нижній частині шару залишається незайманою і не забруднюється зернами смоли з більш низьким ступенем регенерації із верхньої частини фільтра, що забезпечує стабільно високу якість очистки. Усі ці переваги досягаються в значній мірі завдяки

використанню так званих моносферних іонітів з однорідним розміром гранул.

За даними компанії DOW Chemical, з 1978 року по даний час у світі встановлено або реконструйовано за технологією UPCORE більше 700 іонообмінних установок. Є досвід реконструкції фільтрів з продуктивністю до 600 м³/год.

Одним із перших об'єктів впровадження цієї технології в країнах СНГ являється Київська ТЕЦ-5, де був реконструйований один із натрій-катіонітових фільтрів. У 2001 році на Чорнобильській АЕС була змонтована і введена в експлуатацію протиточна установка пом'якшення і деалкалізації води продуктивністю 385 м³/год, яка забезпечує стабільно високу якість очистки.

3.3 Баромембранні технології

Частіше при реконструкції існуючих демінералізаційних установок і практично завжди при проектуванні нових використовуються більш прогресивні і екологічно безпечні баромембранні методи.

Суть баромембранних методів полягає в пропусканні під тиском води, яка очищається через напівпроникні мембрани, які затримують домішки різного складу. Одною із найбільш прогресивних схем демінералізації води у даний час вважається технологія, яка включає стадії ультрафільтрації, зворотноосмотичної демінералізації і електродеіонізації.

Стадія ультрафільтрації використовується для видалення з води, яка обробляється, завислих речовин, колоїдних домішок, частин органічних забруднень, а також видалення бактерій, водоростей та інших мікроорганізмів, розміри яких перевищують соті долі мікрону. За своєю сутністю ультрафільтрація являється аналогом коагуляції в освітлювачах і очистки на механічних фільтрах, проте позбавлена недоліків, властивих традиційній технології. Так, основними перевагами ультрафільтраційних установок являються:

- відсутність необхідності у вапняному господарстві – при експлуатації ультрафільтраційних установок потрібна тільки періодична кислотна і лужна промивка модулів, однак кількість реагентів в десятки разів менша, ніж за іонообмінною технологією;

- відсутність необхідності в точному дотриманні технологічних параметрів (температури, рН, швидкості потоку) як цього вимагає експлуатація освітлювачів. При цьому якість очистки води залишається стабільно високою і не залежить ні від умов експлуатації, ні від людського фактору;

- істотне (у 2-4 рази) скорочення виробничих площ для розміщення основного і допоміжного обладнання;

- простота експлуатації, можливість повної автоматизації процесу.

У промисловості ультрафільтрація почала застосовуватися в 90-х роках минулого століття і зараз вважається найбільш ефективним методом механічної очистки води, особливо в якості передпідготовки води у баромембранних методах технологіях.

У даний час існує декілька типів ультрафільтраційних мембран, які відрізняються як технологічними особливостями, так і матеріалами, які використовуються. Найбільш прогресивними з точки зору експлуатації вважаються мембрани, які використовують принцип фільтрації ззовні-всередину, який дозволяє застосовувати водо-повітряну промивку для інтенсивного видалення відфільтрованих домішок. Серед матеріалів надається перевага гідрофільним мембранам, виготовленим з механічно та хімічно стійких полімерів (наприклад, гідрофілізованого полівінілдефториту, H-PVDF).

На стадії зворотноосмотичної демінералізації відбувається видалення з води розчинених домішок. Залежно від необхідної якості очистки використовують одно- або двоступінчасту схему. Як правило, залишковий солевміст після першого ступеня складає 5-20 мг/дм³, що відповідає якості

води після першого ступеня Н/ОН-іонування, у випадку необхідності більш глибокої демінералізації використовують другий ступінь.

У промисловості зворотноосмотичні методи почали застосовуватися з 70-80 років минулого століття і в даний час є найбільш використовуваними у світовій практиці водопідготовки для демінералізації води. На сучасному ринку зворотноосмотичних мембран існує багато модифікацій, призначених для очистки різноманітних типів води, які вимагають різних робочих тисків, що дозволяє отримати воду необхідної якості.

Основними світовими виробниками мембран є Dow Chemical (США), GE Water&Process Technologies (США), Nitto Denko (Японія), Toray (Японія) і Koch (Німеччина). На українських промислових підприємствах в основному застосовуються мембранні елементи компаній Dow Chemical, GE Water&Process Technologies і Nitto Denko.

Важливою особливістю застосування методу зворотного осмосу в технологіях підготовки води для енергетики є комплекс мір, направлених на підтримку постійного виробництва мембранних елементів в процесі їх експлуатації. Погіршення проникнення мембран, що спостерігається при очищенні води практично будь-якого походження, пов'язано з утворенням на поверхні відкладень різної природи: колоїдних і завислих частинок, неорганічних осадів, великих органічних молекул, а також з активністю мікроорганізмів, для яких мембрана слугує сприятливим субстратом.

Уникнути вищезгаданих ефектів можна при дотриманні трьох умов: належна попередня очистка води, якісна і регулярна промивка мембранних систем, а також використання спеціальних реагентів – антискалантів.

Антискаланти запобігають росту кристалів малорозчинних сполук на поверхні мембрани. Більшість сучасних антискалантів представляють собою суміші деяких активних компонентів. Головною перевагою сучасних антискалантів є висока ефективність запобігання осадження більшості важкорозчинних сполук кальцію, магнію, заліза, марганцю і кремнію в широкому діапазоні рН, температури і складу води. Сучасні антискаланти

проявляють високу активність навіть при невеликих дозах – 2-5 г/м³ – вихідної води.

Просумувавши сказане вище, можна виділити основні переваги методу зворотноосмотичної демінералізації води:

- виключна надійність методу, що обумовлює стабільно високу якість демінералізованої води незалежно від сезонних коливань якості вихідної води, технологічних параметрів і «людського фактору»;
- висока економічна ефективність – заміна першого ступеня іонообмінної демінералізації на зворотноосмотичну дозволяє на 90-95% знизити потребу в кислоті і каустику, що по вартості в багато разів перевищує збільшення затрат, зв'язаних з ростом енергоспоживання;
- як і для ультрафільтраційних установок, скорочення виробничих площ, простота експлуатації і автоматизації технологічного процесу.

3.4 Електродеіонізація

Для фінішної демінералізації води в енергетиці і мікроелектроніці в останній час все ширше використовується метод електродеіонізації. За своєю суттю і за принципом очистки, електродеіонізація є аналогом традиційних фільтрів змішаної дії (ФЗД). Відмінною особливістю електродеіонізації є те, що регенерація фільтрів здійснюється за рахунок проходження електричного струму через шар заправки безпосередньо в процесі очистки.

У разі застосування електродеіонізації не потрібні періодичні зупинки фільтрів для проведення технічно складної регенерації з роздільною регенерацією іонітів, відсутня необхідність у використанні реагентів.

Таким чином, використання сучасних методів водопідготовки – ультрафільтрації, зворотноосмотичної демінералізації і електродеіонізації – дозволяє:

- істотно знизити експлуатаційні затрати;
- істотно скоротити споживання реагентів, відмовитися від громіздкого реагентного господарства;

- підвищити екологічну безпеку виробництва;
- забезпечити стабільно високу якість очистки води;
- автоматизувати технологічний процес.

3.5 Знезараження

Діоксид хлору має ряд переваг у порівнянні з хлором. Основними з них є:

- зниження в 4-7 разів хлоропоглинання води, а відповідно, зменшення необхідної дози окиснювача;
- менші (в 5-20 разів), ніж при обробці Cl₂, концентрація хлорорганічних побічних продуктів, у тому числі ТГМ (в 2-20 разів і більше);
- зниження токсичності та мутагенності води;
- висока бактерицидна та віруліцидна здатність при більш низьких концентраціях, у порівнянні з хлором, висока швидкість знезараження у широкому діапазоні значень рН (6-10), котрі не залежать від твердості та мінералізації води;
- висока ефективність відносно пор, біоплівки, грибів, водоростей.
- пролонгована бектероістатична дія в системах розподілення при концентрації 0,05-0,20 мг/дм³;
- відсутність реакції з аміаком та бромідами.

Варто відмітити, що відсутність реакції з бромід-іонами, а також кращі техніко-економічні показники (менші капітальні та поточні витрати, відповідно, менша вартість обробки води) є перевагами діоксиду хлору у порівнянні з озоном.

До недоліків діоксиду хлору можна віднести його вибухонебезпечність, більшу вартість у порівнянні з хлором, токсичність як власне діоксиду хлору, так і продуктів його трансформації (хлоритів та хлоратів).

Відсутність вітчизняної сировини (NaClO_2) та обладнання здорожчує отримання діоксиду хлору. В залежності від апаратурного виконання навіть у зарубіжних країнах він дорожчий за хлор у 3-20 разів.

Одним з головних недоліків використання діоксиду хлору при обробці питної води є утворення побічних продуктів – хлоритів та в невеликих концентраціях хлоратів. Від 50 до 85% введеного діоксиду хлору перетворюється у хлорит-іони. Хлорит- та хлорат-іони викликають анемію (оскільки є утворювачами метгемоглобіну, подібно до нітрит-іонів), а хлорит-іон, окрім того, відноситься до умовно канцерогенних сполук. Вміст ClO_2^- у питній воді нормується на рівні $0,2 \text{ мг/дм}^3$. В США загальна концентрація хлорит- та хлорат-іонів ($\text{ClO}_2^- + \text{ClO}_3^-$) нормується на рівні $0,8 \text{ мг/дм}^3$, а в сумі із залишковою концентрацією діоксиду хлору ($\text{ClO}_2^- + \text{ClO}_3^- + \text{ClO}_2$) – менше 1 мг/дм^3 . Згідно стандартів Швейцарії загальна концентрація ClO_2^- та ClO_3^- у воді не повинна перевищувати $0,3 \text{ мг/дм}^3$. Окрім цього, пікова концентрація ClO_2 за впливом на органолептичні властивості води складає $0,4 \text{ мг/дм}^3$. Через утворення ClO_2^- та ClO_3^- висувають жорсткі обмеження по відношенню до діапазону допустимих доз діоксиду хлору. При первинній обробці стічних або оборотних вод допускаються більш високі дози діоксиду хлору – $4\text{-}10 \text{ мг/дм}^3$. Таким чином через вищевказані обмеження можливість застосування діоксиду хлору сильно залежить від якості вихідної води. Тому його зазвичай використовують для обробки високоякісних природних вод, хлоропоглинання (по ClO_2) яких не перевищує $1\text{-}2 \text{ мг/дм}^3$, а також у поєднанні з іншими окисниками. Сезонні коливання хлоропоглинання природних вод (по ClO_2) можуть бути значними. Наприклад доза діоксиду хлору, необхідна для знезараження вихідної води річки змінилась з $2,0$ до $4,0 \text{ мг/дм}^3$; при цьому концентрація хлорит-іонів досягала $0,6\text{-}3,2 \text{ мг/дм}^3$, хоча сумарна концентрація хлороформу та дихлорбромметану не перевищувала 5 мкг/дм^3 .

Використання озону на наступних стадіях сприяє повному окисненню ClO_2^- до ClO_3^- ; спільне використання ClO_2 і Cl_2 (з різницею в часі біля 2 годин) сприяє зниженню концентрації як ТГМ, так і хлоритів. При поєднанні попередньої обробки води діоксидом хлору із заключним знезараженням гіпохлоритом натрію або хлораміном спостерігається значне зниження його мутагенності.

Таблиця 3.3 – Порівняльна характеристика хлоровмісних реагентів, які використовують для знезараження води.

Реагент	Переваги	Недоліки
Зріджений хлор Cl_2	Ефективний окисник та дезінфікант широкого спектру дії Має пролонговану дію	Потребує спеціальних умов зберігання та дотримання суворих заходів безпеки Утворює побічні продукти Запах у воді
Гіпохлорит натрію NaClO	Ефективний окисник та дезинфекант широкого спектру дії Має пролонговану дію Відносно безпечний при зберіганні	Неефективний проти цист Втрачає активність при довготривалому зберіганні Утворює побічні продукти Запах у воді
Діоксид хлору ClO_2	Найбільш ефективний окисник широкого спектру Має пролонговану дію Не утворює побічних продуктів	Можливо отримати тільки на місці застосування Утворює хлорати та хлорити запах у воді
Хлорамін NH_2Cl	довготривала післядія знижений рівень утворення побічних продуктів	Більш слабкий дезінфектант та окисник Неефективний проти вірусів та цист Необхідні більш високі дози та час контакту Сильний запах у воді.

Для ефективного видалення ClO_2^- (та ClO_3^-) з води використовують адсорбцію на АВ, відновлення за допомогою солей двовалентного заліза або сульфідів. Лабораторні дослідження різних способів видалення хлорит-іонів показали, що витрати реагентів на 1 мг ClO_2^- складали: 75 мг натрій сульфїту, 22-24 залізного коагулянту, 25 мг ПАВ. Сорбційна ємність ГАВ була рівною 70-90 мг ClO_2^- /г вугілля.

Використання ClO_2 в технології водопідготовки потребує аналітичного контролю концентрації самого реагенту та продуктів його трансформації. Основною проблемою є окреме визначення мікроконцентрацій Cl_2 , ClO_2 , ClO_2^- та ClO_3^- в одній пробі.

В іноземній практиці водопідготовки широко використовується технологія біологічного очищення природних вод з використанням попереднього озонування. Озонування у поєднанні з наступною фільтрацією через піщані або вугільні фільтри сприяє нітрифікації амонійного азоту, значно знижує вміст ООУ у волі, дози хлору при кінцевому обеззараженні та концентрацію хлорорганічних сполук.

На деяких ВС, головним чином в Німеччині та Франції, використовують дво- та навіть тристадійне озонування води. Двостадійне введення озону з урахуванням визначеної тривалості контакту може на ~30% знизити необхідну дозу озону.

Разом із тим озонування також не позбавлене недоліків. Швидкий розклад озону в обробленій воді обмежує його використання в якості кінцевого дезінфікуючого засобу (відсутній ефект «післядії»). В залежності від якості води період напіврозпаду ($\tau_{1/2}$) розчиненого озону змінюється від декількох секунд до декількох годин. Тому виникає необхідність підтримання бактеріальної стабільності води у розподільчих мережах. При задовільному стані і невеликій протяжності мережі, а також відносно низькій температурі озонування води якість води зберігається в процесі її транспортування споживачу без застосування додаткових заходів. Можливе також повторне обеззараження води озоном безпосередньо в межі міста.

Однак у більшості випадків для забезпечення нормованої якості води за мікробіологічними показниками в розподільчих мережах та захисту власне мереж від фоулінгу на заключній стадії водопідготовки як і раніше використовуються в незначних концентраціях хлор, хлорамін, гіпохлорит натрію та діоксид хлору. Окрім того, при використанні преозонування для підтримки водоочисних споруд в належному санітарному стані практикується періодичне або постійне введення хлору перед спорудами (відстійниками або фільтрами), хоча і в менших дозах. Спільне використання сполук хлору та озону в технологічній схемі може як зменшувати, так і збільшувати кількість ХОС в очищеній воді. Показано, що використання преозонування або двостадійного озонування із заключною обробкою хлораміном забезпечує мінімальну кількість ХОС, в той час як введення озону, а потім хлору (або навпаки) в неочищену воду може суттєво збільшити вміст ХОС у воді у порівнянні із застосуванням лише хлору.

Ультразвук

Сучасні технології очищення води ґрунтуються на використанні механічних, хімічних, біологічних та фізичних методів, в результаті застосування яких видаляються різні типи механічних домішок, покращується якість води та підвищується епідеміологічна безпечність. Знезараження є завершальним та обов'язковим етапом обробки води, який забезпечує її очищення від патогенної мікрофлори.

До сучасних та найбільш перспективних методів дезактивації мікроорганізмів у воді відноситься кавітаційна обробка, що відрізняється способом збудження кавітації. Аналіз сучасних досліджень знезараження води за допомогою гідродинамічної кавітації в роторно-імпульсних апаратах статичного та динамічного типів, а також можливістю її комбінації з іншими фізико-хімічними методами дезактивації мікрофлори підтверджує низьку ефективність цих апаратів, обумовлену наступними недоліками:

- висока, або, навпаки, недостатня енергетика кавітаційних каверн, присутніх у малій кількості в кавітаційній області, у порівнянні зі значною кількістю мікроорганізмів, нерівномірно розподілених в технологічному об'ємі;
- великі розміри кавітаційних каверн створюють екрануючий ефект та перешкоджають рівномірному розповсюдженню ударних хвиль, що виникають при схлопуванні цих каверн;
- мала кількість енергетично потужних кумулятивних струменів, що утворюються при схлопуванні каверн поблизу поверхонь (поверхня кавітаційної камери, сусідньої каверни або мікроорганізму);
- необхідність створення дороговартісної гідросистеми для отримання швидкісного потоку рідини.

Використання ультразвукової (УЗ) кавітації, збуджуваної за рахунок дискретно-імпульсного введення в рідину акустичної енергії, дозволяє позбутись багато з вищевказаних недоліків та забезпечити високий ступінь знезараження води.

4 ВОДОПОСТАЧАННЯ ПРОМИСЛОВИХ ПІДПРИЄМСТВ. ПРИКЛАДИ СХЕМ

4.1 Використання води у енергетиці

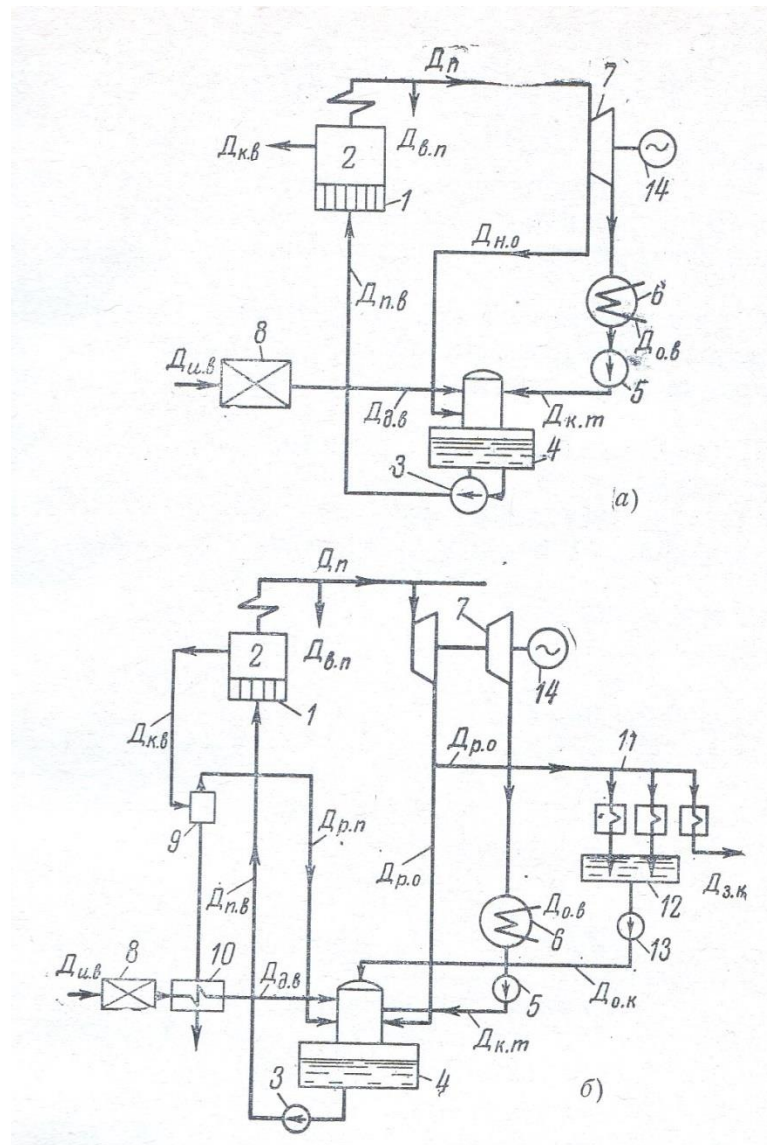
Обладнання сучасних ТЕС та АЕС експлуатується в умовах високих теплових навантажень, що вимагає суворого обмеження товщини відкладень на поверхнях нагріву за умовами температурного режиму металу впродовж робочого процесу. Такі відкладення утворюються з домішок, що поступають в цикли електростанцій, в тому числі і з добавочною водою, тому забезпечення високої якості водних теплоносіїв ТЕС і АЕС є вкрай важливою задачею. Використання водного теплоносія високої якості спрощує також вирішення задач одержання чистої пари, мінімізації швидкості корозії конструктивних матеріалів котлів, турбін та обладнання конденсатно-підживлювального тракту. Таким чином, якість обробки води на ТЕС та АЕС тісно пов'язана з надійністю та економічністю експлуатації сучасного високоінтенсивного котлотурбінного обладнання та з безпекою ядерних енергетичних установок.

Для задоволення різноманітних вимог до якості води, що використовується при виробництві електричної та теплової енергії, виникає необхідність спеціальної фізико-хімічної обробки природної води, яка виступає вихідною сировиною, що після належної обробки (очищення) використовується в наступних цілях: а) в якості вихідної речовини для одержання пари в котлах, парогенераторах, ядерних реакторах киплячого типу, випарниках, пароперетворювачах; б) для конденсації відпрацьованої в турбінах пари; в) для охолодження різноманітних апаратів та агрегатів ТЕС та АЕС; г) в якості теплоносія в тепломережах та системах гарячого водопостачання.

Одночасно з очищенням природної води для потреб електростанцій необхідно комплексно вирішувати питання, пов'язані з утилізацією стічних

вод, що утворились при цьому. Це рішення є мірою захисту від забруднення природних джерел питного та промислового водопостачання.

Типічні схеми кругообігу води в робочих циклах конденсаційних теплових електростанцій (КЕС) та теплоелектроцентралей (ТЕЦ) наведені на рис. 4.1. Слід відмітити, що подібні схеми одноконтурної АЕС з РБМК та другого контура АЕС з ВВЕР багато в чому аналогічні схемі КЕС.



а – електростанція з конденсаційною турбіною (КЕС); б – теплоелектроцентральною (ТЕЦ): 1 – водяний економайзер; 2 – парогенератор з пароперегрівачем; 3 - живильний насос; 4 – деаератор; 5 – конденсатний насос; 6 – конденсатор турбіни; 7 – парова турбіна; 8 – водопідготовча установка; 9 – розширювач безперервної продувки; 10 – охолоджувач продувочної води (підігрівач добавочної води);

11 – зовнішні споживачі пари; 12 – бак зворотного конденсату; 13 – насос зворотного конденсату; 14 – генератор

Рисунок 4.1 – Схеми циркуляції води на КЕС та ТЕЦ.

Вихідна природна вода ($D_{\text{вих}}$) використовується в якості вихідної сировини на водопідготовчій установці, а також для інших цілей ТЕС та АЕС.

Добавочна вода ($D_{\text{д.в.}}$) направляється в контур для поповнення втрат пари та конденсату після обробки з використанням фізико-хімічних методів очищення.

Турбінний конденсат ($D_{\text{т.к.}}$) містить незначну кількість розчинених та завислих домішок і є основним складником живильної води.

Повортний конденсат ($D_{\text{п.к.}}$) від зовнішніх споживачів пари використовується після очищення від занесених забрудників. Він також є частиною живильної води.

Живильна вода ($D_{\text{ж.в.}}$), що подається в котли, парогенератори та реактори для заміщення води, яка випарувалась в цих агрегатах, представляє собою головним чином суміш турбінного конденсату, добавочної води, поворотного конденсату та конденсату регенеративних підігрівачів.

Котлова вода, вода парогенератору чи реактору – це вода, що знаходиться в елементах вказаних агрегатів.

Продувочна вода ($D_{\text{пр}}$) – це вода, що виводиться з котла, парогенератора чи реактора на очищення або в дренаж для підтримання у воді, що випаровується, (котловій) заданої концентрації домішок. Склад і концентрація домішок в котловій та продувочній воді однакові.

Охолоджуюча або циркуляційна вода ($D_{\text{о.в.}}$) використовується в конденсаторах парових турбін для конденсації відпрацьованої пари.

Підживлююча вода ($D_{\text{п.в.}}$) подається в тепломережі для поповнення втрат циркулюючої води.

В процесі експлуатації ТЕС та АЕС виникають **внутрішньостанційні втрати пари та конденсату**: а) в котлах при безперервній та періодичній продувці, при відкритті запобіжних клапанів, при обдуванні водою чи паром зовнішніх поверхонь нагріву від золи та шлаку, на розпилювання рідкого палива у форсунках, на привід допоміжних механізмів; б) в турбогенераторах через лабіринтні ущільнення та пароповітряні ежектори; в) в пробовідбірних точках; г) в баках, насосах, трубопроводах при переливі, випаровуванні гарячої води, просочуванні через сальники, фланці тощо. Зазвичай внутрішньостанційні втрати пари та конденсату, що поповнюються добавочною живильною водою, не перевищують в різні періоди експлуатації на ТЕС 2-3%, а на АЕС 0,5-1% їх загальної паропроductивності.

На промислових ТЕЦ, що виробляють пару для різноманітних технологічних потреб підприємств, існують також **зовнішні втрати пари та конденсату**, тому кількість добавочної води для таких ТЕЦ може досягати 10-50% кількості згенерованої пари.

Джерела забруднень та методи обробки води на ТЕС та АЕС

Існує декілька джерел забруднення теплоносія в пароводяних трактах ТЕС та АЕС: **домішки добавочної води**, що вводиться в цикл для компенсації внутрішніх та зовнішніх втрат пари та конденсату; **присоси** в конденсат пари охолоджуючої води в конденсаторах або мережевої води в теплообмінниках; **домішки забрудненого конденсату**, що повертається від зовнішніх споживачів пари на ТЕЦ; **домішки, що штучно вводяться** у пароводяний тракт для корекції водного режиму (фосфати, гідразин, аміак, інші різноманітні добавки); **продукти корозії** конструкційних матеріалів, що перейшли у теплоносії. На АЕС домішки, крім того, можуть поступати в тракт у вигляді продуктів поділу ядерного палива через негерметичні ділянки оболонок тепловиділяючих елементів і утворюватись в активній зоні реакторів за рахунок процесів радіолізу води, а також перебігу радіаційних перетворень та радіаційно-хімічних реакцій. В залежності від типу основного

теплоенергетичного обладнання та умов роботи внесок та вплив кожного з перелічених джерел (табл. 4.1) в сумарне забруднення водного теплоносія ТЕС та АЕС можуть в значній мірі варіюватись.

Таблиця 4.1 – Характеристика забруднень трактів ТЕС та АЕС

Джерело забруднень	Характеристика забруднень
Добавочна вода	В залежності від схеми очищення може містити різні концентрації солей натрію та амонію, силікатну кислоту, сполуки феруму, органічні речовини, розчинені гази.
Присоси охолоджуючої води	Всі домішки природних вод в кількості, що відповідає питомому значенню присосу.
Корозія конструкційних матеріалів	Оксиди та іони феруму, купруму, алюмінію, хрому та інших елементів.
Поворотний конденсат зовнішніх споживачів пари	Оксиди феруму, нафтопродукти, іони кальцію та магнію, специфічні забрудники в залежності від типу пароспоживаючого підприємства.
Нещільності тепловиділяючих елементів АЕС та радіаційно-хімічні реакції в теплоносії	Радіонукліди різних типів, аміак, пероксид водню.

Присос охолоджуючої води в конденсаторах турбін зумовлений вищим тиском з водної сторони конденсатора порівняно з паровою, що знаходиться під глибоким вакуумом. Необхідно мати на увазі, що присоси води спостерігаються практично у всіх конденсаційних установках (за виключенням повітряно-конденсаційні, так звані «сухі» градирні) та

становлять зазвичай 0,003-0,005% від кількості пари, що конденсується, підвищуючись до 0,01-0,02% за наявності корозійних свищів та мікротріщин в конденсаторних трубках і приблизно до 0,2% при розриві однієї трубки.

В якості конструкційних матеріалів для ТЕС на органічному паливі широко використовуються сталі перлітного та аустенітного класів, сплави на основі міді, в тому числі латуні, а також алюмінієві сплави. Для контурів АЕС найрахаактернішим є використання неіржавіючих аустенітних сталей, високолегованих хромом та нікелем. В активних зонах реакторів зазвичай використовуються цирконієві сплави. Продукти корозії конструкційних матеріалів переходять в теплоносії загалом у вигляді колоїдних та грубодисперсних форм.

У воді реакторних контурів зазвичай присутні радіонукліди хрому, мангану, феруму, кобальту, йоду, цезію та інші радіонукліди, що спричиняють питому активність в межах 10^6 - 10^8 Бк/кг.

Підвищення температури та тиску у контурах ТЕС та АЕС значно змінює здатність води розчиняти присутні у ній домішки. Це пов'язано з перебудовою структури, що проявляється зокрема у зменшенні діелектричної проникності води, що відображає послаблення полярності її молекул. За високої температури розчинюючою здатністю володіє не тільки рідка вода, але й водяна пара. Це зближення розчинюючих властивостей зумовлене зменшенням різниці їх густин (співвідношення 1050:1 за 100 °С та 1:1 за критичної температури 374,15 °С на лінії насичення). Здатність пари розчиняти домішки та ускладнення в зв'язку з цим роботи пароперігрівачів котлів і парових турбін за рахунок утворення відкладень та інтенсифікації корозійно-ерозійних процесів викликають необхідність підтримувати чистоту живильної води енергетичних блоків за рахунок як підготовки підживлюючої води високої якості, так і очищення живильної води від розчинених та завислих домішок.

При експлуатації сучасного енергетичного обладнання ТЕС та АЕС використовуються різноманітні методи очищення води. Підготовка

добавочної води для різноманітних тепловикористовуючих контурів здійснюється зазвичай в дві основні стадії. На першій з них з природної води видаляються в основному завислі домішки, а на другій вода очищується хімічними (пом'якшення, знесолення), мембранними (ультрафільтрація та зворотний осмос) або термічними (одержання дистилату) методами. При обробці контурних вод високої чистоти (конденсатів) обидві стадії очищення можуть перебігати одночасно в одному апараті. В ряді випадків водокористування в низькотемпературних контурах достатнім буває тільки фізична дія на водний теплоносій.

5 РОЗРАХУНКИ ОБЛАДНАННЯ

5.1 Пісковловлювачі

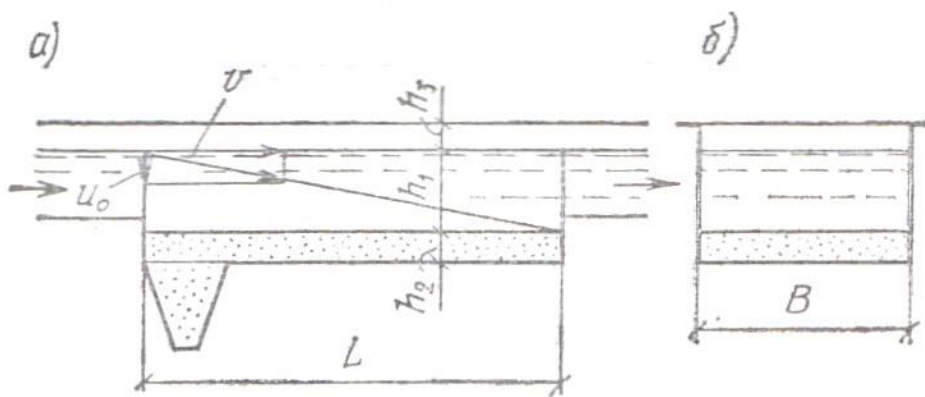
Для очищення природних і стічних вод від мінеральних нерозчинних домішок (наприклад, піску) встановлюють пісковловлювачі. Ці споруди підрозділяють на горизонтальні, вертикальні та з круговим рухом рідини, які в свою чергу бувають тангенціальними та аерованими.

Горизонтальні та аеровані пісковловлювачі використовують на станціях потужністю більше 10000 м³/добу. Тангенціальні пісковловлювачі рекомендовано встановлювати для потужності до 50000 м³/добу.

Виконуючи розрахунок горизонтальних пісковловлювачів (рис. 5.1), спочатку визначають площу «живого» перетину одного відділення за формулою:

$$f = \frac{q_{max}}{V \cdot n},$$

де f – площа «живого» перетину одного відділення пісковловлювача, м²; q_{max} – максимальна витрата води на одне відділення, м³/с; V – середня швидкість руху води, м/с (зазвичай не більше 0,3 м/с); n – кількість відділень.



а) повздовжній розріз; б) поперечний розріз

Рисунок 5.1 – Горизонтальний пісковловлювач.

Довжину пісковловлювача визначають за формулою:

$$L = \frac{K \cdot h_1 \cdot V}{U_0},$$

де L – довжина пісковловлювача, м; K – коефіцієнт, що враховує вплив турбулентності на роботу обладнання (Табл. 5.1); h_1 – глибина проточної частини, м; U_0 – гідравлічна крупність частинок відповідно до їх діаметру, м/с.

Таблиця 5.1 – Значення коефіцієнту K для визначення довжини пісковловлювача

Діаметр частинок d , мм	U_0 , мм/с	Значення K для пісковловлювачів			
		горизонтальних	аерованих для B/H^*		
			1	1,25	1,5
0,15	13,2	-	2,62	2,50	2,39
0,20	18,7	1,70	2,43	2,25	2,08
0,25	24,2	1,30	-	-	-

* B/H – відношення ширини відділень до загальної глибини пісковловлювача

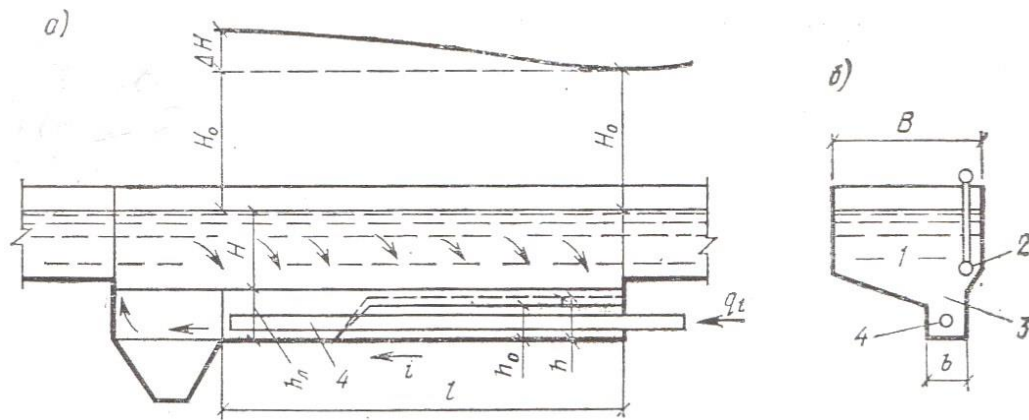
В розрахунках аерованих пісковловлювачів (рис. 5.2) приймають:

- $V = 0,05-0,12$ м/с;
- $d = 0,15-0,20$ мм;
- $B/H = 1,0-1,5$;
- інтенсивність аерації $3-5$ м³/(м²·год);
- уклін дна $0,3-0,4$.

Площу «живого» перетину тангенціальних пісковловлювачів розраховують за виразом:

$$F = \frac{q_{max}}{n \cdot q_0},$$

де F – загальна площа, м²; q_{max} – максимальна витрата води, м³/с; n – кількість відділень; q_0 – навантаження води на пісковловлювач.



а) повздовжній розріз; б) поперечний розріз; 1 – робоча зона; 2 – аератор; 3 – пісковий лоток; 4 – змивний трубопровід

Рисунок 5.2 – Аерований пісковловлювач, обладнаний гідромеханічною системою.

В розрахунках тангенціальних пісковловлювачів приймають:

- глибина дорівнює половині діаметру споруди;
- розмір частинок 0,20-0,25 мм;
- навантаження (q_0) 110-130 м³/(м²·год).

Приклад 5.1. Розрахувати горизонтальні пісковловлювачі для станції потужністю 80000 м³/добу.

Розв'язання

Середня секундна витрата води становить:

$$q_{\text{сер}} = \frac{80000}{24 \cdot 3600} = 0,926 \frac{\text{м}^3}{\text{с}}.$$

Загальний коефіцієнт нерівномірності K прийняти рівним 1,47; тоді максимальна секундна витрата води:

$$q_{\text{max}} = q_{\text{сер}} \cdot K = 0,926 \cdot 1,47 = 1,36 \frac{\text{м}^3}{\text{с}}.$$

Рекомендовано встановити 4 відділення, які об'єднуються у дві групи по два відділення. Площа «живого» перерізу кожного відділення:

$$f = \frac{q_{max}}{V \cdot n} = \frac{1,36}{0,3 \cdot 4} = 1,13 \text{ м}^2.$$

Глибину проточної частини (h_1) прийняти рівною 0,6 м. Ширина відділення (B , м):

$$B = \frac{f}{h_1} = \frac{1,13}{0,6} = 1,89 \text{ м.}$$

З проектних норм слід прийняти ширину рівною 2м. Тоді заповнення в пісковловлювачі за максимальної витрати води:

$$h'_1 = \frac{f}{B} = \frac{1,13}{2} = 0,57 \text{ м.}$$

Довжина пісковловлювача для частинок діаметром 0,2 мм, гідравлічною крупністю (U_0) 18,7 мм/с та K 1,7 (Табл. 1):

$$L = \frac{K \cdot h'_1 \cdot V}{U_0} = \frac{1,7 \cdot 0,57 \cdot 0,3}{0,0187} = 15,5 \text{ м.}$$

Приклад 5.2. Розрахувати горизонтальний пісковловлювач з круговим рухом води за умови $q_{сер} = 25000 \text{ м}^3/\text{добу}$.

Розв'язання

Середньосекундна витрата води:

$$q_{сер.доб.} = \frac{25000}{24 \cdot 3600} = 0,289 \frac{\text{м}^3}{\text{с}}.$$

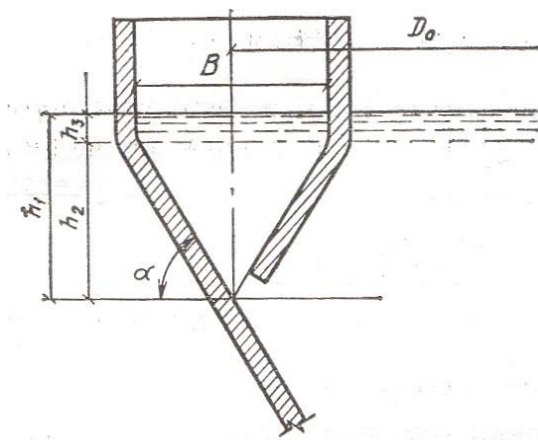


Рисунок 5.3 – Переріз пісковловлювача з круговим рухом води.

Коефіцієнт нерівномірності K прийняти рівним 1,55. Максимальна секундна витрата води:

$$q_{max} = q_{сер} \cdot K = 0,289 \cdot 1,55 = 0,448 \frac{\text{м}^3}{\text{с}}.$$

Рекомендовано встановити 2 відділення, тоді площа «живого» перерізу кожного з відділень:

$$f = \frac{q_{max}}{V \cdot n} = \frac{0,448}{0,3 \cdot 2} = 0,75 \text{ м}^2.$$

Прийнято такі конструктивні габарити пісковловлювача (рис. 5.3) з урахуванням санітарних норм:

$h_1 = 1,19 \text{ м}$; $h_2 = 0,87 \text{ м}$; $h_3 = 0,32 \text{ м}$; $B = 1 \text{ м}$; $\alpha = 60^\circ$. Час обробки води $\tau = 40 \text{ с}$. Довжина пісковловлювача:

$$L = V \cdot \tau = 0,3 \cdot 40 = 12 \text{ м}.$$

Приклад 5.3. Розрахувати аеровані пісковловлювачі для станції потужністю $q_{сер} = 20000 \text{ м}^3/\text{добу}$ з видаленням піску за допомогою гідроелеватору.

Розв'язання

Середньосекундна витрата води становить:

$$q_{сер} = \frac{20000}{24 \cdot 3600} = 0,231 \frac{\text{м}^3}{\text{с}}.$$

З урахуванням значення $K = 1,57$, q_{max} становить:

$$q_{max} = q_{сер} \cdot K = 0,231 \cdot 1,57 = 0,363 \frac{\text{м}^3}{\text{с}}.$$

Для кількості відділень $n = 2$ та швидкості руху води $V = 0,1 \text{ м/с}$, площа одного відділення становить:

$$f = \frac{q_{max}}{V \cdot n} = \frac{0,363}{0,1 \cdot 2} = 1,82 \text{ м}^2.$$

Якщо прийняти вказані на рис. 5.4 розміри пісковловлювача, площа перетину одного відділення буде становити:

Рисунок 5.4 – Поперечний переріз аерованого пісковловлювача з гідрозмивом.

$$V_p = \frac{q_{max}}{f' \cdot n} = \frac{0,363}{1,84 \cdot 2} = 0,099 \frac{\text{M}}{\text{c}}$$
$$\alpha = \frac{B}{H} = \frac{1,7}{1,2} = 1,42 \text{ та } K = 2,13;$$

$$L = \frac{K \cdot h_1 \cdot V}{U_0} = \frac{2,13 \cdot 0,6 \cdot 0,099}{0,0187} = 6,77 \text{ м.}$$

83

Осад зливається у бункер за допомогою гідромеханічної системи. Довжина лотка для піску та зливного трубопроводу визначається як:

$$l = L - D = 6,77 - 1,5 = 5,27 \text{ м.}$$

Норма водовідведення за добу на одного мешканця становить $n = 300 \text{ дм}^3/(\text{особа} \cdot \text{доба})$, тоді приведена чисельність мешканців:

$$N_{\text{пр}} = \frac{q_{\text{сер}}}{n} = \frac{20000}{0,3} = 66667 \text{ осіб.}$$

Об'єм осаду за добу (кількість затриманого осаду на одну особу становить $0,02 \text{ дм}^3/\text{добу}$):

$$V_{\text{ос}} = \frac{N_{\text{пр}} \cdot 0,02}{1000} = \frac{66667 \cdot 0,02}{1000} = 1,33 \frac{\text{м}^3}{\text{добу}}.$$

Передбачено вивантаження осаду 1 раз за зміну (3 рази за добу). При потраплянні до бункеру 20% всього осаду у пісковому відділенні лотка повинно бути:

$$V_{\text{п}} = \frac{1}{n} \left(\frac{V_{\text{ос}}}{3} - \frac{V_{\text{ос}} \cdot 20}{3 \cdot 100} \right) = \frac{1}{2} \left(\frac{1,33}{3} - \frac{1,33 \cdot 20}{3 \cdot 100} \right) = 0,177 \frac{\text{м}^3}{\text{добу}}.$$

Якщо довжина піскового лотка становить $b = 0,5 \text{ м}$, висота шару осаду в ньому буде:

$$h_o = \frac{V_{\text{п}}}{l \cdot b} = \frac{0,177}{5,27 \cdot 0,5} = 0,07 \text{ м.}$$

Глибина піскового лотка за $e = 0,1$:

$$h_{\text{л}} = K_{\text{Г}} \cdot h_o \cdot (e + 1) = 1,5 \cdot 0,07 \cdot (0,1 + 1) = 0,12 \text{ м.}$$

Враховуючи конструктивні особливості (для забезпечення нормального розміщення зливного трубопроводу у пісковому лотку) прийнято розміри лотка, які показано на рис. 5.4, а максимальний шар осаду (на початку піскового лотка) $h_{\text{max}} = 0,2 \text{ м}$.

Для розрахунку необхідної швидкості висхідного потоку у лотку прийнято: еквівалентний діаметр зерен піску $d_{\text{екв}} = 0,05 \text{ см}$; температура води 28°C ; за цієї температури динамічна в'язкість $\mu = 0,0084 \text{ г/(см} \cdot \text{с)}$.

Висхідну швидкість у лотку визначають з виразу:

$$V = 10 d_{\text{екв}}^{1,31} (0,7e + 0,17) \mu^{0,54},$$

де $d_{\text{екв}} = \frac{100}{\sum \frac{p_i}{d_k}}$ – еквівалентний діаметр зерен піску, см; для осада з пісковловлювача зазвичай приймають $d_{\text{екв}} = 0,05$ см (p_i – відсотковий вміст за масою фракцій піску із середнім діаметром d_k); $e = \frac{h-h_o}{h_o}$ – відносне розширення піску під час змиву (h_o та h – висота шару осаду у лотку до та після надходження промивної води (розширення)); μ – динамічна в'язкість, г/(см·с).

$$V = 10 \cdot 0,05^{1,31} (0,7 \cdot 0,1 + 0,17) 0,0084^{0,54} = 0,63 \frac{\text{см}}{\text{с}}.$$

Загальна витрата промивної води у лотку:

$$q_l = V \cdot b \cdot l,$$

де b – ширина піскового лотка; l – довжина піскового лотка.

$$q_l = 0,0063 \cdot 5,27 = 0,0166 \frac{\text{м}^3}{\text{с}}.$$

За швидкості води у трубопроводі $V_{\text{тр}} = 3$ м/с діаметр змивного трубопроводу ($d_{\text{тр}}$):

$$d_{\text{тр}} = \sqrt{\frac{4 \cdot q_l}{\pi \cdot V_{\text{тр}}}} = \sqrt{\frac{4 \cdot 0,0166}{3,14 \cdot 3}} = 0,084 \text{ м}.$$

Прийняти діаметр змивного трубопроводу рівним 100 мм, тоді фактична швидкість руху води на вході в цей трубопровід:

$$V_{\text{тр}} = \frac{4 \cdot q_l}{\pi \cdot d_{\text{тр}}^2} = \frac{4 \cdot 0,0166}{3,14 \cdot 0,1^2} = 2,11 \frac{\text{м}}{\text{с}}.$$

Напір на вході змивного трубопроводу знаходять із формули:

$$H_0 = 5,6 \cdot h_0 + \frac{5,4 \cdot V_{\text{тр}}^2}{2 \cdot g};$$

$$H_0 = 5,6 \cdot 0,2 + \frac{5,4 \cdot 2,11^2}{2 \cdot 9,81} = 2,35 \text{ м}.$$

Приклад 5.4. Розрахувати тангенціальні пісковловлювачі для станції потужністю 8000 м³/добу.

Розв'язання

Середньосекундна витрата води:

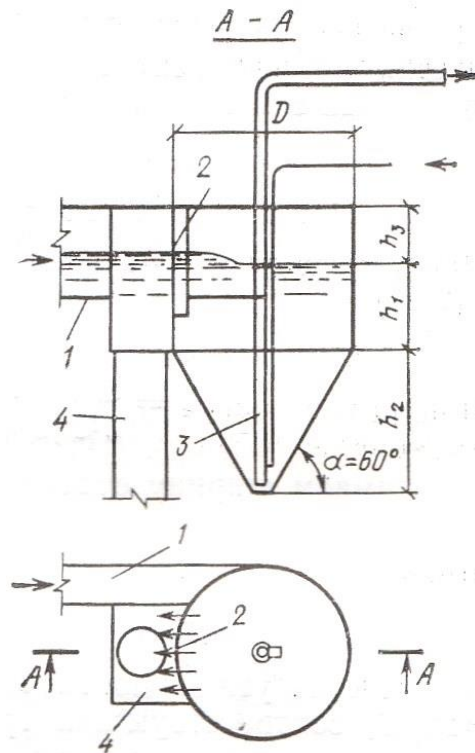
$$q_{\text{сер}} = \frac{Q_{\text{доб}}}{24 \cdot 3600} = \frac{8000}{24 \cdot 3600} = 0,093 \frac{\text{м}^3}{\text{с}}.$$

Загальний коефіцієнт нерівномірності $K = 1,6$, тобто максимальна годинна витрата буде дорівнювати:

$$q_{\text{max}} = 0,093 \cdot 3600 \cdot 1,6 = 535,7 \frac{\text{м}^3}{\text{год}}.$$

Рекомендовано встановити два відділення пісковловлювача, а навантаження на 1м^2 площі $q_0 = 110 \text{ м}^3/(\text{м}^2 \cdot \text{год})$ (рис. 5.5). Площа кожного відділення:

$$f = \frac{q_{\text{max}}}{n \cdot q_0} = \frac{535,7}{2 \cdot 110} = 2,44 \text{ м}^2.$$



1 – підвідний лоток; 2 – водозлив; 3 – ерліфт; 4 – відвідна труба

Рисунок 5.5 – Тангенціальний пісковловлювач.

Діаметр кожного відділення:

$$D = \sqrt{\frac{4 \cdot f}{\pi}} = \sqrt{\frac{4 \cdot 2,44}{3,14}} = 1,76 \text{ м}.$$

Глибину пісковловлювача прийнято рівною половині діаметру:

$$h_1 = \frac{D}{2} = \frac{1,76}{2} = 0,88 \text{ м.}$$

Осад накопичується у конусній частині споруди, висота якої розраховується наступним чином:

$$h_2 = \sqrt{D^2 - h_1^2} = \sqrt{1,76^2 - 0,88^2} = 1,52 \text{ м.}$$

Об'єм конусної частини пісковловлювача становить:

$$V_{\text{кон}} = \frac{\pi \cdot D^2 \cdot h_2}{3 \cdot 4} = \frac{3,14 \cdot 1,76^2 \cdot 1,52}{3 \cdot 4} = 1,23 \text{ м}^3.$$

За норми водовідведення $n = 240 \text{ дм}^3/(\text{особу} \cdot \text{добу})$ приведена кількість мешканців становить:

$$N_{\text{пр}} = \frac{Q_{\text{доб}} \cdot 1000}{n} = \frac{8000 \cdot 1000}{240} = 33333 \text{ особи.}$$

Добовий об'єм осаду піску, що вловлюється:

$$V = \frac{N_{\text{пр}} \cdot 0,02}{1000} = \frac{33333 \cdot 0,02}{1000} = 0,67 \text{ м}^3.$$

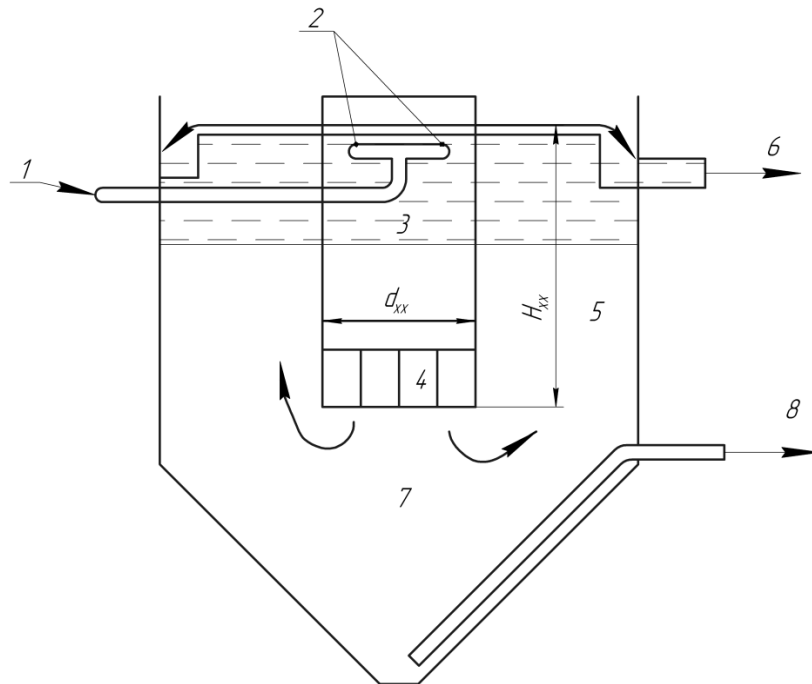
Заповнення конусної частини здійснюється за термін:

$$\tau = \frac{V_{\text{кон}}}{V} = \frac{1,23}{0,67} = 1,85 \text{ доби.}$$

Осад зазвичай вивантажують за допомогою ерліфту 1 раз на добу.

5.2 Камери пластівцеутворення та освітлювачі

Приклад 5.5. Розрахувати водоворотну камеру пластівцеутворення, поєднану з вертикальним відстійником з наступними вихідними даними: витрата стічних вод $Q = 13000 \text{ м}^3/\text{добу}$; максимальна витрата $q_{\text{макс}} = 810 \text{ м}^3/\text{год}$; середня витрата $q_{\text{сер}} = 810 \text{ м}^3/\text{год}$.



1 - подача стічних вод; 2 - випускні сопла; 3 - вбудована водоворотна камера пластівцеутворення; 4 - заспокійливі решітки; 5 - зона осадження відстійника; 6 - випуск очищених стічних вод; 7 - зона осаду; 8 - випуск осаду.

Рисунок 5.6 - Водоворотна камера пластівцеутворення, суміщена з вертикальним відстійником.

Розв'язання

Приймають число водоворотних камер пластівцеутворення, поєднаних з вертикальними відстійниками $n_{к.п.} = 4$ (рис. 5.6) і визначають площу:

$$f_{к.п.} = q_{\text{макс}} \cdot t_{к.п.} / (60 \cdot H_{к.п.} \cdot n_{к.п.}) = 810 \cdot 7,5 / (60 \cdot 3,6 \cdot 4) = 7,03 \text{ м}^2,$$

де $t_{к.п.} = 5 \div 10 \text{ хв}$ - тривалість перебування стічних вод в камері;
 $H_{к.п.} = 3,6 \div 4 \text{ м}$ - висота камери.

Далі розраховують діаметр однієї камери:

$$d_{к.п.} = \sqrt{4 \cdot f_{к.п.} / \pi} = \sqrt{4 \cdot 7,03 / 3,14} = 3 \text{ м}.$$

Воду в камеру подають за допомогою нерухомого сегнерова колеса, виконаного у вигляді двох вигнутих відрізків труби. Випускають воду із

сопла тангенціально по відношенню до поверхні стінки камери. Сопло розміщується на відстані $0,2 \cdot d_{к.п.} = 0,2 \cdot 3 = 0,6$ м від стінки камери на глибині 0,5 м від поверхні води. Діаметр сопла:

$$d_c = 1,13 \cdot \sqrt{q'_{\max} / (\mu \cdot v_c)} = 1,13 \cdot \sqrt{0,028 / (0,908 \cdot 3)} = 0,115 \text{ м},$$

де $q'_{\max}$ - максимальна витрата стічних вод на одне сопло, м³/с;

$\mu = 0,908$ - коефіцієнт витрати для конічної насадки з кутом конусності $\beta = 25^\circ$;

v_c – швидкість виходу води з сопла, м/с (приймається рівною 2-3 м/с).

Діаметр підводячого трубопроводу розраховують з умови швидкості руху стічної води $v_n = 0,8 \div 1$ м/с. В нижній частині камери пластівцеутворення встановлюють заспокійливу решітку для гасіння обертального руху води.

Об'єм зони осадження відстійника за тривалості перебування очищуваної стічної води в зоні осадження $t_{oc} = 1$ год:

$$V_{oc} = q_{\max} \cdot t_{oc} / n_{к.п.} = 810 \cdot 1 / 4 = 202,5 \text{ м}^3.$$

Висоту зони осадження прийнято рівній $H_{oc} = H_{к.п.} + 0,5 = 3,6 + 0,5 = 4,1$ м.

Діаметр відстійника:

$$D_{відс} = 1,13 \cdot \sqrt{(V_{oc} + V_{к.п.}) / H_{oc}} = 1,13 \cdot \sqrt{(202,5 + 25,3) / 4,1} = 8,4 \text{ м},$$

де $V_{к.п.}$ – об'єм камери пластівцеутворення.

Прийнято чотири вертикальні відстійники діаметром 9 м, кожен з вбудованими водоворотними камерами пластівцеутворення діаметром 3 м.

Приклад 5.6. Розрахувати освітлювач коридорного типу з вертикальним осадоушільнювачем за наступними вихідними даними: витрата промислових стічних вод, що поступають на освітлювач, $Q = 1500 \text{ м}^3 / \text{год}$; стічні води оброблюються сульфатом алюмінію і поліакриламідом; концентрація завислих речовин у стічній воді, що поступає в освітлювач,

$C_3 = 2000 \text{ г/м}^3$, концентрація завислих речовин після освітлення повинна бути $C_k = 10 \text{ г/м}^3$.

Розв'язання

Визначаємо витрату стічних вод, що виходять з освітлювача:

$$Q_{осв} = \frac{Q}{1 + (C_3 - C_k) / C_{шл}} = \frac{1500}{1 + (2000 - 10) / 31000} = 1410 \text{ м}^3 / \text{год},$$

де $C_{шл}$ – концентрація завислих речовин в шламі осадощільнювача після ущільнення протягом часу між продувками освітлювача (не менше 3-6 год), г/м^3 (визначається з табл. 1); за $C_3 = 2000 \text{ г/м}^3$ і $t_{ущіл} = 4$ значення $C_{шл} = 31000 \text{ г/м}^3$.

Таблиця 5.2 - Параметри для розрахунку освітлювача з завислим шаром осаду

$C_3, \text{г/м}^3$	$V_{розрах}, \text{м/ГОД}$	$C_{шл}, \text{г/м}^3, \text{ за } t_{ущіл}, \text{ год}$			K_p
		4	6	8	
100 – 400	2,8 – 3,6	21500	24000	25000	0,75 – 0,7
400 – 1000	3,6 – 4	25000	27000	29000	0,7 – 0,65
1000 – 2500	4 – 4,3	31000	33000	35000	0,65 – 0,6

Площа освітлювачів:

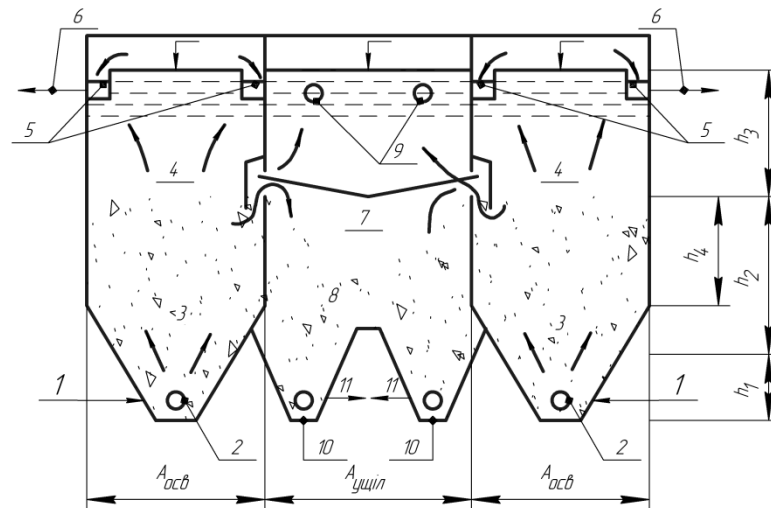
$$F_{осв} = F_{з.о.} + F_{ущіл} = \frac{Q}{v_{розрах}} \cdot [K_p + (1 + K_p) \cdot \varphi] =$$

$$= \frac{1500}{4,2} \cdot [0,62 + (1 + 0,62) \cdot 1,2] = 384,3 \text{ м}^2,$$

де $F_{з.о.}$ і $F_{ущіл}$ – відповідно площа зони освітлення та осадощільнювача, м^2 ; $v_{розрах}$ – розрахункова швидкість висхідного потоку стічної води в зоні освітлення, м/год (визначається з табл. 1); $\varphi = 1,15 \div 1,2$ – коефіцієнт підсосу освітленої води в осадощільнювач; K_p – коефіцієнт

розподілу води між зоною освітлення води та осадоушільнювачем (визначається з табл. 5.2).

Оскільки площа одного освітлювача не повинна перевищувати 100-150 м², приймаємо чотири освітлювача, кожен з площею $F_{осв} = 96 \text{ м}^2$ (в тому числі площа зони освітлення $F_{з.о.} = 60 \text{ м}^2$, а площа осадоушільнювача $F_{ущіл} = 36 \text{ м}^2$).



1 - подача стічних вод; 2 - дірчасті водорозподільчі труби; 3 - зона завислого осаду; 4 - зона освітлення; 5 - збірні жолоби; 6 - відведення освітленої стічної води; 7 - осадоприймальні вікна із захисними козирками; 8 - осадоушільнювач; 9 - дірчасті труби, які відводять освітлену стічну воду; 10 - дірчасті осадовідводячі труби; 11 - відведення ущільненого осаду.

Рисунок 5.7 - Освітлювач коридорного типу з вертикальним осадоушільнювачем.

Ширина кожного освітлювача $A_{осв} = 3 \text{ м}$, ширина осадоушільнювача $A_{ущіл} = 3,6 \text{ м}$ (рис. 5.7). Довжину коридорів приймаємо рівній 10 м. Висота шару h_1 , де спостерігається перевищення розрахункової швидкості висхідного потоку, зазвичай дорівнює 0,5-1 м; рекомендована висота шару завислого осаду $h_2 = 2 \div 2,5 \text{ м}$; висота зони освітлення $h_3 = 1,5 \div 2 \text{ м}$. В

даному випадку $h_1 = 1 \text{ м}$; $h_2 = 2,5 \text{ м}$; і $h_3 = 2 \text{ м}$. Тоді загальна висота освітлювача:

$$H_{осв} = h_1 + h_2 + h_3 = 1 + 2,5 + 2 = 5,5 \text{ м}.$$

Площа осадоприймальних вікон в одному освітлювачі:

$$F'_{вікон} = \frac{Q \cdot (1 - K_p)}{4 \cdot v_{вікон}} = \frac{1500 \cdot (1 - 0,62)}{4 \cdot 36} = 3,96 \text{ м}^2,$$

де $v_{вікон}$ – швидкість руху стічної води з осадом в осадоприймальних вікнах (зазвичай приймається 36-54 м/год).

Висота вікон $h_{вікон} = 0,3 \text{ м}$. Тоді загальна їх довжина з кожної сторони осадощільнювача:

$$l_{вікон} = F'_{вікон} / (2 \cdot h_{вікон}) = 3,96 / (2 \cdot 0,3) = 6,6 \text{ м}.$$

Влаштуємо з кожної сторони осадощільнювача по горизонталі 10 вікон для прийому надлишкового осаду розміром кожне $0,3 \times 0,66$. Нижній край осадоприймальних вікон розміщується на висоті $h_4 = 1,5 \div 1,75 \text{ м}$ вище переходу стінок освітлювача з похилих у вертикальні. Приймаємо $h_4 = 1,75 \text{ м}$.

Визначаємо об'єм зони ущільнення осаду $V_{ущіл}$ (частини об'єму осадощільнювача, яка розміщена на 0,5 м нижче краю осадоприймальних вікон. З конструктивних розмірів об'єм зони ущільнення одного освітлювача $V_{ущіл} = 99 \text{ м}^3$.

Перевіримо відповідність конструктивного об'єму зони ущільнення умові:

$$V_{ущіл} \geq Q \cdot (C_z - C_k) \cdot t / C_{шл};$$

$$Q \cdot (C_z - C_k) \cdot t / C_{шл} = \frac{1500}{4} \cdot (2000 - 10) \cdot 4 / 31000 = 96,3 \text{ м}^3.$$

Умова виконується, відповідно, освітлювач підібраний правильно.

5.3 Флотатори

Приклад 5.7. Розрахувати пневматичну флотаційну установку з наступними вихідними даними: витрата стічних вод $Q = 400 \text{ м}^3 / \text{год}$; час флотації $t_\phi = 15 \text{ хв}$; коефіцієнт аерації $K_{aep} = 0,25$.

Розв'язання

Об'єм флотатора:

$$V_\phi = Q \cdot t_\phi / [60 \cdot (1 - K_{aep})] = 400 \cdot 15 / [60 \cdot (1 - 0,25)] = 133,3 \text{ м}^3.$$

Робоча глибина флотатора $H_\phi = 3 \text{ м}$; тоді його площа:

$$F_\phi = V_\phi / H_\phi = 133,3 / 3 = 44,4 \text{ м}^2.$$

Приймаємо інтенсивність аерації $I = 20 \text{ м}^3 / (\text{м}^2 \cdot \text{год})$, тоді потрібна витрата повітря:

$$Q_\epsilon = I \cdot F_\phi = 20 \cdot 44,4 = 888 \text{ м}^3 / \text{год}.$$

Приймаємо два флотатори, шириною $B_\phi = 3 \text{ м}$ і довжиною $l_\phi = 7,5 \text{ м}$ кожен.

По дну флотатора впоперек секцій розміщуємо повітророзподільчі труби на відстані $l_{mp} = 0,25 \text{ м}$ одна від одної; загальне число труб у кожному флотаторі:

$$n_{mp} = l_\phi / l_{mp} = 7,5 / 0,25 = 30.$$

Визначимо загальну кількість сопел n_c , прийнявши швидкість виходу струменю води з них $v_c = 100 \text{ м/с}$, а діаметр отвору сопла, $d_c = 1 \text{ мм}$, тобто площа отвору кожного сопла:

$$n_c = Q_B / (3600 \cdot f_c \cdot v_c) = 888 / (3600 \cdot 0,000000785 \cdot 100) = 3142,$$

де f_c – площа отвору сопла, м^2 .

Кількість сопел на кожній повітророзподільчій трубі n'_c , і відстань між ними l_c , знаходимо за формулами:

$$n'_c = n_c / (2 \cdot n_{mp}) = 3142 / (2 \cdot 30) = 52;$$

$$l_c = B_\phi / n'_c = 3 / 52 = 0,058 \text{ м.}$$

Робочий тиск перед соплами приймаємо рівним 0,5 МПа.

5.4 Обладнання для дезінфекції

Приклад 5.8. Розрахувати хлораторну установку та споруду для змішування та контакту води з хлором для очисної станції на повне біологічне очищення продуктивністю $Q_{сер,доб.} = 20000 \text{ м}^3 / \text{добу}$.

Розв'язання

Середня секундна витрата води на очисну станцію:

$$q_{сер} = Q_{сер,доб.} / (24 \cdot 3600) = 20000 / 86400 = 0,231 \text{ м}^3 / \text{с.}$$

Загальний коефіцієнт нерівномірності $K_{заг.макс.} = 1,57$. Тоді максимальна годинна витрата:

$$Q_{макс.год} = Q_{сер,доб.} \cdot K_{заг.макс.} / 24 = 2000 \cdot 1,57 / 24 = 1308 \text{ м}^3 / \text{год.}$$

Приймаємо дозу хлору для дезінфекції води $D_{хл} = 3 \text{ г} / \text{м}^3$. Витрата хлору за 1 годину за максимальної витрати:

$$q_{хл} = D_{хл} \cdot Q_{макс.год} / 1000 = 3 \cdot 1308 / 1000 = 3,92 \text{ кг} / \text{год.}$$

Витрата хлору за добу:

$$q'_{хл} = D_{хл} \cdot Q_{макс.год} / 1000 = 3 \cdot 20000 / 1000 = 60 \text{ кг} / \text{добу.}$$

В хлораторній передбачається установка двох хлораторів ЛОНП-100К. Один хлоратор робочий, інший – резервний.

Визначимо кількість балонів-випаровувачів, які необхідно мати для забезпечення заданої продуктивності за 1 годину:

$$n_{бал} = q_{хл} / S_{бал} = 3,92 / 0,7 = 6,$$

де $S_{бал} = 0,7 \text{ кг} / \text{год}$ – вихід з одного балону.

Приймаємо балони, ємністю 40 л, що містять 50 кг рідкого хлору.

Передбачається дві самостійні установки для випаровування хлору з балонів та його дозування. Одна з них є резервною.

У відповідності з діючими нормами для розміщення обладнання і хлору в балонах передбачається окрема будівля, що складається з двох приміщень: хлордозаторної та витратного складу хлору. Хлордозаторна обладнується двома виходами: один – через тамбур та інший – безпосередньо назовні (з усіма дверима, що відкриваються назовні). Витратний склад хлору ізолюють від хлордозаторної вогнестійкою стіною без отворів.

Балони-випаровувачі зберігаються у витратному складі хлору. Для контролю за витратою хлору на складі установлюють двоє циферблатних ваг марки РП-500-Г13 (м), на яких розміщується по шість балонів. Кожні ваги з балонами являються частиною двох самостійних установок для випаровування та дозування хлору, працюючих періодично.

Всього за 1 добу буде використовуватись $60:50 = 1,2$ балона. Таким чином, в момент початку роботи установки, коли на вагах буде встановлено 12 балонів, запас хлору буде достатнім для роботи протягом $12:1,2=10$ діб. При виробці газу з шести балонів на одних вагах запас хлору буде достатнім для роботи протягом $6:1,2=5$ діб.

В хлордозаторній поміщають два хлоратори ЛОНП-100К та два баллона (грязєвика) ємністю 50 дм^3 . Кожен хлоратор, балон (грязєвик) та одні ваги з балонами-випарниками, розміщені на витратному складі, утворюють самостійну технологічну схему для випаровування та дозування хлору, працюючи періодично.

Хлордозаторна забезпечується підводом води питної якості з тиском не менше 0,4 МПа та витратою

$$Q = q_{xl} \cdot q_e = 3,92 \cdot 0,4 = 1,57 \text{ м}^3 / \text{год},$$

де q_e - норма водоспоживання, м^3 на 1 кг хлора.

Хлорна вода для дезінфекції стічної стічної води подається перед змішувачем. Приймаємо змішувач типу “лоток Паршалья” з горловиною шириною 300 мм.

Для забезпечення контакту хлору з водою встановлено контактні резервуари по типу горизонтальних відстійників. Об'єм резервуарів:

$$V_{н.р.} = Q_{макс.год.} \cdot T / 60 = 1308 \cdot 30 / 60 = 654 \text{ м}^3,$$

$T = 30$ хв - тривалість контакту хлору з водою.

При швидкості руху води в контактних резервуарах $v = 10 \text{ мм/м}$ довжина резервуара:

$$L = v \cdot T = 10 \cdot 30 \cdot 60 / 1000 = 18 \text{ м.}$$

Площа поперечного перерізу:

$$\omega = V_{к.р.} / L = 654 / 18 = 36,3 \text{ м}^2.$$

При глибині $H = 2,8 \text{ м}$ та ширині кожної секції $b = 6 \text{ м}$ число секцій

$$m = \omega / (b \cdot H) = 36,3 / (6 \cdot 2,8) = 2,16 \approx 3.$$

Фактична тривалість контакту води з хлором в час максимального надходження води:

$$T = V_{к.р.} \cdot Q_{макс.год.} = n \cdot b \cdot H \cdot L / Q_{макс.год.} = 2 \cdot 6 \cdot 2,8 \cdot 18 / 1308 = 0,46 \text{ год} = 28 \text{ хв.}$$

З урахуванням часу руху води у відвідних лотках фактична тривалість контакту води з хлором складає близько 30 хвилин.

Приймаємо контактні резервуари, розроблені ЦНПІП інженерного обладнання. Вони мають ребристе днище, в лотках якого розміщені змивні трубопроводи з насадками, а по поздовжнім стінам змонтовані аератори та перфоровані труби. Осад видаляють один раз в 5-7 діб. При відключенні секції, осад взмучується технічною водою, що поступає з насадок та повертається на початок очисних споруд. Для підтримки осаду у завислому стані суміш в резервуарі аерують.

Приклад 5.9. Розрахувати озонаторну установку та контактну камеру для дезінфекції стічних вод, пройшовших доочистку на фільтрах. Витрата стічних вод $Q_{сер.доб.} = 12000 \text{ м}^3/\text{добу}$.

Розв'язання

Середня секундна витрата води на очисну станцію складає:

$$q_{сер} = Q_{сер.доб.} / (24 \cdot 3600) = 12000 / 86400 = 0,139 \text{ м}^3 / \text{с}.$$

Загальний коефіцієнт нерівномірності $K_{заг.макс.} = 1,59$ [6]. Максимальна витрата за годину:

$$Q_{макс.год.} = Q_{сер.доб.} \cdot K_{заг.макс.} / 24 = 12000 \cdot 1,59 / 24 = 795 \text{ м}^3 / \text{год}.$$

Приймаємо дозу озону $D_{оз} = 10 \text{ г} / \text{м}^3$ та тривалість контакту $T_{оз} = 10 \text{ хв}$.

Максимальна витрата озону:

$$Q_{оз} = Q_{макс.год.} \cdot D_{оз} / 1000 = 795 \cdot 10 / 1000 = 7,95 \text{ кг} / \text{год}.$$

Витрата озону за добу:

$$Q_{оз.добу} = Q_{макс.добу.} \cdot D_{оз} / 1000 = 12000 \cdot 10 / 1000 = 120 \text{ кг} / \text{добу}.$$

Приймаємо озонатори типу ОП-315 з номінальною продуктивністю по озону $Q_1 = 3,8 \text{ кг} / \text{год}$. При цьому середня витрата повітря дорівнює $300 \text{ м}^3/\text{год}$, витрата охолоджуючої води $Q_в = 30 \text{ м}^3 / \text{год}$. Необхідне число озонаторів:

$$n_{оз} = Q_{оз} / Q_1 = 7,95 / 3,8 = 2,1.$$

Приймаємо два робочих озонатори в припущенні, що максимальна продуктивність одного озонатора може досягати 4 кг/год . Окрім цього, приймаємо також один резервний озонатор (рекомендується 10-20% резервних озонаторів).

Необхідна витрата води на два працюючі озонатори:

$$q = q_в \cdot n / 3600 = 30 \cdot 2 / 360 = 0,017 \text{ м}^3 / \text{с}.$$

Визначимо розміри контактних (барботажних) камер для змішування озono-повітряної суміші з водою. Приймаємо висоту води в камері $H_к = 4 \text{ м}$.

Загальна площа камер повинна дорівнювати:

$$F = Q_{макс.год.} \cdot T_{оз} \cdot 60 / (3600 \cdot H_к) = 795 \cdot 10 \cdot 60 / (3600 \cdot 4) = 33,1 \text{ м}^2.$$

Приймаємо дві секції розміром в плані 4х4,14. Для розподілення озono-повітряної суміші у днищі контактної камери розміщуються перфоровані (керамічно-пористі) труби довжиною $l = 500$ м, внутрішнім діаметром 64 мм та зовнішнім діаметром 92 мм. Керамічно-пористі труби приєднуються до чотирьох колекторів: до двох, розміщених на відстані по 0,5 м від стін та до двох - через 1 м один від іншого. Довжина колекторів 4,14 м. Відстань між керамічними трубами приймається рівною 0,5 м.

6 ЗАВДАННЯ ДЛЯ ВИКОНАННЯ МКР

Завдання 1. Розрахувати пісковловлювач згідно заданих вимог та параметрів.

Таблиця 6.1 – Варіанти для розрахунку пісковловлювачів

№ варіанту	Тип пісковловлювача	Параметри			
		$q_{сер.доб}, \text{м}^3/\text{добу}$	n	$h_1, \text{м}$	$V, \text{м/с}$
1, 8, 17	аерований	60 000	2	0,6	0,3
2, 9, 18	горизонтальний	100 000	3	0,68	0,26
3, 10, 19	аерований	80 000	4	0,7	0,28
4, 11, 20	горизонтальний	120 000	4	0,75	0,25
5, 12, 21	горизонтальний	140 000	3	0,9	0,3
6, 13, 22	тангенціальний	7 000	2	0,72	0,25
7, 14, 23	горизонтальний	130 000	3	1,0	0,29
15, 24	тангенціальний	9 000	2	0,8	0,27
16, 25	аерований	110 000	4	0,65	0,3

Параметри d , K обрати самостійно. Інші параметри обираються за завданням викладача.

Завдання 2. Розрахувати основні конструкційні характеристики хлораторної установки.

Таблиця 6.2 – Варіанти для розрахунку хлораторної установки

№ варіанту	Параметри			
	$Q, \text{м}^3/\text{добу}$	$K_{зат.макс}$	$D_{Cl_2}, \text{г/м}^3$	Кількість хлораторів
1, 8, 17	20 000	1,55	2,5	3
2, 9, 18	25 000	1,57	2,6	2
3, 10, 19	28 000	1,55	2,7	4
4, 11, 20	30 000	1,56	2,9	2
5, 12, 21	31 000	1,54	3,0	5
6, 13, 22	33 000	1,55	3,1	3
7, 14, 23	35 000	1,53	2,5	2
15, 24	37 000	1,56	2,8	4
16, 25	40 000	1,57	3,0	5

Список посилань

1. Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті. – К.: 2016, №2. – 70 с.
2. Фізико-хімічні методи очищення води. Управління водними ресурсами / Під редакцією І.М. Астреліна, Х. Ратнавіри. – К.: «Ніка-Центр», 2015. – 614 с.
3. Современная децентрализованная водоподготовка. Часть 1. Актуальные водные проблемы / Под ред. Т.Е. Митченко. – К.: BBO WATERNET, 2018 – 95 с.
4. Питер С. Картрайт. Новые проблемы загрязнения питьевой воды // Вода и водоочистные технологии, 2018. - №1(87). – С. 4-12.
5. Рябчиков Б.Е. Современная водоподготовка. – М.: Дели плюс, 2013. – 680 с.
6. Water Treatment: Principles and Design / John C. Crittenden, R. Rhodes Trussel, David W. Hand. – Printed the United States of America. – 2005. – 1948 p.
7. Василюк С. Хлорированная вода – спасение или гибель // Вода и водоочистные технологии, 2018. - №3(89). – С. 10-14.
8. Природоохоронні технології. Навчальний посібник. Ч.2.: Методи очищення стічних вод / В.Г. Петрук, Л.І Северін, І.В. Васильківський. – Вінниця: ВНТУ, 2014. – 254 с.
9. H. Ødegaard, S. Østerhus, E. Melin and B. Eikebrokk. NOM removal technologies – Norwegian experiences // Drinking Water Engineering and Science, 2010. - №3. P. 1-9.
10. Хоружий П.Д., Хомутецька Т.П., Хоружий В.П. Ресурсозберігаючі технології водопостачання. К.: Аграрна наука, 2008. – 534 с.
11. Экологические аспекты современных технологий охраны водной среды / В.В. Гончарук, А.П. Чернявская, В.Н. Жукинский и др. – К.: Наукова думка, 2005. – 400 с.

12. Громогласов А.А., Копылов А.С., Пильщиков А.П. Водоподготовка: процессы и аппараты. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 272 с.
13. Ласков Ю.М., Воронов Ю.В., Калицун В.И. Примеры расчетов канализационных сооружений. – М.: Стройиздат, 1987. – 225 с.
14. Тугай А.М., Орлов В.О. Водопостачання: Підручник. – К.: Знання, 2009. – 735 с.