

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ**

**ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**  
**МІСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА імені О. М. БЕКЕТОВА**

**Г. І. Благодарна**

**КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ**

із дисципліни

***«САНІТАРНО-ТЕХНОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ ОЧИСНИХ СПОРУД»***

*(для магістрів усіх форм навчання зі спеціальності  
192 – Будівництво та цивільна інженерія, спеціалізація (освітня програма)  
«Раціональне використання і охорона водних ресурсів»)*

**Харків**  
**ХНУМГ ім. О. М. Бекетова**  
**2018**

**Благодарна Г. І.** Конспект лекцій із дисципліни «Санітарно-технологічний контроль очисних споруд» (для магістрів усіх форм навчання зі спеціальності 192 – Будівництво та цивільна інженерія, спеціалізація (освітня програма) «Рациональне використання і охорона водних ресурсів») / Г. І. Благодарна ; Харків. нац. ун-т міськ. госп-ва ім. О. М. Бекетова. – Харків : ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2018. – 132 с.

Автор канд. техн. наук, доц. Г. І. Благодарна

Рецензенти:

**С. С. Душкін**, доктор технічних наук, професор кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод Харківського національного університету міського господарства імені О. М. Бекетова;

**К. Б. Сорокіна**, кандидат технічних наук, доцент кафедри водопостачання, водовідведення і очищення вод Харківського національного університету міського господарства імені О. М. Бекетова

*Рекомендовано кафедрою водопостачання, водовідведення та очищення вод, протокол № 1 від 27.08.2015.*

© Г. І. Благодарна, 2018

© ХНУМГ ім. О. М. Бекетова, 2018

## ЗМІСТ

ВСТУП.....	6
ЗМ 1 САНІТАРНО-ТЕХНОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ ОЧИСНИХ СПОРУД ВОДОПОСТАЧАННЯ.....	7
ТЕМА 1 ОЦІНКА ЯКОСТІ ПРИРОДНИХ І ТЕХНІЧНИХ ВОД.....	7
1.1 Домішки і оцінка якості природних вод.....	7
1.2 Вимоги, що ставляться до джерел водопостачання. Нормування якості питної води.....	11
ТЕМА 2 ЛАБОРАТОРНО-ВИРОБНИЧИЙ КОНТРОЛЬ ЯКОСТІ ВОДИ В СИСТЕМАХ ГОСПОДАРЧО-ПИТНОГО І ВИРОБНИЧОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ.....	15
2.1 Лабораторно-виробничий контроль якості води в системах господарчо-питного і виробничого водопостачання.....	15
2.2 Метрологічне забезпечення вимірювань.....	20
2.3 Внутрішній лабораторний контроль якості вимірювань: фізико-хімічні дослідження, мікробіологічні дослідження.....	26
2.3.1 Фізико-хімічні дослідження.....	27
2.3.2 Мікробіологічні дослідження.....	31
2.4 Регуляторні обмеження небезпечних факторів діяльності лабораторій: прекурсори, патогенні мікроорганізми.....	33
2.4.1 Прекурсори.....	34
2.4.2 Патогенні мікроорганізми.....	37
2.5 Кадрове забезпечення лабораторій.....	39
ТЕМА 3 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ПРИРОДНИХ ВОД.....	44
3.1 Організація контролю якості води.....	44
3.2 Контроль процесів попередньої обробки води.....	47
3.3 Контроль процесів коагулювання води.....	51
3.4 Контроль процесу відстоювання води.....	55
3.5 Контроль процесу фільтрування води.....	56
ТЕМА 4 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ.....	59
ТЕМА 5 КОНТРОЛЬ ОСОБЛИВИХ МЕТОДІВ ОБРОБКИ ВОДИ.....	63
5.1 Контроль процесів пом'якшення води.....	63

5.2 Контроль процесів очищення води від сполук заліза і марганцю.....	67
5.3 Контроль процесів очистки води від сірководню.....	69
5.4 Контроль процесів коригування змісту фтору у воді.....	69
5.5 Контроль процесів опріснення та знесолення води.....	72
5.6 Контроль процесу знекремнювання води.....	74
5.7 Контроль процесу стабілізаційної обробки води.....	75
ТЕМА 6 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ РОБОТИ ЗВОРОТНИХ СИСТЕМ ОХОЛОДЖУВАННЯ.....	76
6.1 Контроль процесів гідрохімічного режиму роботи зворотних систем охолодження.....	76
6.2 Контроль процесу охолодження води.....	81
ЗМ 2 САНІТАРНО-ТЕХНОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ ОЧИСНИХ СПОРУД ВОДОВІДВЕДЕННЯ.....	84
ТЕМА 7 СКЛАД СТИЧНИХ ВОД.....	84
7.1 Класифікація стічних вод.....	84
7.2 Види забруднення стічних вод.....	85
7.3 Поняття про санітарно-хімічний аналіз.....	85
7.4 Основні показники санітарно-хімічного аналізу та їх технологічна оцінка.....	87
7.5 Відбір, консервація і зберігання проб стічних вод.....	91
7.6 Норми забруднень. Нерівномірність складу стічних вод.....	92
ТЕМА 8 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ МЕХАНІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД.....	94
8.1 Контроль роботи решіток, дробарок, решіток-дробарок.....	94
8.2 Контроль роботи піскоуловлювачів.....	96
8.3 Контроль роботи первинних відстійників.....	97
ТЕМА 9 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД В АЕРОБНИХ УМОВАХ.....	99
9.1 Процеси біологічної очистки та їх технологічна оцінка.....	99
9.2 Контроль роботи аеротенків.....	100
9.3 Контроль роботи біофільтрів.....	103
9.4 Контроль роботи вторинних відстійників та мулоушільнювачів. Контроль процесів преаерації та біокоагуляції.....	106
9.5 Контроль роботи споруди для аеробної мінералізації мулу.....	108

9.6 Поля зрошення і поля фільтрації.....	110
9.7 Біологічні ставки.....	111
ТЕМА 10 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ДООЧИЩЕННЯ І ЗНЕЗАРАЖЕННЯ СТІЧНИХ ВОД.....	111
10.1 Контроль процесів доочищення стічних вод.....	111
10.2 Видалення зважених речовин і зниження БПК.....	112
10.3 Видалення біогенних елементів.....	113
10.4 Контроль процесів знезараження стічних вод.....	114
ТЕМА 11 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ОСАДІВ.....	116
11.1 Призначення споруд по обробці осадів.....	116
11.2 Процеси метанового бродіння і їх технологічна оцінка.....	117
11.3 Контроль процесів сушки і обезводнення осадів.....	120
ТЕМА 12 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ВИРОБНИЧИХ СТІЧНИХ ВОД.....	124
12.1 Методи обробки виробничих стічних вод.....	124
12.2 Підготовча обробка стічних вод і контроль процесів.....	125
12.3 Методи витягання забруднень із стічних вод і контроль процесів.....	126
12.4 Деструктивні методи очищення стічних вод.....	128
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	131

## ВСТУП

В умовах все більшого впровадження у водне господарство прогресивних технічних рішень в області водопідготовки і очищення стічних вод науково обґрунтований контроль якості води є одним з найважливіших чинників санітарно-епідеміологічного благополуччя населених пунктів, а також запобігання техногенних та екологічних катастроф. Найчастіше склад води визначає набір споруд, що оброблюють воду і величину питомої витрати води для різних абонентів водопроводу і систем водовідведення.

Серйозними завданнями, яким належить вирішувати в області очищення природних і стічних вод є розробка ефективних нових і глибоке освоєння традиційних методів обробки води з метою підвищення якості та зниження вартості її очищення. Вирішення цих завдань в значній мірі залежить від наявності підготовлених фахівців – технологів вищої і середньої кваліфікації.

Конспект лекцій написано відповідно до програми дисципліни «Санітарно–технологічний контроль очисних споруд» і навчального плану для студентів 5 курсу спеціальності 192 – Будівництво та цивільна інженерія спеціалізація (освітня програма) «Рациональне використання і охорона водних ресурсів».

У конспекті викладено основні принципи контролю процесів очистки і обробки природних та стічних вод по стадіях і даються конкретні відомості з технологічного контролю роботи кожної споруди, також визначення ефективності роботи водоочисних і водопідготовчих споруд, а також установок по обробці осаду. Розглянуто методи та технології лабораторно-виробничого контролю за якістю природних, водопровідних і стічних вод.

Конспект лекцій призначений для студентів вищих навчальних закладів, що готують спеціалістів у галузі водопостачання, каналізації, раціонального використання і охорони водних ресурсів.

# ЗМ 1 САНІТАРНО-ТЕХНОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ ОЧИСНИХ СПОРУД ВОДОПОСТАЧАННЯ

## ТЕМА 1 ОЦІНКА ЯКОСТІ ПРИРОДНИХ І ТЕХНІЧНИХ ВОД

### 1.1 Домішки і оцінка якості природних вод

Під якістю природної води розуміють сукупність її властивостей, обумовлених характером і концентрацією домішок, що містяться у воді [1]. Домішки природних вод підрозділяються на неорганічні і органічні. Відповідно до класифікації домішок на основі їх фазово-дисперсної характеристики розробленої під керівництвом академіка Л.А. Кульського, за ступеням дисперсності можуть бути поділені на чотири групи.

При оцінці якості природної води з точки зору можливості її обробки тими чи іншими способами має значення не тільки природа домішок, але і їх фізико-хімічний стан. Класифікація домішок на основі їх фазово-дисперсним характеристики розроблена під керівництвом акад. Л. А. Кульського. Відповідно до цієї класифікації, домішки природних вод по їх фізико-хімічним станом, яке в значній мірі визначається дисперсністю речовин, можуть бути розділені на чотири групи.

До першої групи домішок відносяться зважені речовини - суспензії і емульсії, середній розмір часток яких становить  $10^{-3} - 10^{-5}$  см. Склад домішок цієї групи дуже різноманітний: це частинки глини та піску, малорозчинні гідроксиду металів, частинки мулу, емульсії мінеральних масел, нафтопродукти, планктон (в тому числі і бактеріальний).

У сукупності ці домішки обумовлюють каламутність води. Більш повне уявлення про склад домішок першої групи можна отримати на основі хімічного, гідробіологічного та бактеріологічного аналізів. Для цього зазвичай визначають зважені речовини і їх зольність, якісний і кількісний склад гідробіонтів, мікробне число і число бактерій групи кишкової палички [1].

До другої групи належать колоїдно-розчинені домішки і високомолекулярні органічні сполуки зі ступенем дисперсності  $10^{-5} - 10^{-6}$  см. Високомолекулярні сполуки можуть утворювати не тільки колоїдні, але і справжні розчини. Проте вони віднесені до другої групи домішок, так як розмір їх часток відповідає колоїдній ступеня дисперсності і по ряду властивостей розчини цих речовин схожі з колоїдними системами.

До домішках цієї групи відносяться мінеральні та органо-мінеральні частинки ґрунтів, колоїдні сполуки заліза і гумус, що утворюється в результаті

хімічного та біохімічного розкладання рослинних залишків безпосередньо у водоймі і потрапляє в нього з атмосферними і талими водами з ґрунту.

У складі гумусових речовин цієї групи розрізняють колоїдні сполуки гумінових кислот і фульвокислот, які надають воді кольоровість. Наявність колоїдних домішок збільшує і каламутність води, хоча на показник зважених речовин не впливає. Так як частинки колоїдної ступеня дисперсності не затримуються фільтром.

Третю групу домішок становлять молекулярно-розчинені речовини з розміром частинок  $10^{-6} - 10^{-7}$  см. Розчинені гази, головним чином кисень і вуглекислий газ, практично завжди містяться в природній воді. У деяких підземних водах в забруднених поверхневих джерелах може бути присутнім сірководень.

До розчинених органічних сполук відносяться продукти життєдіяльності і розкладання бактерій, актиноміцетів, цвілі, водоростей, макрофітів і інших водних організмів, а також феноли і істинно розчинені фульвокислоти. Вміст органічних речовин може збільшуватися при спуску у водойму недостатньо очищених побутових і виробничих стічних вод,

У зв'язку з неможливістю індивідуального аналітичного визначення всіх присутніх в воді органічних сполук вдаються до сумарної оцінки їх змісту за величиною окиснюваності, інтенсивності запаху і присмаку і т. д.

Таким чином, домішки третьої групи істотно впливають на якість води, змінюючи її органолептичні показники і збільшуючи окиснюваність. Деякі пофарбовані молекулярно-розчинені органічні сполуки обумовлюють кольоровість води.

Четверта група домішок представлена речовинами, що дисоціюють у воді на іони, зі ступенем дисперсності менше  $10^{-7}$  см. Це головним чином солі, концентрація яких визначає ступінь мінералізації води. Загальний вміст солей у воді приблизно оцінюють за величиною щільного залишку, під яким мається на увазі сума всіх домішок води, який визначається шляхом випарювання і подальшого висушування попередньо профільтрованої проби.

У практиці водопідготовки щільний залишок зазвичай називають сухим залишком, хоча останній визначається з не фільтрованої проби, і таким чином в його склад входять всі домішки, в тому числі і нерозчинені. Таке змішання загальноприйнятих понять невірно, але виправдовується тим, що в малокаломутних, а тим більше в питних водах результати обох визначень дуже близькі, оскільки вміст завислих речовин в цих водах невелика, а обсяг щільного залишку значний.



Більш повне уявлення про склад домішок четвертої групи дає вивчення іонного складу води. Для переважної більшості природних вод загальний солевміст досить точна визначається катіонами  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  і аніонами  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ . Інші іони зазвичай присутні в дуже незначних кількостях, але можуть істотно впливати на властивості і якість води.

Вода електронейтральна, тому суми концентрацій катіонів та аніонів, виражені в мг-екв/дм<sup>3</sup>, рівні. З огляду на переважання в природних водах перерахованих семи іонів, можна записати:



Співвідношення вмісту окремих іонів в природній воді залежить від загального солевмісту. Маломінералізовані води річок і прісні артезіанські води містять переважно катіони кальцію і аніони  $\text{HCO}_3^-$ . У міру підвищення мінералізації змісту  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  в воді збільшується. Сумарна концентрація катіонів кальцію і магнію, виражена в мг-екв/л, визначає загальну жорсткість води.

Іонний склад води обумовлює один з найважливіших показників її якості – лужність. Загальна лужність визначається сумою аніонів слабких кислот, здатних реагувати з соляною або сірчаною кислотою. Загальна лужність в залежності від іонного складу води включає бікарбонатну, карбонатну, гідратну складові. Оскільки з перерахованих аніонів в більшості природних вод переважає аніон  $\text{HCO}_3^-$ , їх лужність визначається концентрацією бікарбонатів. Однак це справедливо за умови, що значення рН не перевищує 8,4. При більш високих значеннях рН (від 8,4 до 12) бікарбонатна лужність поступово зменшується при одночасному збільшенні карбонатної лужності. При значеннях рН > 12 бікарбонатна лужність дорівнює нулю, так як в цих умовах вуглекислота в розчині присутня тільки у вигляді карбонат іонів. У водах зі значеннями рН > 9 слід враховувати і гідратну складову загальної лужності.

Дані аналізів іонного складу води зручно зображувати графічно. Для цього в певному масштабі на двох паралельних дотичних смугах в порядку, зазначеному на рисунку 1.1, відкладають концентрації катіонів та аніонів в мг · екв/л. Графічне зображення результатів аналізу дозволяє представити гіпотетичний склад солей у воді. Наприклад, у воді, за результатами аналізу якої складена діаграма, наведена на рисунку 1.1, в, гіпотетично присутні  $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ ,  $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ ,  $\text{NaHCO}_3$ ,  $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{NaCl}$ ,  $\text{KCl}$ . При відомих концентраціях катіонів та аніонів можна обчислити і концентрації цих солей.

Аніони на діаграмі розташовуються в порядку збільшення їх кислотних властивостей. Розташування катіонів обумовлено тим порядком, в якому вони

a) 

$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+ + \text{H}^+$
$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$

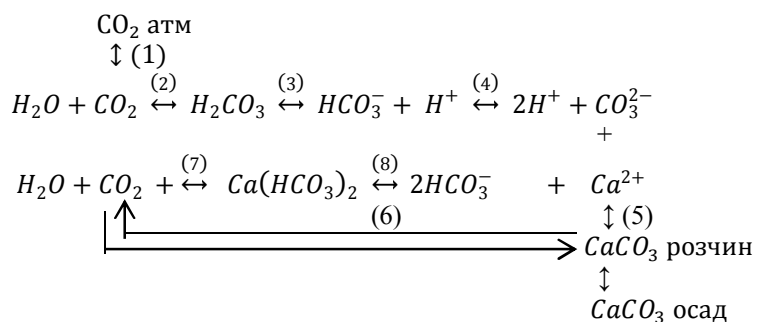
b) 

$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+$
$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$

B) 

$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+$	$\text{K}^+$
$\text{HCO}_3^-$		$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$

Величезний вплив на якість і властивості води надають сполуки вуглекислоти. Разом з іонами кальцію вони утворюють карбонатно-кальцієву систему рівноваги, найскладнішу в природних водах. З рисунку 1.2 видно, що з карбонатно-кальцієвої системою безпосередньо пов'язані іони водню, і, таким чином, кількісні співвідношення між окремими компонентами системи залежать від величини рН.



В умовах рівноваги певної концентрації бікарбонатів відповідає певна кількість вільної вуглекислоти, званої рівноважною. Вода при цьому стабільна, тому що не відбувається ні випадання карбонатів, ні їх додаткового розчинення.

При нестачі  $\text{CO}_2$  в порівнянні з рівноважною концентрацією реакція (7) протікає справа наліво, що приводить до додаткового утворення і випадання в осад малорозчинного карбонату кальцію.

Стабільність води може бути оцінена експериментально або шляхом обчислення індексу насичення води карбонатом кальцію за результатами визначення в воді температури, загального солевмісту, концентрації іонів кальцію та загальної лужності. Основним і більш точним методом є експериментальний. Суть його полягає у визначенні загальної лужності або величини рН у вихідній пробі і після струшування її з карбонатом кальцію протягом 1–2 год.

Таким чином, якість природних вод оцінюється комплексом різних хімічних, фізико-хімічних, санітарно-бактеріологічних і гідробіологічних показників, визначених відповідним аналізом.

## **1.2 Вимоги, що ставляться до джерел водопостачання. Нормування якості питної води**

Придатність того чи іншого джерела для цілей водопостачання визначається на підставі даних його санітарного обстеження з урахуванням результатів гідрогеологічних, гідрологічних і топографічних вишукувань. Вода джерел водопостачання не повинна містити небажаних домішок, які не можуть бути видалені сучасними методами обробки, а концентрація забруднень, що піддаються усуненню, повинна відповідати ефективності застосовуваних методів обробки.

Згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10 у воді джерел водопостачання нормується вміст хлоридів (не більше  $350 \text{ мг/дм}^3$ ) і сульфатів (не більше  $500 \text{ мг/дм}^3$ ) при загальному солівмісту не більше  $1000 \text{ мг/дм}^3$  за щільним залишком. За погодженням з органами санітарно-епідеміологічної служби у виняткових випадках допускається використання води джерел з солевмістом до  $1500 \text{ мг/дм}^3$ . Крім того, у воді джерел водопостачання нормується вміст речовин, токсичних для людини.

Допустимий колі-індекс води джерел водопостачання залежить від способу її очищення. Якщо намічається тільки хлорування, то колі-індекс повинен бути не більше 1000, а при повному очищенні води – не більше 10000.

У разі невідповідності якості води вимогам ДСанПіН по тим чи іншим показникам, а також при вмісту кишкових паличок більше 10000 в 1 л повинна бути забезпечена додаткова обробка води, що гарантує необхідну якість питної води.

Якість питної води регламентується ДСанПіН 2.2.4-171-10. Нормування концентрації тих чи інших речовин обумовлено необхідністю забезпечення сприятливих органолептичних властивостей питної води, нешкідливості її

хімічного складу і безпеки води в санітарному відношенні. Невідповідність хоча б одного з цих нормативів вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 дає підстави для визнання непридатності води для питних цілей.

Для всіх нормованих речовин визначено лімітуючий показник шкідливості – органолептичний або санітарно-токсикологічний. Наприклад, залізо навіть у великих концентраціях не виявляє токсичної дії на організм людини, але надає воді жовто-бурого забарвлення і неприємного болотистого смаку, якщо його концентрація перевищує 0,2 мг/дм<sup>3</sup>. Лімітуючим показником шкідливості для сполук заліза є органолептичний. Те ж саме можна сказати про хлориди, сульфати, марганець. Навпаки, такі хімічні речовини, як сполуки стронцію, нітрати, не змінюючи органолептичних властивостей води, виявляються токсичними для людини. Наприклад, стронцій в концентраціях понад 7 мг/дм<sup>3</sup> пригнічує активність багатьох ферментів. У той же час гірков'язучий присмак у воді з'являється тільки при концентрації стронцію 12 мг/дм<sup>3</sup>. Для таких з'єднань лімітуючим показником шкідливості є санітарно-токсикологічний.

До числа органолептичних показників якості води відносяться запах, присмак, каламутність, кольоровість. Останні два показники відносяться до органолептичних, хоча визначаються фізичними методами, оскільки вони, так само як запах і присмак, набувають значення при оцінці якості води лише в міру сприйняття органами почуттів людини. Органолептичні властивості води нормуються: 1) за інтенсивністю допустимої зміни органолептичних показників (табл. 1.1) [2]; 2) за вмістом хімічних речовин, шкідливість яких визначається їх здатністю в мінімальних концентраціях погіршувати органолептичні показники води (табл. 1.2).

Таблиця 1.1 – Норматив органолептичних властивостей води

Показник	Норматив
Запах при 20 °С та при нагріванні до 60 °С, бали (не більше)	2
Смак і прикус при 20 °С, бали (не більше)	2
Забарвленість, град (не більше)	20
Каламутність, мг/дм <sup>3</sup>	1,5
нефелометричних одиницях каламутності (НОК) (поверхнева вода)	<1 (3,5)
НОК (підземна вода)	<2,6 (3,5)

Згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10, інтенсивність специфічних присмаків і запахів, що з'являються після хлорування або будь-якого іншого реагента

обробки води, повинна бути не більше 1 бала, т. т. Запах і присмак може бути виявлений тільки досвідченим аналітиком.

Таблиця 1.2 – Хімічних речовин, шкідливість яких визначається їх здатністю в мінімальних концентраціях погіршувати органолептичні показники води

Показник	Норматив
Водневий показник рН	6,5 – 8,5
Сухий залишок, мг/дм <sup>3</sup>	≤1000
Загальна жорсткість, ммоль/дм <sup>3</sup>	≤7
Хімічні речовини, мг/дм <sup>3</sup>	
1) неорганічних:	
– залізо;	≤0,2
– марганець;	≤0,05
– мідь;	≤1,0
– цинк;	≤1,0
– сульфати;	≤250
– хлориди;	≤250
– поліфосфати залишкові (в перерахунку на PO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> );	≤3,5
– хлор залишковий вільний;	≤0,5
2) органічних:	
хлор залишковий зв'язаний	≤1,2

Нешкідливість хімічного складу питної води (санітарно-токсикологічний показник) забезпечується нормуванням речовин: а) що зустрічаються в природних водах, таких, як з'єднання берилію, молібдену, миш'яку, стронцію і т. п.; б) додаються до води в процесі її обробки реагентами, наприклад, поліакриламідом (ПАА); в) з'являються в результаті промислового і сільськогосподарського забруднення водних джерел нафтопродуктами, пестицидами та іншими речовинами. Гранично допустимі концентрації (ГДК) для речовин, зазначених в пп. «а» і «б», наведені в таблиці 1.3. Речовини, названі в п. «в», нормуються «Правилами охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами».

Таблиця 1.3 – Санітарно-токсикологічні показники

Показник	Одиниці виміру	Норматив
1	2	3
а) неорганічні компоненти		
алюміній**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,2

Продовження таблиці 1.3

1	2	3
амоній	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,5
кадмій**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,001
молібден**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,07
миш'як**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,01
діоксид хлору	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,1
кремній**	мг/дм <sup>3</sup>	≤10
натрій**	мг/дм <sup>3</sup>	≤200
нітрати (за NO <sub>3</sub> )	мг/дм <sup>3</sup>	≤50,0
нітрити**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,5
озон залишковий	мг/дм <sup>3</sup>	0,1 - 0,3
ртуть*	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,0005
свинець**	мг/дм <sup>3</sup>	≤ 0,010
хлорити**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,2
фториди** для кліматичних зон:		
IV	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,7
III	мг/дм <sup>3</sup>	≤1,2
II	мг/дм <sup>3</sup>	≤1,5
селен	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,01
берилій*	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,0002
стронцій**	мг/дм <sup>3</sup>	≤7,0
бор**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,5
сурма**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,005
ціаніди**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,050
б) органічні компоненти		
поліакриламід (ПАА)** залишковий	мг/дм <sup>3</sup>	≤2,0
формальдегід**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,05
хлороформ**	мг/дм <sup>3</sup>	≤60
бензол**	мг/дм <sup>3</sup>	≤0,001
1,2 - діхлоретан**	мг/дм <sup>3</sup>	≤3
тетрахлорвуглець **	мг/дм <sup>3</sup>	≤2
трихлоретилен** и тетрахлоретилен** (сума)	мг/дм <sup>3</sup>	≤10
в) інтегральний показник		
перманганатна окислюваність	мг/дм <sup>3</sup>	≤5,0
загальний органічний вуглець	мг/дм <sup>3</sup>	≤8,0***

\* Речовини I класу небезпеки.

\*\* Речовини II класу небезпеки.

\*\*\* Не визначається на підприємствах питного водопостачання з обсягом виробництва питної води менше 10 000 м<sup>3</sup> на добу.

Якщо у воді одночасно виявляється кілька речовин, нормованих по органолептичному або санітарно-токсикологічному показниками, то сумарна

концентрація їх, виражена в частках ГДК кожної речовини, не повинна перевищувати одиниці, т. т.

$$\frac{c_1}{C_1} + \frac{c_2}{C_2} + \dots + \frac{c_n}{C_n} \leq 1, \quad (1.1)$$

де  $c$  – виявлені концентрації речовин, мг/дм<sup>3</sup>;

$C$  – ГДК для тих же речовин, мг/дм<sup>3</sup>;

Безпека води в санітарно-епідеміологічному відношенні гарантується за умови дотримання вимог ДСанПіН 2.2.4-171-10 за мікробіологічними показниками. Загальна кількість мікроорганізмів в 1 см<sup>3</sup> питної води не повинна перевищувати 100. Кількість бактерій групи кишкової палички в 1 л питної води (колі-індекс) не повинно бути більше трьох. У питній воді повинні бути відсутніми організми, що розрізняються неозброєним оком.

У разі забруднення питної води невідомими токсичними сполуками та хімічними речовинами, для визначення яких відсутні методи дослідження, рекомендується застосовувати допоміжний інтегральний (експресний) показник якості питної води – індекс токсичності питної води, розрахований за результатами біологічних тестів (біотестування) [2]:

$$T = \frac{I_k - I_0}{I_k} \cdot 100 \%, \quad (1.2)$$

де  $T$  – індекс токсичності проби досліджуваної води;

$I_k$  – величина тест-реакції у контрольній пробі;

$I_0$  – величина тест-реакції у досліджуваній пробі

Індекс токсичності питної води, яка не містить неідентифікованих компонентів, не повинен перевищувати 50 % незалежно від використовуваних тест-об'єктів, якими можуть бути дафнії, інфузорії тощо.

## **ТЕМА 2 ЛАБОРАТОРНО-ВИРОБНИЧИЙ КОНТРОЛЬ ЯКОСТІ ВОДИ В СИСТЕМАХ ГОСПОДАРЧО-ПИТНОГО І ВИРОБНИЧОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ**

### **2.1 Лабораторно-виробничий контроль якості води в системах господарчо-питного і виробничого водопостачання**

Якість питної води оцінюється комплексом різних показників, визначених санітарно-хімічними і гідробіологічними аналізом [4].

Повний санітарно-хімічний аналіз води включає кілька десятків визначень: температури, запаху, забарвленості, каламутності, зважених речовин і їх зольності (для вихідної води); жорсткості загальної, карбонатної і некарбонатної; лужності; вмісту сульфатів, хлоридів, нітритів, нітратів,

фосфатів, силікатів, аміаку сольового і альбуміноідного; іонів  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  (залишковий),  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{F}^-$ ; щільного залишку; вуглекислоти вільної та зв'язаної; розчиненого кисню; окислюваності, БПК<sub>5</sub> (для вихідної води), рН, загального числа бактерій; числа бактерій групи кишкової палички. Крім перерахованих визначень вихідна вода не рідше 1 разу в рік аналізується на вміст радіоактивних речовин, сполук селену, стронцію, іонів  $\text{Mo}^{2+}$ ,  $\text{Be}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{As}^{3+}$ ,  $\text{As}^{5+}$ , і в випадку їх постійного виявлення ці визначення включаються в повний аналіз.

Повсякденний контроль якості води забезпечується значно меншим числом аналізів. Характер і число показників, за якими здійснюється повсякденний контроль, можуть значно змінюватися в залежності від виду водопостачання, методів обробки води і вимог, що ставляться до води споживачем.

Вимоги до якості води, що використовується для потреб промислових і сільськогосподарських підприємств або іншими споживачами, в кожному конкретному випадку обґрунтовуються фахівцями, що відповідають за якість виробленої продукції або послуг, що надаються.

Для кожної централізованої системи питного водопостачання експлуатаційною організацією розробляється спеціальна програма, в якій обґрунтовується перелік контрольованих показників і регламент проведення контролю. Програма узгоджується з органами Держсанепідемнагляду.

Необхідність і частота визначення того чи іншого показника залежать від мети, з якою виконується аналіз. Основні показники, що швидко змінюються в процесі очищення, наприклад мутність і кольоровість, за якими нормується якість води, визначаються часто. Для їх визначення на великих станціях застосовують автоматичні реєструючі прилади. Якщо на очисній станції передбачено кондиціонування іонного складу води, постійно контролюється показник, за яким здійснюється кондиціонування. Часто визначаються і показники, що характеризують санітарний стан води.

Частину технологічних показників визначають з метою контролю за умовами протікання процесу обробки води. До їх числа відносяться, наприклад, температура, рН, лужність. Функцією температури є в'язкість води, а отже, і сили опору частинок в процесі їх осадження. Від температури залежить розчинність в воді газів і швидкість окислювальних процесів. Температура істотно впливає на швидкість і глибину процесу пом'якшення. Різкі коливання температури навіть на 1-2 °C ускладнюють роботу освітлювачів водопом'якшувальних установок.



Активна реакція середовища є технологічним параметром при процесах коагуляції, пом'якшення, знезалізнення. Значенням рН визначається стан хімічної рівноваги в воді, розчинність гідроксидів алюмінію і заліза. Величина рН - найважливіший показник при оцінці корозійних властивостей води і її стабільності.

Визначення лужності є одним з варіантів технологічного контролю деяких процесів. Від величини лужності вихідної води залежать дози реагентів.

При обробці води її якість залежить і від залишкових концентрацій реагентів. Концентрації алюмінію, поліакриламід, заліза та інших з'єднань строго нормуються в питній воді. Визначення залишкових концентрацій хлору і озону проводиться безперервно автоматичними реєструючими приладами, а в разі неможливості такого контролю - 1 раз на годину. Настільки часте виконання цих аналізів диктується необхідністю підтримки певної залишкової концентрації окислювача для досягнення необхідного бактерицидного ефекту. Крім того, за цими показниками контролюється доза окислювача.

Однак для вихідної води дані повного санітарно-хімічного аналізу ще не можуть дати повного уявлення про властивості води.

У зв'язку з цим в практиці водопідготовки широко застосовують технологічні аналізи води, що дозволяють оцінити її якість з точки зору можливості обробки води тим чи іншим методом і вибрати оптимальні дози реагентів. До числа таких аналізів відносяться пробне коагулювання, вуглевання, хлорування, знезалізнення, стабілізація води та інше.

Як правило, якість води контролюють на всіх етапах її обробки, тому перед кожною спорудою і після неї необхідно передбачити пристрої для відбору проб. Якість води контролюють не тільки на очисній станції, але і в розподільній мережі. При цьому місця відбору проб вибирають з таким розрахунком, щоб можна було оцінити якість води у всіх основних магістральних водопровідних лініях і в найбільш віднесених і тупикових ділянках вуличної розподільчої мережі.

Загальна кількість аналізованих проб повинно бути при чисельності населення, що обслуговується: до 10 тис. чоловік - не менше 2; до 20 тис. чоловік - не менше 10; до 50 тис. чоловік - не менше 30; до 100 тис. чоловік - не менше 100 і при більшій чисельності населення - не менше 200 аналізів на місяць. У всіх відібраних пробах визначається загальне мікробне число, кількість загальних і термотолерантних коліформних бактерій, зміст коліфагів, каламутність, забарвленість, запах і присмак води.

Контроль водопідготовки і водного режиму в промисловості полягає:

- з поточного, що здійснюється зазвичай цілодобово по приладам або спрощеними методами ручного аналізу змінним персоналом лабораторій, апаратниками водоочисних установок, операторами котелень і теплових пунктів;

- поглибленого періодичного, що включає повні аналізи разових або середніх проб, в тому числі приладові й іонітові методи контролю, аналіз реагентів, відкладень (накипу, продуктів корозії та ін.);

- спеціального, що передбачає внутрішні огляди устаткування (баків, фільтрів, освітлювачів, деаераторів і т.п.), контролю при очистках і системи очистки від відкладень: парогенераторів, турбін, теплообмінників (водних, лужних і кислотних) і установки спеціальних індикаторів (рис. 1.3).

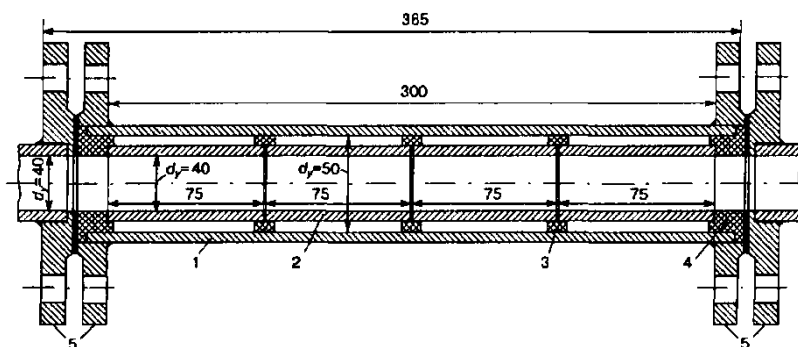


Рисунок 1.3 – Трубчастий індикатор корозії і накипоутворення:

- 1 – корпус-патрон; 2 – індикатор; 3 – гумові прокладки між індикаторами;  
4 – те ж між кінцями індикаторів і патроном; 5 – фланці

Трубчасті індикатори встановлюють на байпасе до обстежуваного трубопроводу для періодичного контролю стану його внутрішньої поверхні з можливістю їх вилучення, огляду і вимірювання без відключення трубопроводу від мережі.

Виробничий контроль може бути місцевим і централізованим. Він повинен забезпечувати нормальний хід технологічного процесу і своєчасно сповіщати про зміни якості вихідної і оброблюваної води. Контроль здійснюють цілодобово і його поділяють: на гідралічний, хіміко-бактеріологічний і гідробіологічний, що виконується лабораторією водопідготовчої станції (за проведення аналізів відповідає завідувач лабораторією станції); технологічний, вироблений черговим персоналом по станції під наглядом головного інженера або начальника станції і включає контроль за своєчасною заготівлею розчинів реагентів, їх концентрацією і подачею в споруди станції, а також за роботою всіх споруд, включаючи хлораторні і амонізаторні.

Для цього на водопідготовчих станціях будь-якого призначення необхідно передбачати установку приладів з метою контролю:

- витрати води, що надходить на станцію; чистої, яка подається в резервуари; що надходить на кожне водоочисне спорудження і на промивку фільтрів; подається в мережу водоспоживачів і на власні потреби станції;
- рівня води у відстійниках, фільтрах, а також резервуарах, промивних і реагентних баках; втрат напору в фільтрах і окремих ділянках трубопроводів;
- тисків на всмоктуючих і напірних лініях трубопроводів;
- автоматичного дозування реагентів, що вводяться в воду;
- якості води, що надходить на станцію, обробленої після споруд і подається споживачам.

Контрольні заміри, обходи і спостереження за роботою споруд здійснюють в певні терміни, що встановлюються експлуатаційними інструкціями. Про періодичність хімічного контролю можна судити на наведеному нижче прикладі виробничого регламенту взяття проб води в схемі її іонітним знесоленням (табл. 1.4 цифри вказують інтервал в годинах між взяттям проб води на аналіз).

Таблиця 1.4 – Виробничий регламент взяття проб води в схемі її іонітним знесоленням

Показник якості води	Вихідна природна вода	Хімічно оброблена вода
Солевміст	24–168	1–8
Жорсткість	24–168	4–8
Лужність	24–168	4–8
Прозорість	24–168	24–168
Окислюваність перманганатна	24–168	24–168
Кремній	168–720	8
Залізо	168	24–168
Хлориди	168	4–8

Для отримання представницьких результатів при проведенні аналізу необхідно, щоб властивості води в відібраній пробі не змінювалися в проміжку часу від моменту взяття проби до її надходження на аналіз. У таблиці 1.5 представлені деякі прийоми консервації проб води.

Таблиця 1.5 – Способи консервації проб води до виробництва її аналізів на утримання найбільш часто зустрічаються домішок

Аналізований показник	Використовуваний спосіб або реактив-консервант	Максимальний час збереження стабільних властивостей
Кислотність і лужність	Охолодження до 4 °С	24 год
БПК	Теж	6 год
Кальцій	Без рекомендацій	24 год
ГПК	2 мл/дм <sup>3</sup> H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> з щільністю 1,84 г/м <sup>3</sup>	7 діб
Хлориди	Без рекомендацій	7 діб
Забарвленість	Охолодження до 4 °С	24 год
Ціаніди	NaOH до pH=10	24 год
Розчинений кисень	Слід визначати на місці	–
Фториди	Без рекомендацій	24 год
Жорсткість	Теж	24 год
Загальний вміст металів	5 мг/дм <sup>3</sup> HNO <sub>3</sub> з щільністю 1,33 г/м <sup>3</sup> ,	декілька неділь
Амонійний азот	40 см HgCl <sub>2</sub> на 1 дм <sup>3</sup> або охолодження до 4 °С	7 діб
Нафтопродукти і масла	2 мл/дм <sup>3</sup> H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> або охолодження до 4 °С	24 год
Органічний вуглець	2 см <sup>3</sup> /дм <sup>3</sup> H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> pH=2	7 діб

## 2.2 Метрологічне забезпечення вимірювань

В умовах глобалізації світового ринку проблема якості продукції, зокрема стратегічної, стає все актуальнішою, оскільки лише високоякісна продукція може бути конкурентоспроможною [7]. Питна вода — це теж стратегічна продукція, оскільки від її якості залежить рівень комфорту та безпеки життя населення, а від стабільності функціонування систем питного водопостачання залежить існування міст, особливо мегаполісів.

Відповідно до ДСТУ 2925-94 [8] якість продукції — це сукупність характеристик продукції, що стосуються її здатності задовольняти встановлені й передбачені потреби. Для практичного оцінювання якості продукції користуються показниками якості, які є кількісними оцінками однієї чи декількох властивостей продукції, що характеризують її якість.

Для питної води показники якості встановлюються санітарними правилами та державними стандартами.

Відповідно до ДСТУ 2925-94 [8] рівень якості продукції – це відносна характеристика якості продукції, що ґрунтується на порівнянні значень оцінюваних показників якості продукції з базовими значеннями відповідних показників. Безпосереднє оцінювання рівня якості продукції у кваліметрії, зазвичай, здійснюють комплексним методом за одним із двох узагальнених показників якості – комплексним показником якості або профілем якості [9].

Відносно питної води базовими значеннями можуть виступити показники якості питної води вищої якості, але оцінювання ведеться не за окремими показниками, а за їх сукупністю.

Очевидно, що достовірність будь-яких вимірювань залежить від рівня їхнього метрологічного забезпечення, яке передбачає введення метрологічних норм і правил, а також розроблення, виробництво та впровадження засобів вимірювальної техніки (ЗВТ), необхідних для досягнення єдності й потрібної точності вимірювань.

*Забезпечення єдності вимірювань* – досить складне й відповідальне завдання, яке й визначає головний зміст метрології й метрологічного забезпечення.

Під єдністю вимірювань розуміють такий їх стан, за якого результати виражаються в узаконених одиницях, а похибки вимірювань відомі та із заданою ймовірністю не виходять за встановлені границі.

Правові основи забезпечення єдності вимірювань визначає Закон України «Про метрологію та метрологічну діяльність».

Метрологічне забезпечення складається з наукової, законодавчої, нормативної, технічної та організаційної основ:

- науковою основою метрологічного забезпечення є метрологія – наука про вимірювання;
- законодавчою основою метрологічного забезпечення є закони України та постанови Кабінету Міністрів України, спрямовані на забезпечення єдності вимірювань;
- нормативною основою метрологічного забезпечення є державні стандарти та інші документи державної системи забезпечення єдності вимірювань;
- технічною основою метрологічного забезпечення є система державних еталонів одиниць фізичних величин, система робочих еталонів і зразкових ЗВТ, система стандартних зразків складу і властивостей речовин та матеріалів;

– організаційною основою метрологічного забезпечення є метрологічна служба України, що складається з державної та відомчих служб.

Вирішення основних завдань метрологічного забезпечення у сфері відомчого контролю якості води здійснює метрологічна служба Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України.

Вимірювальні лабораторії контролю якості води підприємств ВКГ працюють у сфері державного метрологічного нагляду, оскільки вони виконують роботи, пов'язані із забезпечення захисту життя та здоров'я громадян та контролем стану навколишнього природного середовища.

Для роботи у сфері державного метрологічного нагляду (ст. 20 Закону України «Про метрологію та метрологічну діяльність») вимірювальні лабораторії водоканалів повинні пройти атестацію згідно з «Правилами уповноваження та атестації у державній метрологічній системі», що затверджені наказом Держспоживстандарту України №71 від 29.03.2005 р.

Основні критерії атестації лабораторії – це її незалежність і технічна компетентність.

Критерій атестації на незалежність лабораторії означає, що її правовий статус, організаційна структура, підпорядкованість, фінансовий стан та система оплати праці працівників повинні забезпечувати впевненість органу з атестації в тому, що лабораторію може бути визнано об'єктивною і незалежною від замовників конкретних метрологічних робіт, на проведення яких проводиться атестацію.

На незалежність може претендувати заявник, який є юридичною особою і власником приміщень, засобів вимірювальної техніки, обладнання тощо, необхідних для здійснення конкретних метрологічних робіт відповідно до заявленої галузі атестації, або має довгостроковий договір на оренду зазначених приміщень, засобів вимірювальної техніки та обладнання.

На незалежність може претендувати також заявник, який не є юридичною особою, а входить до складу підприємства, що практично завжди є у випадку лабораторій водоканалів. У цьому разі лабораторія повинна бути окремим структурним підрозділом підприємства, а її діяльність не повинно бути пов'язано з використанням результатів здійснюваних вимірювань якості води.

Критерію незалежності під час атестації лабораторій приділяють увагу суто формально, тому що цей критерій досить складний у застосуванні й на практиці його оцінювання проводиться виключно за наявності необхідної документації.

Важливіше інше, а саме розуміння керівником лабораторії водоканалу ступеня його відповідальності, у тому числі й кримінальної, за достовірність результатів контролю якості питної води і розуміння того, що лабораторія є лише аналітичним центром, тобто отримує й аналізує інформацію про якість води.

Рішення щодо застосування інформації про якість води приймає керівництво підприємства.

Зрозуміло, що адекватність прийнятого рішення залежатиме не лише від точності вимірювання, але й від обґрунтованості аналізу щодо безпеки та якості питної води.

У визначенні критерію незалежності є ключова вказівка про те, що діяльність лабораторії не повинно бути пов'язано з використанням результатів вимірювань якості води, які вона здійснює. Це означає, що керівник та працівники лабораторії жодним чином не повинні відповідати за визначення неналежної якості питної води, і це повинно бути прописано в документах лабораторії, що подаються органу з атестації.

У практиці Харківського водопроводу для виключення можливості затримання в лабораторії інформації з якості питної води була реалізована схема щоденного документального інформування керівництва підприємства про всі виявлені так звані «нестандартні» проби питної води.

Згідно з наказом по підприємству інформація із лабораторії двічі на день передавалася у вигляді телефонограм в центральну диспетчерську службу підприємства, де вона заносилася в журнал, а диспетчер в установлені терміни інформував керівництво про якість питної води.

Крім того, інформація про всі «нестандартні» проби направлялася в формі санітарного припису керівникам підрозділів, які обслуговують точки водомережі, в яких виявлено воду неналежної якості. На підставі цих приписів проводилися необхідні заходи для усунення причин погіршення питної води, по завершенні яких проводився повторний відбір проб води для дослідження.

Але під час атестації лабораторії незалежність повинно бути встановлено не лише від підприємства ВКГ, але і також:

- від розробників, виробників і користувачів засобів вимірювальної техніки (ЗВТ);
- розробників і користувачів методик виконання вимірювань (МВВ).

Залежність пересічної лабораторії водоканалу від розробників і виробників ЗВТ та МВВ уявити досить важко, оскільки в лабораторіях використовують лише дозволені у встановленому порядку ЗВТ та МВВ.

Оскільки лабораторії водоканалів у цьому порядку не фігурують, то вони не мають здатності, навіть при бажанні, вплинути на дозвільний процес.

Тому вплив розробників і виробників ЗВТ та МВВ на лабораторії водоканалів є малоймовірним.

А от залежність від користувачів ЗВТ та МВВ на практиці досить поширена.

Це відбувається в тому разі, коли контрольні органи намагаються безапеляційно вказати керівнику лабораторії водоканалу, які саме ЗВТ та МВВ повинні аналітики використовувати в своїй роботі, мотивуючи це, зокрема, тим, що саме ці ЗВТ та МВВ використовуються в лабораторіях цих контрольних органів.

Нічого, нібито, поганого немає в тому, що методики збігатимуться, але оскільки контрольних органів декілька, то і методик може бути декілька.

При цьому контрольні органи часто користуються суто відомчими методиками, затвердженими наказами відповідних міністерств, нерідко ще за часів СРСР.

Зрозуміло, що такі методики передбачають використання застарілих приладів, а тому такий підхід гальмує розвиток лабораторій і не сприяє впровадженню більш ефективних сучасних методів контролю.

Критерій атестації на технічну компетентність лабораторії означає, що її організаційна структура, фактичний склад її працівників та їх кваліфікаційний рівень повинні забезпечувати виконання метрологічних робіт у заявленій галузі атестації на належному рівні.

Приміщення лабораторії, у яких проводяться вимірювання, за своїм оснащенням і станом повинні відповідати вимогам методик виконання вимірювань та/або вимогам експлуатаційних документів на ЗВТ, що використовуються під час вимірювань, стосовно умов проведення вимірювань (кліматичні умови, освітлення, звуко- і віброізоляція, параметри мереж живлення, наявність водопостачання та каналізації, оснащення заземленням тощо), вимогам безпеки праці та охорони довкілля.

Робочі місця, на яких проводяться вимірювання, повинно бути атестовано або паспортизовано в порядку, установленому заявником.

Лабораторія відповідно до заявленої галузі атестації повинна мати (п. 4.7 «Правил уповноваження...»):

– атестовані методики виконання вимірювань. Якщо вимірювання проводяться виключно за експлуатаційною документацією на засоби вимірювальної техніки, то наявність методик не є обов'язковою. Для



вимірювань поза сферою поширення державного метрологічного нагляду можуть використовуватися методики, що не атестовані, але щодо яких проведено в порядку, установленому заявником, оцінювання придатності їх до використання;

- засоби вимірювальної техніки, необхідні для проведення вимірювань, повірені чи піддані державній метрологічній атестації (під час атестації на проведення вимірювань у сфері поширення державного метрологічного нагляду) та/або калібровані чи піддано метрологічній атестації (під час атестації на проведення вимірювань поза сферою поширення державного метрологічного нагляду);

- випробувальне обладнання, необхідне для проведення вимірювань, атестоване в установленому порядку;

- допоміжне обладнання, необхідне для проведення вимірювань, атестоване відповідно до порядку, установленного заявником;

- засоби градування та контролю працездатності засобів вимірювальної техніки, що застосовуються під час вимірювань та в ході експлуатації (газові суміші, стандартні зразки тощо);

- погоджені переліки засобів вимірювальної техніки, що перебувають в експлуатації та підлягають перевірці, а також систему контролю своєчасності оновлення переліків;

- систему контролю своєчасності проведення періодичної перевірки та/або калібрування засобів вимірювальної техніки, що використовуються під час вимірювань, а також атестації випробувального та допоміжного обладнання;

- систему контролю правильності оформлення робочих журналів, до яких заносяться результати вимірювань, а також протоколів за результатами вимірювань.

Атестація вимірювальних лабораторій на проведення вимірювань у сфері поширення державного метрологічного нагляду, яку проводять головні та базові організації та метрологічні служби центральних органів виконавчої влади, здійснюється за обов'язкової участі територіальних органів.

З вищевказаного відзначимо два ключових моменти.

Перше — це те, що ЗВТ, необхідні для проведення вимірювань, повинно бути повірені чи піддані державній метрологічній атестації.

Повірці підлягають усі ЗВТ, періодичність повірки вказується в сертифікаті, який видається під час внесення ЗВТ до державного реєстру за результатами державних випробувань.

Якщо ЗВТ не внесено до реєстру, він повинен пройти державну метрологічну атестацію.

Зазвичай, не вносяться в реєстр прилади, що випускаються чи імпортуються в обмеженій кількості. Такий порядок дозволяє упроваджувати новітнє обладнання, яке швидко оновлюється, і проводити тривалі державні випробування, необхідні для внесення до державного реєстру, нераціонально.

Друге — порядок використання методик виконання вимірювань. Зазвичай, їх атестують в установленому порядку. Але на сьогодні все більше в практику лабораторного контролю впроваджується аналітичне обладнання, яке дозволяє отримувати результат вимірювання виключно за його експлуатаційною документацією. У цьому разі наявність атестованих методик не є обов'язковою.

До таких приладів належать практично всі потенціометри – рН-метри, солеміри, киснеміри тощо.

Також за експлуатаційною документацією проводяться вимірювання на атомно-абсорбційних спектрометрах.

У зв'язку з цим відзначимо фотометри останнього покоління, що працюють із готовим комплектом реактивів (їх було розглянуто в розділі 3.6). Застосування їх регламентується ДСТУ ISO 17381:2007 «Якість води. Вибір і застосування методів аналізу води з готовим комплектом для випробувань (ISO 17381:2003)».

### **2.3 Внутрішній лабораторний контроль якості вимірювань: фізико-хімічні дослідження, мікробіологічні дослідження**

Внутрішній лабораторний контроль є одним із інструментів удосконалення діяльності системи менеджменту якості лабораторії, оскільки дозволяє проаналізувати проходження процесів, виявити невідповідності, встановити їхні причини, а також визначати способи для зменшення ризиків отримання недостовірних результатів проведених вимірювань у подальшому.

Внутрішній лабораторний контроль організує та здійснює керівник лабораторії.

Якість результатів вимірювань, що виконуються в лабораторії, визначається комплексом зовнішніх і внутрішніх факторів, які охоплюють всі сторони діяльності лабораторії.

*Зовнішні фактори:*

- методики проведення вимірювань;
- засоби вимірювальної техніки, допоміжне обладнання та хімічний

посуд;

- хімічні реактиви, стандартні зразки, поживні середовища.

*Внутрішні фактори:*

- відбір проб та пробопідготовка;
- людський фактор — кваліфікація та досвід персоналу;
- лабораторні приміщення.

### **2.3.1 Фізико-хімічні дослідження**

Метою внутрішнього контролю якості результатів хімічного аналізу є забезпечення необхідної точності результатів вимірювання та експериментальне підтвердження лабораторією своєї технічної компетентності [3].

Згідно з галузевим нормативним документом РНД 34–05–2007 [3] обсяг робіт з внутрішнього контролю результатів рекомендується встановлювати у розмірі 1–3 % від обсягу вимірювань, які виконує лабораторія.

Необхідним етапом забезпечення якості результатів аналізу є контроль у лабораторії наявності умов для проведення аналізу. До факторів контролю відносяться:

- терміни повірки ЗВТ;
- терміни атестації випробувального обладнання;
- умови зберігання і строки придатності стандартних зразків;
- умови і терміни зберігання реактивів, матеріалів, розчинів, проб;
- відповідність експериментальних даних, отриманих при побудові градуовальної характеристики, обраному виду залежності;
- стабільність градуовальної характеристики;
- якість реактивів із вказаним терміном зберігання;
- умови і правила відбору проб та їх доставки;
- якість дистильованої води і т. п.

Елементами системи внутрішнього контролю є:

- оперативний контроль процедури аналізу;
- контроль стабільності результатів аналізу.

*Оперативний контроль* здійснює безпосередньо виконавець аналізу на основі оцінювання похибки результатів вимірювання та порівняння отриманого результату зі встановленим нормативом контролю. Його проводять у таких випадках:

- впровадження методики вимірювання;

- при використанні нової партії реактивів;
- після ремонту засобів вимірювання;
- для серій робочих проб з використанням стандартних зразків.

*Контроль стабільності* результатів аналізу проводять з метою підтвердження лабораторією компетентності у забезпеченні якості результатів аналізу і може здійснюватися в таких формах:

- з використанням контрольних карт, наприклад карт Шухарта;
- оцінювання характеристик лабораторної прецизійності, систематичної похибки лабораторії, похибки результатів аналізу і їх співставлення з установленими критеріями;
- вибірковий статистичний контроль лабораторної прецизійності, похибки результатів аналізу, виконаних за визначений проміжок часу.

При фотометричних вимірюваннях невідкладним є контроль *стабільності градуйованих характеристик* (ГХ). Його проводять для кожної встановленої градуйованої залежності для методик, що застосовуються в лабораторії.

Періодичність контролю встановлюється у відповідності до методики або на підставі досвіду роботи лабораторії.

Стабільність ГХ контролюють:

- із застосуванням одного СЗ, якщо відомо, що градуйовальна залежність лінійна в широкому діапазоні концентрацій;
- з використанням двох СЗ, що дозволяють контролювати точки градуювання поблизу її початку і закінчення.

Контроль стабільності ГХ проводять перед серією проб, що надійшли до лабораторії, використовуючи СЗ. За результатами вимірювань розраховують відхилення виміряного значення величини від відомого її значення в СЗ. У міру набору статистичних даних з контролю стабільності ГХ розраховують оцінку стандартного відхилення проміжної прецизійності для результату вимірювання СЗ при контролі стабільності ГХ.

*Система контролю якості вимірювань* є сукупністю засобів контролю, об'єктів контролю та виконавців.

*Засобами контролю* є:

- атестовані методики виконання вимірювань;
- контрольні проби (стандартні зразки, атестовані розчини та робочі проби вод);
- робочі проби з відомою добавкою потрібного компонента;
- робочі проби, розбавлені за заданим відношенням;

– робочі проби, розбавлені за заданим відношенням з відомою добавкою потрібного компонента.

*Об'єктами контролю* є результати вимірювання.

Впровадження в лабораторії внутрішнього контролю, який забезпечує стабільність результатів аналізу, дозволяє в протоколах аналізу, що видає лабораторія, використовувати таку форму подання результатів аналізу:

$$x \pm \Delta x_{\text{л}}, \quad (2.1)$$

де  $x$  – результат аналізу;

$\pm \Delta x_{\text{л}}$  – характеристика похибки результатів аналізу, встановленої при реалізації методики в лабораторії.

Згідно із ДСТУ 2681-94 [3], *вимірювання* – це відображення вимірюваних величин їхніми значеннями шляхом експерименту та обчислень за допомогою спеціальних технічних засобів.

Знайдену за допомогою вимірювання числову оцінку розміру вимірюваної величини  $X$  називають *результатом вимірювання*  $x$ , а різницю між ними – *абсолютною похибкою*  $\Delta x$ , тобто  $\Delta x = x - X$ .

Отже, на практиці між результатом вимірювання  $x$  та істинним значенням вимірюваної величини  $X$  завжди існує різниця, яку намагаються мінімізувати.

У ході вимірювання вимірювану величину  $X$  порівнюють зі зразковою величиною  $x_N$ , що відтворюється багатозначною мірою або вимірювальним приладом.

Змінюючи зразкову величину  $x_N$ , домагаються того, щоб різниця  $\Delta x_N$  між  $x_N$  та  $X$  дорівнювала нулю, тобто виконання умови  $X = x_N$ .

Тоді за результат вимірювання приймають значення  $x_N$ , відтворене мірою.

Залежно від характеру прояву в процесі вимірювання похибки ділять на систематичні і випадкові.

*Систематична* похибка завжди зрушує результати в одну і ту ж сторону, *випадкова* ж похибка змінюється за значенням і залежить від багатьох випадкових змін (наприклад, зовнішніх умов).

Відстежити *випадкову* помилку набагато складніше, ніж систематичну, так само як і виявити причину її виникнення. Випадкові помилки є неусувними, і тільки ретельно налагоджена стандартизація всіх етапів аналізу, суворе дотримання умов дослідження і врахування численних факторів, що впливають на аналіз, дозволяють звести випадкову помилку вимірювання до мінімуму.

*Систематична* похибка завжди залишається постійною або закономірно змінюється при повторних вимірах однієї і тієї ж величини. Причини її виникнення дуже різноманітні – неправильне калібрування приладу або

неправильне розведення стандартного розчину, зміна температури інкубації, стан вимірювальної кювети і багато іншого.

Досвідчений аналітик завжди зверне увагу на відхилення серії результатів в одну і ту ж сторону. Як тільки систематична похибка виявлена, її можна або виключити, усунувши причину, або ввести відповідні поправки в результат вимірювання.

Необхідно зазначити, що з 1997 р. Об'єднаним Комітетом з настанов в метрології, створеного сімома міжнародними організаціями, втілюється нова концепція оцінки точності вимірювань — введення невизначеності результату вимірювання.

В основі *концепції невизначеності* лежить об'єктивно неповне знання значення вимірюваної величини, яка представлена оператору у вигляді ряду величин, отриманих в результаті вимірювального експерименту і які якимось чином характеризують вимірювану величину [3].

При оцінці результатів вимірювання не використовуються поняття істинного значення величини, дійсного значення величини і похибки вимірювання.

Вводиться поняття *невизначеності вимірювання*, яке трактується як параметр, пов'язаний з результатом вимірювань і характеризує розсіювання значень, яке обґрунтовано може бути приписано вимірюваній величині.

Поняття невизначеності вимірювання (похибка вимірювання), яке і раніше використовувалося у вимірювальній практиці, і визначення якого наводиться вже в 1993 році в Міжнародному словнику основних і загальних термінів у метрології (VIM-93), стало найбільш вдалим для характеристики розсіювання результатів вимірювань [3].

В концепції невизначеності замість поняття «*фізична величина*» використовується поняття «*величина*».

Також як і для класичної теорії вимірювання, в якості характеристик невизначеності використовується середньоквадратичне відхилення (СКВ) і довірчий інтервал, які в новій концепції називаються *стандартна невизначеність і розширена невизначеність*.

Слід підкреслити, що фізичний зміст невизначеності вимірювань не відповідає поняттю похибки вимірювань.

Похибка одноразових вимірювань — це різниця між результатом вимірювання  $X$ , і дійсним значенням фізичної величини  $x$ , тобто  $\Delta x = x - X$ .

«Невизначеність одноразового вимірювання» можна подати як різницю між результатом вимірювань  $X$  і середнім арифметичним значенням  $L$ ,

отриманими в результаті  $n$  вимірювань, тобто  $\bar{x} = X - L$ .

При збільшенні кількості вимірювань середнє арифметичне  $L$  прагне до істинного значення  $X$ , звичайно, якщо усунені всі систематичні похибки. При цьому різниця між  $\Delta x$  і  $\bar{x}$  буде прагнути до нуля і, отже, математичні закономірності поведінки сукупностей  $\Delta x$  і  $\bar{x}$  будуть подібні.

Основна відмінність у концепціях невизначеності і похибки полягає в тому, до якої величини відносять дисперсію (СКВ): до дійсного значення вимірюваної величини чи до результату вимірювання.

Як відомо, в Україні розробка і застосування процедури оцінювання невизначеності вимірювання прописана в стандарті ДСТУ ISO / IEC 17025-2001 «Вимоги до компетентності випробувальних та калібрувальних лабораторій» [10].

Лабораторії повинні самостійно оцінювати точність результатів вимірювань, які вони проводять. Але на практиці лабораторії стикаються зі значними труднощами як при розробці самих процедур, так і при їх реалізації, тобто безпосередньо при оцінюванні невизначеності результатів вимірювань, які вони отримують.

Причини цього, на думку авторів роботи [10], такі:

1. У лабораторіях відсутній досвід оцінювання не тільки невизначеності вимірювання, а й похибки, оскільки до цих пір такі вимоги до них не пред'являлися.
2. У штаті більшості лабораторій відсутні метрологи відповідної кваліфікації.
3. Відсутність перекладів міжнародних методичних документів українською (або російською) мовою з розглянутого питання.
4. У більшості випадків лабораторії вважають оцінювання невизначеності вимірювання марною тратою часу, так як за винятком деяких випадків не бачать в цьому необхідності. Замовників робіт в Україні, як правило, цілком влаштовує похибка.
5. Значні витрати часу, а часто і матеріальних ресурсів на оцінювання.

### **2.3.2 Мікробіологічні дослідження**

Особливість санітарно-мікробіологічних досліджень води у порівнянні з фізико-хімічними дослідженнями полягає в тому, що кількісна оцінка отриманого результату теж має значення, але, враховуючи, що більшість патогенних мікроорганізмів повинні бути відсутніми у питній воді, пріоритетним є гарантоване встановлення факту наявності в заданому об'ємі

проби води мікроорганізму, який визначається.

На сьогодні в Україні відсутній нормативний документ, який би регулював процедуру внутрішнього контролю в лабораторіях мікробіологічного профілю. Тому в практичній роботі можливо користуватися положеннями російських методичних вказівок МУ 2.1.4.1057-01 з урахуванням вимог вітчизняного ДСП 9.9.5.-080-02 [3].

Внутрішній лабораторний контроль якості мікробіологічних досліджень води – це комплекс заходів і процедур, що здійснюються в лабораторії, спрямованих на забезпечення й контролювання стабільності необхідних умов розвитку заданого мікроорганізму, а також запобігання несприятливій дії факторів, що виникають у процесі підготовки, виконання й оцінювання результатів аналізу, здатних вплинути на достовірність результату [3].

Специфіка об'єкта мікробіологічних досліджень, живого мікроорганізму, наділеного індивідуальними (родовими, видовими, штамовими) властивостями й особливостями життєдіяльності в умовах водного середовища, створює незалежні від дослідника проблеми в оцінюванні точності кількісного результату й зумовлює похибку мікробіологічних методів, що досягає сотень відсотків.

Найбільш значущими є такі об'єктивні фактори, що впливають на результат аналізу:

- нерівномірність розподілу мікроорганізмів, що зумовлює розкид даних під час аналізу двох однакових об'ємів однієї проби води;
- здатність адсорбуватися на завислих речовинах з утворенням важкороздільних у процесі перебовтування комплексів, які при посівах можуть реєструватися як один мікроорганізм;
- вплив супутніх мікробів-антагоністів, що гальмують розвиток шуканих мікроорганізмів за наявності їх у пробі води, що аналізується.
- можлива присутність в воді, що досліджується, сторонніх хімічних речовин або утворення їх сполук із компонентами поживного середовища, що можуть пригнічувати / стимулювати ріст мікроорганізмів, що досліджуються, а також впливати на зміну видових біохімічних ідентифікаційних ознак;
- знаходження мікроорганізму в «стресовому» стані під дією несприятливих умов водного середовища, у результаті якого затримується його здатність до розвитку.

Виходячи з цього основним завданням мікробіологічних досліджень є створення оптимальних умов для розвитку мікроорганізму, що виділяється, з метою отримання надійних, порівнянних кількісних результатів.



Організація внутрішнього контролю якості на всіх етапах виконання мікробіологічного аналізу води є основою отримання якісного результату.

Основні напрямки організації внутрішнього контролю якості:

1. Контроль над дотриманням вимог до умов проведення аналізу (лабораторні приміщення, температурні режими інкубації та зберігання, режими дезінфекції та стерилізації тощо).
2. Виконання регламентних процедур ведення тестових культур.
3. Контроль якості поживних середовищ.
4. Контроль якості мембранних фільтрів.
5. Контроль якості дистильованої води.
6. Оцінювання достовірності якісного результату шляхом використання заздалегідь позитивного і негативного контролю.
7. Оцінка довірчих меж отриманого кількісного результату.
8. Систематичний аналіз результатів контрольних процедур з метою удосконалення настанови з якості.

## **2.4 Регуляторні обмеження небезпечних факторів діяльності лабораторій: прекурсори, патогенні мікроорганізми**

Основними небезпечними факторами діяльності лабораторій водоканалів є патогенні мікроорганізми, токсини та радіоактивні речовини, які представляють реальну загрозу як для людей, так і для навколишнього середовища. Тому робота з ними підлягає жорсткому регулюванню і контролю з боку держави.

Персонал хімічних і бактеріологічних лабораторій в обов'язковому порядку в процесі спеціалізованого навчання вивчає правила безпечної лабораторної роботи, в установленому порядку інструктується і періодично атестується на їх знання.

Нехтування цими правилами призводить до створення реальних загроз для здоров'я та життя працівників лабораторій, а при виході небезпечних речовин за межі лабораторії – для населення та об'єктів навколишнього середовища.

Крім того, державою встановлюються правила поведінки в лабораторіях з прекурсорами, які створюють певну соціальну загрозу через можливість їх застосування у виготовленні наркотичних засобів.

Відмітимо, що на практиці встановлені обмеження на роботу з прекурсорами не завжди виправдані, тому що їх виконання створює значне навантаження на документообіг лабораторії, яке не співставне з невеликими

об'ємами використаних прекурсорів. Але серйозність можливих покарань для працюючих з прекурсорами потребує серйозного підходу до цієї проблеми.

#### 2.4.1 Прекурсори

Одним із ключових регуляторних актів, що суттєво обмежують та ускладнюють діяльність лабораторій контролю якості води водоканалів, є постанова Кабінету Міністрів України №770 від 06.05.2000 р. «Про затвердження переліку наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів» [11], а більш конкретно – перелік прекурсорів, стосовно яких встановлюються заходи контролю, вказані в таблиці 2.1.

Цю постанову було прийнято відповідно до ст. 1 Закону України «Про обіг в Україні наркотичних засобів, психотропних речовин, їх аналогів і прекурсорів», який з 22.12.2006 р. отримав назву «Про наркотичні засоби, психотропні речовини і прекурсори» [3].

Таблиця 2.1 – Прекурсори, стосовно яких встановлюються заходи контролю

Міжнародна незареєстрована назва	Хімічна назва
Антранілова кислота	2-амінобензойна кислота
Ацетон	2-пропанон
Етиловий ефір	диетилловий ефір
Калію перманганат	калій марганцевокислий
Метилетилкетон	2-бутанон
Піперидин	гексагідропіридин; пентаметиленімін
Сірчана кислота	сульфатна кислота
Соляна кислота	хлористоводнева кислота
Толуол	метилбензол

*Примітки. До цього списку також включаються солі всіх перелічених у ньому речовин у разі коли утворення таких солей можливе, за винятком солей сірчаної та соляної кислот.*

*Речовини, що містять не менш як 50 % таких прекурсорів, як ацетон, етиловий ефір, толуол, та 80 % таких прекурсорів, як метилетилкетон, підлягають тим же заходам контролю, що і прекурсори.*

*Речовини, що містять не менш як 45 % таких прекурсорів, як сірчана кислота, та 15 % таких прекурсорів, як соляна кислота, підлягають тим же заходам контролю, що і прекурсори.*

*Суміші, що містять кілька перелічених у цьому списку речовин, підлягають контролю, якщо їх сумарна концентрація дорівнює або перевищує концентрацію, встановлену для однієї з речовин (з урахуванням положень першого та другого абзаців цієї примітки).*

*Концентрація речовин, перелічених у цьому списку, визначається виходячи з масової частки речовини в складі суміші (розчину).*

Необхідно відзначити, що зі списку № 2 таблиці IV (див. табл. 2.1) постановою Кабінету Міністрів України від 05.01.2011 р. №4 було виключено ангідрид оцтової кислоти і фенілоцтову кислоту, які перенесені в список №1 таблиці IV, але це ніяк не вплинуло на практику лабораторій водоканалів, в яких поки що відсутні методики виконання вимірювань із їх застосуванням [3].

*Прекурсори, згідно з термінологією [3] – це речовини, що використовуються для виробництва, виготовлення наркотичних засобів, психотропних речовин, що включені до Переліку наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів.*

Для лабораторій водоканалів серйозною проблемою стало те, що під визначення прекурсорів потрапили, перш за все, *калій перманганат, сірчана та соляна кислоти.*

Господарська діяльність з обігу наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів підлягає ліцензуванню відповідно до ст. 9 Закону України «Про ліцензування певних видів господарської діяльності» [3] з урахуванням особливостей, визначених законом України «Про наркотичні засоби, психотропні речовини і прекурсори».

При цьому конкретно для лабораторій під обігом наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів встановлено [3] діяльність з їх зберігання, перевезення, придбання, використання та знищення.

Переважає більшість методик, які використовуються в лабораторіях для контролю якості води, передбачають використання сірчаної та соляної кислот.

Здебільшого, їх використовують як консерванти проб води і розчинники під час приготування розчинів. Крім того, соляна кислота – це основний реагент для регулювання кислотності проби води, що досліджується, а сірчана кислота використовується, здебільшого, як сильний окисник.

Такі показники, як вміст у воді заліза, алюмінію, нітратів, нітритів, амонію, сульфатів, фосфатів, фторидів, хлору залишкового, жорсткості загальної тощо, контроль яких проводиться постійно, визначаються із застосуванням вказаних кислот.

І хоча кількість кислот на одне визначення не перевищує 1-2 мл, а

загальний об'єм кислот, що використовуються переважно більшістю лабораторій, не перевищує 1 л на місяць, необхідно отримати ліцензію і дотримувати ліцензійних умов.

Хоча ст. 2 Закону «Про наркотичні засоби, психотропні речовини і прекурсори» вказує, що стосовно препаратів, які містять малі кількості прекурсорів, і тому ризику зловживання ними немає або він незначний, і з яких зазначені засоби чи речовини не можна вилучити легкодоступними способами в кількості, за якої можливе зловживання, можуть вилучатися зі сфери дії деяких заходів контролю, які встановлюються постановою Кабінету Міністрів України «Про затвердження Порядку провадження діяльності, пов'язаної з обігом наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів, та контролю за їх обігом» від 03.06.2009 № 589.

Але на сьогодні ця стаття, яка б могла суттєво спростити діяльність більшості лабораторій водоканалів, не працює, оскільки Кабінетом Міністрів України за поданням центрального органу виконавчої влади, що забезпечує формування державної політики у сфері обігу наркотичних засобів, психотропних речовин, їх аналогів і прекурсорів, протидії їх незаконному обігу, не встановлені малі кількості для прекурсорів.

Ліцензію згідно з постановою Кабінету Міністрів України від 03.06.2009 р. № 589 видає Державна служба України з контролю за наркотиками.

Порядок отримання ліцензії регулюється Порядком ліцензування діяльності, пов'язаної з обігом наркотичних засобів, психотропних речовин і прекурсорів, затвердженим постановою від 05.12.2007 р. № 1387.

Робота з прекурсорами без ліцензії для начальника лабораторії загрожує кримінальною відповідальністю.

Зокрема, згідно зі ст. 320 Кримінального Кодексу України:

«1. ...порушення правил виробництва, виготовлення, зберігання, обліку, відпуску, розподілу, торгівлі, перевезення, пересилання чи використання ... прекурсорів ..., – караються штрафом до п'ятдесяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян або обмеженням волі на строк до чотирьох років, або позбавленням волі на строк до трьох років, з позбавленням права обіймати певні посади чи займатися певною діяльністю на строк до трьох років.

2. Ті самі дії, вчинені повторно, або якщо вони спричинили нестачу ... прекурсорів у великих розмірах..., – караються штрафом до сімдесяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян або позбавленням волі на строк від трьох до п'яти років, з позбавленням права обіймати певні посади чи займатися певною діяльністю на строк до трьох років.».

Великі та особливо великі розміри прекурсорів визначаються згідно з даними Міжнародного комітету з контролю за наркотиками ООН у кількостях, які використовуються для виготовлення середніх доз наркотичного засобу, що нелегально реалізується у роздріб, і вказані в таблиці 2.2.

Таблиця 2.2 – Великі та особливо великі розміри прекурсорів, що перебувають у незаконному обігу

Назва прекурсору	Великі розміри	Особливо великі розміри
Антранілова кислота	від 2,5 до 25,0 кг	25,0 кг і більше
Ацетон	від 50,0 до 200,0 л	200,0 л і більше
Етиловий ефір	від 20,0 до 200,0 л	200,0 л і більше
Калію перманганат	від 1,0 до 3,0 кг	3,0 кг і більше
Метилетилкетон	від 20,0 до 200,0 л	200,0 л і більше
Піперидин	від 0,02 до 0,2 кг	0,2 кг і більше
Сірчана кислота	від 20,0 до 100,0 л	100,0 л і більше
Соляна кислота	від 20,0 до 100,0 л	100,0 л і більше
Толуол	від 20,0 до 200,0 л	200,0 л і більше
Розчинники, що містять не менш, як 10 % ацетону, етилового ефіру, метилетилкетону та толуолу	від 50,0 до 200,0 л	200,0 л і більше

Наведені в таблиці розміри сірчаної кислоти розраховані стосовно концентрованих розчинів з питомою вагою  $1,835 \text{ г/см}^3$ . Менш концентрована сірчана кислота буде мати пропорційно більші кількісні значення великих і особливо великих розмірів.

Наведені в таблиці розміри соляної кислоти розраховані стосовно концентрованих розчинів з питомою вагою  $1,198 \text{ г/см}^3$ . Менш концентрована соляна кислота буде мати пропорційно більше кількісне значення великих і особливо великих розмірів [3].

#### 2.4.2 Патогенні мікроорганізми

Ключовим терміном дозвільної системи в сфері мікробіологічного контролю є термін БПА – *біологічний патогенний агент* [3].

Згідно ДСП 9.9.5-080-02 «БПА – це патогенні для людини мікроорганізми (бактерії, віруси, хламідії, рикетсії, простіші, гриби, мікоплазми), генно-інженерно-модифіковані мікроорганізми, отрути біологічного походження (токсини), гельмінти, які можуть викликати захворювання, інтоксикацію, або

загибель людини або тварини, а також матеріал (враховуючи кров, інші біологічні рідини та екскрети організму), підозрілий на вміст перерахованих агентів».

Формальне включення до цього терміну крім власне БПА ще й матеріалу, підозрілого на вміст БПА, на практиці призводить до того, що будь-який об'єкт навколишнього середовища, направлений в мікробіологічну лабораторію, повинен вважатися БПА, оскільки завжди можна підозрювати вміст в ньому мікроорганізмів, гельмінтів або токсинів.

Саме на цій підставі виробничі лабораторії водоканалів, які досліджують питну воду, зобов'язують працювати з питною водою як з БПА, тобто мати дозвіл на роботу з БПА.

Як не абсурдно це звучить, але *питна вода трактується як біологічний патогенний агент*.

Мікробіологічні лабораторії водоканалу повинна мати дозвіл на проведення робіт з небезпечними мікроорганізмами, для отримання якого потребується особливий набір приміщень, відповідна підготовка фахівців по виконанню режиму безпеки, спеціальне сучасне обладнання.

Ці дозволи видаються режимними комісіями з біологічної безпеки, які функціонують при обласних, міських, районних санітарно-епідеміологічних станціях з метою попередження можливого виносу мікроорганізмів за межі лабораторій, створення загрози виникнення заражень співробітників лабораторій та населення, а також попередження проявів можливих актів біологічного тероризму.

Очолює ці комісії Центральна режимна комісія МОЗ України.

На сьогодні існує система надання дозволів та контролю за патогенними мікроорганізмами, яка відповідає міжнародним вимогам, зокрема вимогам ВООЗ.

Порядок надання дозволів визначено наказом МОЗ України від 14.12.92 №183 та ДСП 9.9.5-064-2000 «Порядок видачі дозволів на роботу із мікроорганізмами I-IV груп патогенності та рекомбінантними молекулами ДНК», що затверджені постановою Головного державного санітарного лікаря України № 64 від 20.12.2000.

Зазначена система направлена на безпеку населення України від впливу патогенних небезпечних та особливо небезпечних інфекційних захворювань людини.

Порушення правил поводження з біологічними агентами і токсинами може призвести до важких наслідків, а особи, винні в виникненні таких

порушень, будуть притягнуті до кримінальної відповідальності.

Так, згідно зі ст. 326 Кримінального Кодексу України:

«1. Порушення правил зберігання, використання, обліку, перевезення мікробіологічних або інших біологічних агентів чи токсинів, інших правил поводження з ними, якщо воно створило загрозу загибелі людей чи настання інших тяжких наслідків або заподіяло шкоду здоров'ю потерпілого, – караються штрафом до п'ятдесяти неоподатковуваних мінімумів доходів громадян або виправними роботами на строк до двох років, або обмеженням волі на строк до трьох років, з позбавленням права обіймати певні посади чи займатися певною діяльністю на строк до трьох років або без такого.

2. Те саме діяння, якщо воно спричинило загибель людей чи інші тяжкі наслідки, – карається обмеженням волі на строк до п'яти років або позбавленням волі на той самий строк, з позбавленням права обіймати певні посади чи займатися певною діяльністю на строк до трьох років».

## **2.5 Кадрове забезпечення лабораторій**

У зв'язку з підвищенням вимог до якості вод, як питних, так і стічних, а також зі збільшенням кількості контрольованих показників, виконання повного лабораторного контролю за якістю цих вод вимагає застосування сучасних методів аналізу, використання складних дорогих приладів та устаткування, специфічних хімічних реактивів та обслуговування висококваліфікованими фахівцями. Однак багато підприємств ВКГ не мають своїх лабораторій, здатних виконувати контроль якості вод в повному обсязі.

Організація добре оснащених та укомплектованих кваліфікованими кадрами лабораторій у кожному населеному пункті та на кожному водоочисному об'єкті, а також переоснащення лабораторій, що існують, потребує великих капіталовкладень і значних експлуатаційних витрат.

Найбільш економічним і доцільним шляхом вирішення цієї проблеми є централізація лабораторного контролю, а саме створення в регіонах на базі водоканалів регіональних (базових) лабораторій для аналізу вод вододжерел, питних та стічних вод.

Така базова лабораторія [3], оснащена всім необхідним обладнанням, приладами, хімічними реактивами та посудом, а також укомплектована кваліфікованими фахівцями, буде здатна обслуговувати всі підпорядковані відомчі об'єктові лабораторії регіону при аналізі складних параметрів, а також вести повний контроль якості вод для підприємств, що поки що не мають власних лабораторій.

Система регіональних лабораторій здатна вирішити питання кадрового забезпечення системи відомчого лабораторного контролю якості води.

За наявного рівня нескладної технічної бази та простого в освоєнні методичного забезпечення в штатному розписі відомчих лабораторій інженерна ланка становить не більше 25 % за кількістю працівників, основний робочий персонал – це лаборанти хімічного чи хіміко-бактеріологічного аналізу.

Але з переходом до складних аналітичних методів кадрові пропорції повинні зміщуватися в бік фахівців високої кваліфікації, з базовою вищою фаховою освітою за напрямком роботи в лабораторії та спеціальною практичною підготовкою для роботи на приладах нового покоління.

Кількість штатних працівників у будь-якому разі розраховується на підставі затвердженого на підприємстві графіка контролю якості води та чинних норм витрат часу на проведення досліджень за кожним із показників.

Досвід лабораторії Харківського водопроводу показав, що надійна безперебійна експлуатація та кваліфіковане своєчасне й належне обслуговування хроматографічного, спектрофотометричного та спектрометричного обладнання на стадії його упровадження та освоєння можливі лише при закріпленні за кожним складним аналізатором провідного інженера за підтримки інженера чи досвідченого лаборанта, які виконують підготовчі роботи. І лише в разі напрацювання методик вимірювання й вивчення особливостей аналітичної техніки можливе її передання в обслуговування найбільш підготовленим лаборантам.

Очевидно, що за такої схеми з часом у лабораторії утворюється певний кадровий надлишок висококваліфікованих інженерів. Для великих регіональних лабораторій ця проблема вирішується тим, що на їх базі в міру освоєння нового обладнання можлива організація навчального процесу з перепідготовки персоналу відомчих лабораторій регіону.

За такого підходу лабораторії районних та селищних водоканалів отримують можливість освоєння нової техніки без суттєвого збільшення штату і, відповідно, витрат на оплату праці.

Необхідно відмітити, що при масштабному впровадженні нової техніки та освоєнні нових методик вимірювання виникнуть серйозні проблеми, пов'язані з відставанням нормативно-правової бази з питань кадрового забезпечення лабораторного контролю на підприємствах водопровідно-каналізаційного господарства.

На сьогодні чисельність працівників лабораторій водоканалів розраховується на підставі «Норм обслуговування та нормативів чисельності



працівників...» [3]. В цьому документі 1997 року вказані робочі норми для працівників лабораторій (табл. 2.3).

Таблиця 2.3 – Річна кількість аналізів на одного працівника лабораторії

Найменування робіт	Найменування професій	Норма обслуговування (кількість аналізів на 1 лаборанта (інженера) на рік)
Виконання аналізів:		
– хіміко-бактеріологічного	Лаборант-мікробіолог Лаборант хіміко-бактеріологічного аналізу (інженер)	3 700
– гідрологічного	Лаборант (інженер)	1 660
– радіологічного	Лаборант-радіометрист (інженер)	2 350
Відбирання проб	Пробовідбірник	5 300
Обслуговування складу	Комірник	1 на лабораторію
Ремонт і обслуговування приладів та апаратури	Слюсар з контрольно-вимірювальних приладів та автоматики (електромеханіка)	0,5 на лабораторію

До цієї таблиці є кілька серйозних зауважень.

*По-перше*, у «Нормах...» [3] відсутнє чітке визначення терміну «аналіз», який, як видно, є базовим для розрахунку чисельності працівників, тому вказані в таблиці 2.3 норми обслуговування (річна кількість аналізів) неможливо однозначно трактувати.

В практиці лабораторного контролю один аналіз може означати як аналіз однієї проби води, так і аналіз (визначення) одного показника якості води. Оскільки очевидно, що аналіз проби води не може братися за основу розрахунку, то в таблиці 2.3 термін «аналіз» правильніше було б замінити на термін «показник якості води».

Але показники можуть суттєво розрізнятися за часом їх визначення, тому брати за основу просто кількість показників не буде правильно.

Тому уваги заслуговує підхід, викладений в «Методиці ...» [3], коли

аналіз показників розбито на групи складності:

*1. При хімічному аналізі:*

– *перша група* складності – дослідження однієї проби води з використанням органолептичних, титриметричних, фотометричних і потенціометричних методів досліджень;

– *друга група* складності – дослідження однієї проби води з використанням методів першої групи і додатково гравіметричних, флуометричних методів досліджень, капілярного електрофорезу, атомно-абсорбційної спектрометрії, газової і високоефективної рідинної хроматографії;

– *третья група* складності – розширені дослідження однієї проби води з використанням методів другої групи і додатково хроматомасс-спектрометрії, спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою;

– *четверта група* складності – розширені дослідження однієї проби води з використанням методів третьої групи і додатково високоефективної рідинної хроматомасс-спектрометрії, ізотопної мас-спектрометрії, мас-спектрометрії з індуктивно зв'язаною плазмою.

*2. При мікробіологічному аналізі:*

– *перша група* складності – дослідження мінеральної води; води нецентралізованого водопостачання;

– *друга група* складності – дослідження питної води, розфасованої в ємності; питної води централізованого водопостачання; води стічної і води поверхневих водойм;

– *третья група* складності – дослідження води плавальних басейнів.

*3. При радіологічному аналізі:*

– *перша група* складності – індивідуальний дозиметричний контроль, одна доза;

– *друга група* складності – гамма-спектрометрія з додатковою пробопідготовкою матеріалів з підвищеним вмістом природних радіонуклідів;

– *третья група* складності – гамма-, бета-спектрометрія продукції;

– *четверта група* складності – вимірювання суми активності альфа-, бета-радіонуклідів в воді з пробопідготовкою.

По-друге, з таблиці 2.3 не зрозуміло, як визначати чисельність пробовідбірників, які не мають відношення до аналізів. Встановлена величина 5 300 повинна означати кількість проб води. При цьому під пробою варто було би розуміти кожний відбір води за встановленими правилами в окремий посуд для аналізу за конкретними показниками або за групою показників.

Наприклад, у випадку, коли в точці водомережі міста йде відбір питної

води для аналізу за планом повного виробничого контролю згідно ДСанПіН 2.2.4-171-10, то кількість проб буде не одна, як іноді вважають, а дванадцять, а саме: для бактеріологічного аналізу, для визначення коліфагів, для вірусного контролю, для паразитології, для органолептичного і фізико-хімічного аналізу, для визначення важких металів, для хлорорганічних сполук, для нафтопродуктів, для АПАР, для пестицидів, для фенолів, для радіологічних досліджень.

Пробовідбірник повинен для кожного з вказаних аналізів мати відповідний посуд і при відборі чітко виконувати специфічні вимоги, характерні для кожного з видів аналізу.

Зрозуміло, що витрати часу на такий відбір будуть суттєво відрізнятися від традиційного відбору, який проводили за ГОСТ 2874-82 для бактеріологічного і хімічного аналізів.

*По-третє*, перелік професій відображає вже не чинні вимоги ГОСТ 2874-82, що зрозуміло з урахуванням давності документу [3].

Але в 2011 році, коли вже вступили в дію ДСанПіН 2.2.4-171-10, на замовлення Мінрегіону України були розроблені нормативи обслуговування та типових норм чисельності працівників і службовців водоканалів [3], де ситуація з професіями працівників лабораторій не змінилася.

Регламентована чисельність фахівців за функцією «Організація хіміко-бактеріологічного контролю систем водопостачання та водовідведення», наведена в таблиці 2.4, явно не розрахована на майже трьохкратне збільшення кількості показників якості питної води, джерел водопостачання та посилення вимог до визначення складу стічних вод.

Наприклад, для системи питного водопостачання м. Харків (подача води 601–700 тис. м<sup>3</sup>/добу) регламентується 11 працівників лабораторії. Хоча, як вказано вище, при повному виробничому контролі питної води необхідно виконувати 12 видів аналізу, для кожного з яких необхідно мати кілька інженерів та лаборантів.

Таким чином, необхідно констатувати, що для розвитку виробничого лабораторного контролю необхідно привести нормативну базу щодо кадрового забезпечення лабораторій у відповідність до вимог ДСанПіН 2.2.4-171-10 [3].

Таблиця 2.4 – Нормативи чисельності працівників лабораторій

Середньодобова подача води в мережу, середньодобовий пропуск стічних вод, тис. м <sup>3</sup> /добу	Норматив чисельності, осіб	
	водопостачання	водовідведення
2,1–5	1	0,5
6–10	2	1
11–20	3	2
21–60	4	3
61–120	5	4
121–200	6	5
201–300	7	6
301–400	8	7
401–500	9	8
501–600	10	9
601–700	11	10
701–800	12	11
801–900	13	12
понад 900	14	13

## ТЕМА 3 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ПРИРОДНИХ ВОД

### 3.1 Організація контролю якості води

Основними технологічними прийомами, що забезпечують сприятливі органолептичні властивості води та її безпеку в санітарно-епідеміологічному відношенні, є освітлення, знебарвлення і знезаражування води. В окремих випадках комплекс споруд з освітлення, знебарвлення та знезараження доповнюється установками з кондиціонування іонного складу води (знефторування, фторування, знезалізнєння, пом'якшення), якщо якість води джерела за окремими показниками не відповідає вимогам стандартів [1].

Необхідна якість води очищеної води в значній мірі залежить від правильної організації та оперативності технологічного контролю за роботою очисних споруд. Технологічний контроль включає технічні заходи, що забезпечують роботу споруд в певному режимі і постійне спостереження за якістю вихідної і обробленої води.

Якість води оцінюється комплексом різних показників, визначених санітарно-хімічними і гідробіологічними аналізом.

Повний санітарно-хімічний аналіз води включає кілька десятків

визначень: температури, запаху, кольоровості, каламутності, зважених речовин і їх зольності (для вихідної води); жорсткості загальної, карбонатної і некарбонатної; лужності; вмісту сульфатів, хлоридів, нітритів, нітратів, фосфатів, силікатів, аміаку сольового і альбуміноїдного; іонів  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  (залишковий),  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ , Р - щільного залишку; вуглекислоти вільної та зв'язаної; розчиненого кисню; окислюваність, БПК<sub>5</sub> (для вихідної води), рН, загального числа бактерій; числа бактерій групи кишкової палички. Крім перерахованих визначень вихідна вода не рідше 1 разу на рік аналізується на вміст радіоактивних речовин, сполук селену, стронцію, іонів  $\text{Mo}^{2+}$ ,  $\text{Be}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{As}^{3+}$ ,  $\text{As}^{5+}$ , і в разі їх постійного виявлення ці визначення включаються в повний аналіз.

Повсякденний контроль якості води забезпечується значно меншим числом аналізів. Характер і число показників, за якими здійснюється повсякденний контроль, можуть значно змінюватися в залежності від виду водопостачання, методів обробки води і вимог, що пред'являються до води споживачем.

Необхідність і частота визначення того чи іншого показника залежать від мети, з якою виконується аналіз. Основні показники, що швидко змінюються в процесі очищення (наприклад, каламутність та кольоровість), за якими нормується якість води, визначається часто. Для їх визначення на великих станціях застосовуються автоматичні реєструючі прилади. Якщо на очисній станції передбачено кондиціювання іонного складу води, постійно контролюється показник, по якому здійснюється кондиціювання. Часто визначаються і показники, що характеризують санітарний стан води. Всі перераховані показники дають можливість оцінити ефективність роботи очисної станції і кожного з споруд, що входять до її складу. Постійний контроль цих показників дозволяє технологу оперативно управляти процесом очищення.

Частина технологічних показників визначають з метою контролю за умовами протікання процесу обробки води. До їх числа відносяться, наприклад, температура, рН, лужність.

Від температури залежать в'язкість рідини, а, отже, і сили опору частинок в процесі їх осадження. Від температури залежать розчинність в воді газів і швидкість окислювальних процесів. Температура істотно впливає на швидкість і глибину процесу пом'якшення. Різкі коливання температури навіть на 1-2 °С ускладнюють роботу освітлювачів водопом'якшувальних установок.

Активна реакція середовища є найважливішим технологічним параметрів

при процесах коагуляції, пом'якшення, знезалізнення. Значенням рН визначається стан хімічної рівноваги й у воді, розчинність гідроксидів алюмінію і заліза. Величина рН - найважливіший показник при оцінці корозійних властивостей води і її стабільності.

Визначення лужності є одним з варіантів технологічного контролю деяких процесів. Від величини лужності вихідної води залежать дози реагентів.

Якість води при обробці залежить і від залишкових концентрацій реагентів. Концентрації алюмінію, ПАА, заліза та інших з'єднань в питній воді строго нормують. Залишкові концентрації хлору і озону визначають приладами, що безперервно автоматично реєструють, а в разі неможливості такого контролю визначення проводять 1 раз на годину. Настільки часте виконання цих аналізів диктується необхідністю підтримки певної залишкової концентрації окислювача для досягнення необхідного бактерицидного ефекту. Крім того, за цими показниками контролюється доза окислювача.

Однак для вихідної води дані повного санітарно-хімічного аналізу ще не можуть дати повного уявлення про властивості води. Наприклад, відомо, що зі збільшенням каламутності зростає необхідна доза коагулянту. Але ефективність процесу коагуляції залежить не тільки від кількості, але і від характеру зв'язаних речовин, зокрема від ступеня їх дисперсності. Тільки за величиною кольоровості неможливо судити про кращі варіанти знебарвлення, оскільки сполуки, що обумовлюють кольоровість води, можуть бути в колоїдному і розчиненому стані. Точно так же інтенсивність запаху, що оцінюється за п'ятибальною системою, не дозволяє вибрати метод дезодорації і розрахувати дози реагентів.

У зв'язку з цим в практиці водопідготовки широко застосовуються технологічні аналізи води, що дозволяють оцінити її якість з точки зору можливості обробки води тим чи іншим методом, і вибрати оптимальні дози реагентів. До числа таких аналізів відносяться пробне коагулювання, вуглевання, хлорування, знезалізнення і т. д.

Як правило, якість води контролюється на всіх етапах її обробки, тому перед кожною спорудою і після неї необхідно передбачити пристрої для відбору проб. Якість води контролюється не тільки на очисній станції, але і в розподільній мережі. При цьому місця відбору проб вибирають з таким розрахунком, що б можна було оцінити якість води у всіх основних магістральних водопровідних лініях і в найбільш піднесених і тупикових ділянках вуличної розподільчої мережі.

Загальна кількість аналізованих проб узгоджують з органами санітарно-

епідеміологічної служби, але має бути при чисельності населення, що обслуговується: до 10 тис. чоловік - не менше 2; до 20 тис. чоловік - не менше 10; до 50 тис. чоловік - не менше 30; до 100 тис. чоловік - не менше 100 і при більшій чисельності населення - не менше 200 аналізів на місяць. У всіх відібраних пробах визначається загальне число бактерій, колі-індекс, каламутність, кольоровість, запах і присмак води.

### **3.2 Контроль процесів попередньої обробки води**

Попередня обробка води проводиться з метою підвищення ефективності процесів освітлення і знебарвлення і зниження дози коагулянту, ліквідації специфічних домішок, які не будуть видалені з води в основному технологічному циклі, а також для поліпшення санітарного стану споруд. Залежно від характеру і концентрації домішок у воді джерела при попередній обробці вирішуються всі перераховані завдання або деякі з них.

До числа методів попередньої обробки води відносяться окислення, вуглевання, підлужування або підкислення, якщо це необхідно для подальшого процесу обробки.

В якості окислювачів використовують хлор, озон, перманганат калію. Найбільшого поширення набуло попереднє хлорування. В результаті обробки води хлором окислюється частина речовин, які обумовлюють забарвленість води, і руйнуються органічні захисні колоїди, що перешкоджають процесу коагуляції. Залежно від складу гумусових речовин шляхом попередньої обробки води хлором вдається знизити забарвленість води на 25-60 %, що відчутно позначається на витраті коагулянту. Одночасно зі зниженням забарвленості відбувається знезараження води, що значно поліпшує санітарний стан споруд.

Швидкість процесу окислення органічних речовин і знезараження води залежить від якості оброблюваної води, дози хлору, часу контакту води з окислювачем, температури. При зниженні температури сповільнюються окислювальні реакції, тому процес знебарвлення в зимовий період протікає менш ефективно. Частково компенсувати зниження швидкості процесу можна шляхом збільшення часу контакту хлору та води.

Для одночасного врахування всіх перерахованих факторів оптимальну дозу хлору визначають пробним хлоруванням, а контроль процесу здійснюють за наявністю залишкового хлору. Частота проведення пробного хлорування залежить від стабільності якості оброблюваної води.

Місце відбору проби на залишковий хлор вибирають так, щоб

забезпечити 30-хвилинний контакт хлору і води. Контроль ведуть за допомогою автоматичних приладів з перевіркою в лабораторії через кожні 4 год., а при відсутності приладів проби води беруть для аналізу не рідше 1 разу на годину.

Доза хлору для попереднього хлорування в середньому становить 3-6 мг/дм<sup>3</sup>, але на практиці в окремі періоди може досягати 12-15 мг/дм<sup>3</sup>. Обов'язковою умовою є забезпечення в оброблюваній воді концентрації залишкового вільного хлору 0,5 мг/дм<sup>3</sup>. Дозу хлору одночасно контролюють по його витраті.

Застосування великих доз хлору часто призводить до необхідності дехлорування води. Видалення надлишку хлору досягається обробкою води сірчистим газом. Контроль процесу здійснюється за залишковим хлору.

Однією з найважливіших задач попереднього хлорування є зниження чисельності живих організмів – фіто- і зоопланктону. У періоди цвітіння водойм ускладнюється робота очисних споруд: збільшується витрата коагулянту, зростає число промивок фільтрів, вода набуває неприємні запахи і присмак. У цих умовах зростає значення попередньої обробки, яку необхідно проводити з максимальною ефективністю, щоб перешкодити накопиченню планктонних організмів в завантаженні фільтра.

Встановлено, що попереднє хлорування є головним альгіцидним фактором при очищенні води та дозволяє знизити число клітин фітопланктону в середньому на 80–85 %.

При наявності у воді сольового аміаку ефективність хлорування знижується, так як в цьому випадку хлор зв'язується аміаком і хлорамінами, що володіють значно меншою альгіцидною дією. Для забезпечення необхідно ефекту доводиться значно підвищувати дозу хлору.

Не менш важливо забезпечити загибель організмів зоопланктону, оскільки мертві організми добре видаляються з води в процесі коагуляції, тоді як в живому стані багато представників зоопланктону (зокрема, нижчі ракоподібні), володіючи великою рухливістю, легко вибираються з хлопку скоагульованих зважених речовин.

При попередній обробці вирішується задача зниження чисельності живих організмів планктону, тому контроль процесу повинен бути доповнений гідробіологічними тестами. На основі видового гідробіологічного аналізу коригують режим хлорування, так як різні представники планктону володіють різною стійкістю до дії хлору. Наприклад, встановлено, що для повної загибелі діатомових водоростей необхідна доза хлору 4-5 мг/ дм<sup>3</sup> при 0,5-годинному контакті і 3 мг/дм<sup>3</sup> при 2-годинному контакті хлору і води. У той же час повна



загибель зелених водоростей досягається тільки при дозі хлору  $9 \text{ мг/дм}^3$  і 2-годинному контакті.

Найбільший ефект попереднього хлорування досягається при проведенні його в ковші. Хлор вводиться в початок ковша, в результаті чого забезпечується тривалий контакт його з водою. Одночасно відбувається виділення частини зважених речовин. Ефективність роботи ковша оцінюється на основі санітарно-хімічного і гідробіологічного аналізів вихідної і обробленої води.

Попередня обробка передбачається також в разі необхідності видалення з води запахів і присмаків, обумовлених метаболітами водних організмів або продуктами їх розпаду. У деяких випадках необхідного ступеня зниження запаху вдається домогтися одним хлоруванням. Дуже важливо при цьому правильно вибрати дозу хлору, так як недолік окислювача може призвести не до зниження, а до збільшення запаху води. Це пояснюється тим, що хлор, викликаючи лізис (розпад) клітин мікроорганізмів, звільняє з них речовини, що обумовлюють запах. У контрольних пробах крім залишкового хлору обов'язково визначається показник «запах».

У тому випадку, коли не вдається видалити запах води хлоруванням, вдаються до комбінованої обробки. Хлорування може бути доповнено обробкою води  $\text{KMnO}_4$  – одним з найбільш ефективних реагентів для зниження запаху і присмаку води. Окислюючи органічні речовини,  $\text{KMnO}_4$  відновлюється з утворенням тонкодисперсного пластівчастого осаду  $\text{Mn(OH)}_4$  володіє розвиненою поверхнею, яка здатна сорбувати деякі органічні домішки. Швидкість процесу окислення зростає з підвищенням величини рН. Одночасно зі зниженням запаху  $\text{MnO}_4$  діє як хороший бактерицид і альгецид.

Реагент вводиться в воду у вигляді 1-2 %-ного розчину. Доза встановлюється дослідним шляхом і в залежності від окислюваності води становить  $1-10 \text{ мг/дм}^3$ . Для зниження дози перманганату калію в воду спочатку вводять хлор. Час між введенням хлору і  $\text{KMnO}_4$  має бути не менше 10 хвилин.

Якщо під час хлорування утворюються хлорфенольні запахи, то перманганат калію вводиться до хлорування з тим же розривом у часі.

Іншим варіантом комбінованої попередньої обробки є хлорування з поєднанням з вуглеванням, що застосовується в основному для зниження запаху і видалення з води органічних речовин неприродного походження. Для обробки застосовуються порошкоподібне тонкодисперсне активоване вугілля, яке добре сорбує органічні речовини, що обумовлюють запах води. Вуглевання дозволяє видаляти з води також нафту і нафтопродукти, канцерогенні вуглеводні, пестициди, які залишаються при інших видах обробки води.

Вугілля у вигляді 2,5–5 %-ної суспензії вводиться в воду після попереднього хлорування з інтервалом 10-15 хвилин. Доза вугілля визначається пробним вуглеванням в залежності від інтенсивності запаху коливається від 60-80 мг/дм<sup>3</sup>. Іноді вугільну пульпу вводять перед фільтрами, тоді доза вугілля не повинна перевищувати 5 мг/дм<sup>3</sup> щоб уникнути зменшення тривалості фільтроцикла. Цей метод менш раціональний, ніж введення вугілля в змішувач, так як в останньому випадку вугілля покращує процес коагуляції осаду у відстійнику.

Технологічний контроль комбінованих методів обробки зводиться до підтримки оптимальних доз і спостереження порядку введення реагентів, забезпечення необхідного часу контакту їх з водою, періодичному контролю якості води за такими показниками, як запах і залишковий хлор.

Незалежно від прийнятого методу попередньої обробки вихідна і оброблена вода 1 раз на добу аналізується за схемою короткого санітарно-хімічного аналізу, що включає найбільш часто такі показники: температуру, запах, рН, каламутність, забарвленість, лужність, окислюваність, вміст заліза і хлоридів, залишкового хлору .

При концентрації планктону у воді більше 1000 клітин в 1 мл доцільно в якості попередньої ступені очищення застосовувати мікрофільтри. Ефективність затримання фітопланктону на мікрофільтрах становить 60-95 % в залежності від переважаючого типу водоростей.

Застосування мікрофільтрів дозволяє знизити дозу коагулянту, скоротити число промивок і витрата промивної води для фільтрів, збільшити тривалість фільтроцикла. При контролі роботи мікрофільтрів заміряють втрати напору (до 5 КПа) і витрата води на промивку (1,5 % від витрати оброблюваної води). Часткове відмивання сітчастих полотен здійснюють зворотним струмом води, а повну очистку сіток виробляють вручну з витяганням сітки з корпусу фільтра. Гідробіологічний аналіз води до і після мікрофільтрів дозволяє оцінити ефективність їх роботи.

Найбільш поширеними схемами предочисток при хімічній обробці води для живлення парових котлів є: коагуляція в освітлювачах + фільтрування; безсатураторне вапнування в освітлювачах + фільтрування; безсатураторне вапнування (іноді з коагуляцією) + відстоювання в зашламлених освітлювачах + фільтрування [5]. Дози реагентів визначають розрахунком [6] і уточнюють експериментально спрощеними методами. При вапнуванні залишкова жорсткість ( $J_{\text{залиш}}$ , мг-екв/ дм<sup>3</sup>) відстоюною і профільтрованою води визначається за формулою

$$Ж_{\text{зал}} = Ж_{\text{н.к.}} + D_{\text{к}} + (0,8 - 1,5) \quad (3.1)$$

де  $Ж_{\text{н.к.}}$  – некарбонатна жорсткість, мг-екв/дм<sup>3</sup>;

$D_{\text{к}}$  – витрата коагулянту, мг-екв/дм<sup>3</sup>.

При содоізвесткованні мінералізованих вод  $Ж_{\text{зал}}$  повинна знаходитися в межах 0,3-0,6 мг-екв/дм<sup>3</sup>, а високомінералізованих -1,0-2,0 мг-екв/дм<sup>3</sup>.

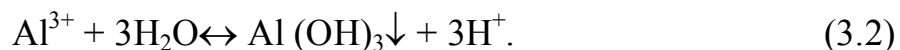
Оскільки гідроліз коагулянту призводить до зниження рН, то при нестачі природної лужності в воду додають вапно або соду, розраховуючи їх дози відповідно до вказівок [6].

Незважаючи на те, що коагуляція вже давно і широко застосовується для обробки води з різними цілями, ще не знайдений параметр, який міг би в повній мірі характеризувати процес коагуляції. При введенні в воду коагулянтів зміні піддається цілий ряд якісних показників: змінюється сольовий склад води і, зокрема, вміст сульфатів і хлоридів, електропровідність, збільшується каламутність та ін. Однак ці фізико-хімічні показники окремо в більшості випадків не можуть служити критеріями для визначення оптимальної дози коагулянту, крім того, не кожен з них може бути вимірюваний. Через складність вимірювання не використовується найбільш об'єктивний показник коагуляції -  $\xi$ -потенціал, яким володіють заряджені частинки суспензії і колоїдів.

### 3.3 Контроль процесів коагулювання води

Обробку води коагулянтами застосовують для інтенсифікації та підвищення ефективності процесів освітлення і знебарвлення. Як коагулянт використовують сірчаноокислі солі алюмінію і заліза. Найбільшого поширення набув сірчаноокислий глинозем.

У водному розчині ця сіль дисоціює з утворенням іонів  $Al^{3+}$ , які частково адсорбуються колоїдами і зваженими речовинами природної води, частково гідролізуються:



В результаті реакції утворюється колоїд малорозчинного гідроксиду алюмінію. Таким чином, при введення коагулянту в воду, що містить колоїдні гумусові речовини і мінеральні зважені частинки утворюється складна система, що складається з різних за характером колоїдних речовин і суспензій. Коагуляція такої системи може бути викликана обмінної адсорбції катіонів, взаємною нейтралізацією різнойменно заряджених колоїдних частинок, порушенням стійкості будь-якого одного компонента системи. Наприклад, домогтися коагуляції всієї системи можна, забезпечивши оптимальні умови для коагуляції гідроксиду алюмінію. При цьому внаслідок надзвичайно розвиненою

поверхні пластівці гідроксиду сорбують речовини, що забруднюють воду, і сприяють флокуляції дрібних зважених речовин.

Велике значення для процесу коагуляції має розчинність гідроксиду, що утворюється. Розчинність  $\text{Al}(\text{OH})_3$  зменшується з підвищенням температури і виявляється мінімальною при  $\text{pH}=5,5-7,5$ . Величина  $\text{pH}$  значно впливає і на швидкість коагуляції золю гідроксиду.

Оптимальне значення  $\text{pH}$  для процесу коагулювання залежить не тільки від умов коагуляції гідроксиду алюмінію, але в значній мірі від складу і характеру домішок природної води. Освітлення і знебарвлення м'яких вод з кольоровістю понад 50 град доцільно здійснювати при значеннях  $\text{pH}=5-6$ . Колоїдні гумусові речовини сорбуються на поверхні  $\text{Al}(\text{OH})_3$  передаючи йому свої властивості. Стійкість гумінових колоїдів знижується при зниженні значення  $\text{pH}$ , тому і коагулювання таких вод успішніше протікає в кислому середовищі.

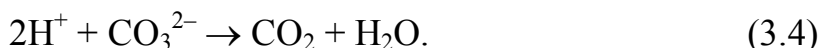
Коагулювання малозабарвлених жорстких вод ефективніше протікає в нейтральній чи слаболужному середовищі при  $\text{pH}<7,5$ , тобто в умовах, оптимальних для утворення пластівців гідроксиду алюмінію. Осідаючи, пластівці  $\text{Al}(\text{OH})_3$  захоплюють з собою нерозчинені частинки мулу і завислих речовин, клітини планктону.

Слід мати на увазі, що гідроліз коагулянту призводить до зниження  $\text{pH}$  води за рахунок іонів водню, що виділяються (реакція (3.3)). Іони  $\text{H}^+$  перешкоджають гідролізу глинозему і тим самим погіршують умови коагуляції  $\text{Al}(\text{OH})_3$ .

Так як природні води завжди мають запас лужності, іони  $\text{HCO}_3^-$  пов'язують іони  $\text{H}^+$  за реакцією:



Якщо запасу природного лужності води не вистачає для нейтралізації  $\text{H}^+$ , то до води додають вапно або соду. При цьому відбуваються реакції:



Реагент для підлужування слід вибирати з урахуванням допустимого зниження значення  $\text{pH}$ . З рівнянь реакції (3.3, 3.4 і 3.5) видно, що найнижчим значенням  $\text{pH}$  виявиться в разі нейтралізації водню за рахунок природної лужності води. Найбільш високе значення  $\text{pH}$  забезпечується при додаванні вапна, так як в цьому випадку не виділяється  $\text{CO}_2$ .

З усього сказаного впливає, що підтримка  $\text{pH}$  на певному рівні дуже важливо для швидкої і ефективної коагуляції. Оптимальне значення  $\text{pH}$

визначається з умов забезпечення мінімальної розчинності гідроксиду алюмінію і швидкої коагуляції золю з обов'язковим урахуванням якості вихідної води.

В процесі коагулювання вирішальну роль відіграє вибір і підтримання оптимальної дози коагулянту, тобто тої мінімальної її кількості, при додаванні якої досягається необхідний ступінь освітлення і знебарвлення води. Доза реагенту залежить не тільки від величини каламутності і забарвленості, але і від ступеня дисперсності зважених речовин і характеру речовин, які обумовлюють забарвленість. При одній і тій же каламутності води може знадобитися різна доза реагенту, якщо в одному випадку в воді переважають грубодисперсні домішки, а в іншому - дрібні зважені частинки, що важко осідають.

Складність одночасної оцінки і врахування численних факторів, що впливають на процес коагуляції, призводить до необхідності експериментального визначення дози коагулянту.

Пробне коагулювання проводять з шістьма - десятьма різними дозами, які охоплюють діапазон передбачуваної оптимальної дози, підрахованої за формулами і таблицями ДБН В.2.5 - 74:2013. Одночасно уточнюється доза вапна або соди.

Для інтенсифікації процесів коагуляції і освітлення застосовують флокулянти. Найбільшого поширення набули поліакриламід і активована кремнієва кислота. При використанні флокулянтів пробне коагулювання доповнюється визначенням оптимальної дози флокулянта.

Якість очищеної води залежить і від якості реагентів, що застосовуються при обробці води. Перед використанням будь-якого реагенту обов'язково виконують докладний хімічний аналіз його для встановлення частки активної частини реагенту і наявності небажаних домішок. Аналіз виконують із середньої проби, взятої з кожної партії надійшов на станцію реагенту.

Для нормального перебігу процесу коагулювання повинна бути передбачена можливість послідовного введення реагентів з дотриманням необхідного інтервалу часу між їх подачею і забезпечено ефективне змішання реагентів з водою.

Поліакриламід вводять в воду через 1-1,5 хвилин після подачі коагулянту. Якщо процесу коагулювання передуює обробка води окислювачами, то коагулянт вводять з інтервалом 2-3 хвилини. При вуглеванні води розрив між подачею вугільної пульпи і коагулянту повинен становити не менше 10-15 хвилин.

Ефективність коагулювання, а, отже, і якість води залежить від усіх

розглянутих факторів, які і визначають основні напрямки технологічного контролю цього процесу.

Санітарно - хімічний аналіз вихідної води виконується не рідше 1 разу на добу. Обов'язковою є визначення температури, запаху, рН, каламутності, забарвленості, лужності, хлоридів, окислюваності і бактеріологічних показників. Залежно від специфічних умов перелік показників, короткого аналізу може бути розширено. Наприклад, якщо у воді джерела міститься залізо в концентраціях, що перевищують норму для питної води, то визначення загального заліза включається в число обов'язкових характеристик води. Повний санітарно-хімічний аналіз вихідної води виконується 1 раз на місяць.

Частота експериментального визначення дози коагулянту залежить від сталості якості води в джерелі. Для поверхневих водойм склад і властивості води змінюються по сезонах року. Відповідно до цього проводиться і пробне коагулювання. Додаткові визначення оптимальної дози коагулянту призначають у випадках непередбаченого зміни якості води і при переході до використання нової партії коагулянту.

В процесі експлуатації оптимальну дозу коагулянту, визначену пробним коагулюванням, іноді доводиться коригувати з урахуванням даних гідробіологічного аналізу. Зміна видового складу фітопланктону і поява деяких представників зоопланктону призводить до необхідності збільшення дози коагулянту. Встановлено, що переривчасте коагулювання, яке широко використовується на очисних станціях, не застосовується при значному розвитку фіто- і зоопланктону.

На великих станціях передбачається автоматичне дозування коагулянту з безперервною реєстрацією дози на самописних приладах. В цьому випадку контрольні визначення дози виконуються 1 раз на добу або в зміну. Розрахунок істинної дози коагулянту виробляють на підставі даних аналізу вихідної і обробленої води по показника «лужність».

У деяких випадках контроль за лужністю виявляється недостатнім, так як потрібно підлужування або підкислення води для підтримки оптимального для коагуляції значення рН. У цих випадках контроль здійснюється за величиною рН. Частота відбору проб встановлюється в кожному конкретному випадку, але не рідше 1 разу за зміну.

Технологічний контроль повинен поєднуватися з правильною технічною експлуатацією споруд, призначених для коагулювання води: забезпеченням оптимальних гідравлічних умов роботи змішувача і камер утворення пластівців, безперебійною подачею реагентів, своєчасним очищенням змішувачів і камер

утворення пластівців і т.д.

### 3.4 Контроль процесу відстоювання води

Виділення з води пластівців гідроксиду алюмінію разом з основною масою забруднень здійснюється в відстійниках різних типів і в освітлювачах із зваженим шаром осаду.

Технологічний контроль за роботою цих споруд включає спостереження за рівномірністю розподілу води між спорудами і швидкістю руху води в відстійнику, оцінку якості води, що надходить і освітленої, визначення кількості і якості затриманого осаду. При експлуатації освітлювачів зі зваженим шаром, висота якого підтримується в межах 2–2,5 м, ведуть систематичні спостереження за рівномірністю розподілу та збору води, за станом відвідних лотків і механізмів, що регулюють перепуск зваженого шару в осадоушільнювачі. Нормальна робота освітлювачів забезпечується правильним розподілом води між зонами освітлення і ущільнення осаду і підтриманням певної швидкості висхідного потоку води в зоні її освітлення. Оптимальна швидкість висхідного потоку залежить від концентрації завислих речовин у вихідній воді та змінюється від 0,8 до 1,1–1,2 мм/с при зростанні концентрації зважених речовин від 100 до 1000–1500 мг/дм<sup>3</sup>.

Середній час перебування води у відстійнику залишає зазвичай 3–4 ч., що при дотриманні необхідних гідравлічних умов у спорудженні забезпечує зниження каламутності до 8–12 мг/дм<sup>3</sup>. Контроль часу перебування води в спорудженні здійснюють по хлоридам.

Для оцінки ефективності роботи відстійників і освітлювачів виконують санітарно-хімічний і гідробіологічний аналізи води. Скорочений аналіз освітленої води проводять 1 раз на добу. Більш часто, 1–2 рази на зміну, виконують аналіз на мутність і кольоровість. На підставі результатів аналізу визначають ефективність процесів коагуляції і освітлення.

При розрахунку ефективності відстоювання води вихідну концентрацію зважених речовин  $C_{\text{вих.}}$  доводиться визначати розрахунковим шляхом, так як вона залежить не тільки від каламутності  $K$  і забарвленості  $Z$  вихідної води, але і від дози коагулянту  $D_k$  і кількості нерозчинених речовин, що вводяться в воду з вапном в процесі підлужування  $B$ . Розрахунок концентрації зважених речовин  $C_{\text{вих.}}$  ведуть за формулою:

$$C_{\text{вих.}} = K + k D_k + 0,253 + B. \quad (3.6)$$

де  $k$  – коефіцієнт переведення маси коагулянту в масу сухого осаду, що утворюється при коагулюванні, для очищеного сірчаноокислого алюмінію

$K=0,55$ , для неочищеного – 1, для хлорного заліза – 0,8.

Якість осаду контролюють за показником «запах». Осад не повинен мати гнильних відтінків запаху, які з'являються у нього при занадто тривалому накопиченні в відстійнику внаслідок біохімічного гниття органічних речовин. Особливо швидко біохімічні процеси починаються при обробці води, що містить значну кількість планктонних організмів. Продукти розкладання органічних речовин погіршують якість освітленої води.

Накопичення осаду у відстійнику контролюється періодичними вимірами висоти шару осаду по довжині відстійника. Висота шару не повинна перевищувати 2–2,5 м. У залежності від каламутності і забарвленості вихідної води і конструкції відстійника період накопичення осаду може становити 6–24 год. 2–3 тижні або 2–3 місяці.

Надмірне накопичення осаду або порушення гідравлічного режиму роботи відстійника може привести до вторинного виносу зважених речовин через взмучування шару осаду, що випав.

Дані санітарно-хімічного аналізу дозволяють підрахувати кількість осаду, що утворюється при освітленні води. Для підрахунку необхідно крім концентрації зважених речовин у вихідній і освітленій воді знати час між скиданням осаду, пропускну здатність станції за цей період і вологість осаду. Крім того, враховується розведення осаду водою під час його розвантаження. При обробці води коагулянтами вологість осаду в залежності від вихідної концентрації зважених речовин і часу ущільнення осаду коливається в межах 94 – 99,4 %.

Зневоднення та сушка осаду проводиться на майданчиках, для скорочення площі яких іноді передбачається ущільнення осаду в резервуарах з повільним перемішуванням. Вода, що утворюється в результаті ущільнення осаду, після хлорування скидається у водойму. Періодично якість цієї води контролюється за бактеріологічними показниками.

Не рідше 1 разу на рік проводять чистку відстійника. Дно і стінки його миють водою і обробляють 5 %-ним розчином залізного купоросу, після чого дезінфікують хлорною водою з концентрацією хлору 25 мг/дм<sup>3</sup>.

Більш прогресивним методом сушіння осаду є механічне зневоднення його на вакуум-фільтрах, контроль за роботою яких викладено в Темі 12.

### **3.5 Контроль процесу фільтрування води**

Процес освітлення і знебарвлення води завершується на фільтрах. Фільтрування через шар зернистого завантаження дозволяє майже повністю



звільнити воду від зважених речовин і здебільшого мікроорганізмів. Фільтрована вода повинна задовольняти вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10 за показниками «каламутність» і «забарвленість» [1].

Отримання води необхідної якості забезпечується правильною технічною експлуатацією споруд і оперативним технологічним контролем, що передбачають контроль за розподілом води по фільтрах, швидкістю фільтрування, своєчасним відключенням фільтра на промивання, санітарним станом фільтра і станом фільтруючого завантаження, а також за якістю фільтрованої води і ефективністю роботи фільтрів.

Швидкість фільтрування є одним з важливих технологічних параметрів, що характеризують роботу фільтрів. Для швидких фільтрів в залежності від їх конструкції швидкість фільтрування приймається рівною 5,5–12 м/год. і зазвичай підтримується постійної протягом фільтраційного циклу. Спостереження за швидкістю фільтрування, втрати напору, тривалістю фільтраційного циклу, тривалістю і інтенсивністю промивки входить в обов'язок чергового оператора. Всі дані про роботу фільтра обов'язково реєструються в журнал.

Однією з основних операцій з обслуговування фільтрів є промивка фільтруючого матеріалу. Ця операція повинна забезпечити достатньо швидко і ефективно промивку всіх шарів завантаження. Не можна допускати перемішування шарів, утворення воронки на фільтруючій поверхні, виносу матеріалу завантаження з промивної водою. Дуже важливо при промиванні домогтися повноти видалення з фільтруючого завантаження детриту, бактеріальних і гідробіологічних забруднень. При недостатньо ефективному промиванні забруднення, що залишилися в завантаженні фільтра, можуть бути причиною вторинного росту бактерій і деяких гідробіонтів, для яких детрит служить джерелом харчування. Зокрема, вторинні зростання в погано відмитому завантаженні можуть давати деякі нижчі ракоподібні, яйця яких затримуються в фільтрі при фільтруванні води. Попереднє хлорування, будучи найефективнішим заходом для запобігання забрудненню фільтра гідробіонтами, не знищує повністю яйця гідробіонтів навіть при значних дозах хлору, так як вони мають щільну непроникну для окислювачів оболонку.

Контроль за станом фільтруючого завантаження полягає в перевірці висоти шару піску на фільтрах, визначення залишкових забруднень і періодичної перевірки горизонтальності гравійних підтримуючих шарів.

Висота шару піску з часом може зменшуватися внаслідок поступового його стирання і виносу легких піщинок при промиванні фільтра. Перевірку висоти шару роблять 2 рази в рік. Зменшення піску заповнюється

довантаженням фільтра свіжим піском, якість якого має задовольняти вимогам до фільтруючого матеріалу за гранулометричним складом, фізичної і хімічної його стійкості до зовнішніх впливів.

Одночасно з висотою шару піску перевіряють горизонтальність гравійних шарів, порушення якої різко знижує здатність фільтра затримувати забруднення. Перевірка проводиться за допомогою спеціального щупа під час промивання фільтра. При явному зсуві цих шарів фільтр відключається для ремонту.

Фільтруючі завантаження перевіряють на залишкові забруднення 1 раз в рік. Для цього в декількох точках кожного фільтра на різній глибині відбирають певну кількість завантажувального матеріалу. Відмиванням відібраної проби і подальшим аналізом визначають кількість залишкових забруднень і їх характер. На підставі результатів аналізу вирішується питання про необхідність обробки фільтруючого матеріалу. Якщо в складі залишкових забруднень переважають сполуки алюмінію, то проводять обробку піску каустичною содою або хлором; при забрудненні піску сполуками заліза або марганцю його обробляють сірчистим газом.

При великому вмісті в складі залишкових забруднень бактерій, клітин гідробіонтів і органічних речовин роблять санітарну обробку фільтра хлором. При цьому споруда працює як зазвичай, але фільтрат спускають в стік, а в воду що надходить подають хлор в кількості 50-100 мг/дм<sup>3</sup>. Обробку ведуть протягом 2 год., після припинення подачі хлору фільтрат спускають в стік ще протягом 0,5 год. Потім фільтр промивають водою і пускають в роботу.

У число основних завдань технологічного контролю за роботою фільтрів входить цілодобова підтримка якості фільтрату (очищеної води). Проби відбираються від кожного фільтра окремо і з збірного каналу, що відводить фільтрат в резервуар чистої води.

У фільтраті визначають мутність, забарвленість, рН. Аналіз виконують кожні 2 години, якщо вода обробляється коагулянтами, і через 4 години при відсутності реагентної обробки. На великих станціях всі ці показники реєструються автоматичними приладами безперервної дії і перевіряються в лабораторії 1–2 рази на зміну. Один раз в зміну в відібраних приладах визначаються присмак і запах. Якщо на станції передбачено попереднє хлорування води, в фільтраті обов'язково визначають наявність залишкового хлору через кожні 4 години.

Проби на аналіз за бактеріологічними показниками відбираються з кожного фільтра 1 раз в 10 днів. Бактеріологічний аналіз загального фільтрату

виконується 1 раз на добу. За таким же графіком виконується гідробіологічний аналіз. Для відбору проб на цей аналіз на трубі, що відводить фільтрат, встановлюється спеціальний кран, на який надівається планктонна сітка. Вода фільтрується через сітку на протязі певного часу. За цей період заміряють витрату води, а вміст планктонної сітки мікроскопують. Окремо враховують клітини фіто-, зоопланктону і організми, видимі неозброєним оком. Результати аналізу виражають кількістю клітин в 1 м<sup>3</sup> фільтрату.

Ефективність процесу фільтрування оцінюється порівнянням якості води і фільтрату.

#### **ТЕМА 4 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ЗНЕЗАРАЖЕННЯ ВОДИ**

Однією з основних завдань очисних споруд водопроводу є запобігання можливого поширення через воду кишкової палички. Освітлення і знебарвлення води з коагулюванням і подальшим відстоюванням і фільтруванням навіть за умови попереднього хлорування не забезпечує повного видалення з води бактеріальної мікрофлори. Приблизно 1–10 % бактерій, серед яких можуть виявитися і патогенні, зберігають свою життєздатність.

У зв'язку з цим завершальним етапом обробки води є її знезараження. Існує безліч способів знезараження води, але для комунальних водопроводів застосовують знезараження сильними окислювачами (хлор, озон) і бактерицидними променями.

Відповідно до головного завданням знезараження – забезпечення санітарно-епідеміологічної безпеки води - основний технологічний контроль за якістю води на цьому етапі очищення полягає у періодичному визначенні в знезараженій воді бактеріологічних показників. Бактеріологічний контроль доповнюється технологічними аналізами, гідробіологічними спостереженнями та іншими контрольними визначеннями в залежності від прийнятого способу знезараження.

Бактеріологічний аналіз включає два визначення: загального числа в 1 мл води (мікробне число) і числа бактерій групи кишкової палички в 1 л води.

Необхідність гідробіологічного контролю якості води викликана тим, що у питній воді повинні бути відсутніми організми, видимі неозброєним оком, клітини фіто- і зоопланктону. У той же час можливий прорив цих організмів через фільтри, особливо в період підвищеного вмісту планктону у воді. Особливу увагу гідробіологічним спостереженнями повинна приділятися в разі наявності у воді хлор-стійких організмів, наприклад, протикокових і вольвоксових водоростей.

**Хлорування.** На комунальних водопроводах для знезараження води найчастіше застосовується хлорування. При введенні хлору в воду відбувається його гідроліз з утворенням хлорноватистої кислоти, що дисоціює на іони:



Так як найбільшу бактерицидну дію мають молекули недисоційованої хлорноватистої кислоти, очевидно, що знезараження буде більш ефективним в умовах, при яких дисоціація HOCl пригнічена. Такі умови забезпечуються в нейтральному або слабнокислому середовищі.

Механізм бактерицидної дії HOCl пояснюється дифузією молекул хлорноватистої кислоти всередину клітини і окисленням ферментів. Процеси дифузії й окислювання не протікають миттєво, тому необхідною умовою ефективного знезараження є інтенсивне і повне змішування і тривалий контакт знезаражувального агента з водою.

Різні води мають різну хлорпоглинальність, що залежить від кількості і характеру домішок води, здатних окислюватися хлором. Для забезпечення необхідного бактерицидного ефекту потрібно вводити в воду деякий надлишок хлору в порівнянні з хлорпоглинальністю води, так щоб в воді залишався вільний хлор.

Відповідно до вимог ДСанПіН 2.2.4-171-10 в питній воді через 30 хвилин після введення хлору концентрація залишкового вільного хлору повинна бути не менше 0,3 мг/дм<sup>3</sup>, але не більше 0,5 мг/дм<sup>3</sup>.

Необхідну дозу хлору приймають на підставі пробного хлорування, за результатами якого будують графік хлорпоглинаємості води. Переймаючись необхідної концентрацією залишкового вільного хлору, за цим графіком визначають бактерицидну дозу хлору. Для знезараження обробленої води поверхневих джерел зазвичай потрібно доза хлор 2-3 мг/дм<sup>3</sup>.

Варіант знезараження хлоруванням з амонізацією застосовують в двох випадках: для зниження запаху води і для консервації залишкової концентрації хлору на більш тривалий період. Амонізацію проводять до введення хлору, якщо вода містить феноли або інші органічні сполуки, хлорпохідні яких погіршують органолептичні властивості води. Хлор більш енергійно реагує з аміаком, а не з фенолами, але запобігає появі неприємних хлорфенольних запахів. Для зниження хлорних запахів і консервації залишкового хлору аміак вводять після хлорування. Такий порядок введення реагентів пояснюється прагненням використовувати більшу в порівнянні зі зв'язаним бактерицидність вільного хлору, і тільки потім зв'язати його в хлораміни.

Процес хлорування з амонізацією слід вести при рН>7, так як при

низьких значеннях рН утворення хлорамінів йде повільно. Дози хлору та аміаку визначають пробною хлорамонізацією, при цьому в залежності від поставленої мети співвідношення доз аміаку і хлору (по масі) змінюється від 1: 3 до 1:10. Якщо потрібно продовжити знезаражувальну дію хлору, приймається менше співвідношення, при низьких температурах води і необхідності більш глибокого знезараження - більше.

Контроль дози реагентів проводиться по витраті хлору та аміаку і за залишковим хлором (вільному або зв'язаному в залежності від режиму хлорування). Кожну зміну роблять зважування бочки або балона з реагентом і таким чином визначають його витрату за зміну. Дози розраховують по витраті реагенту і кількості обробленої води.

Залишковий хлор у воді, що подається з резервуара чистої води, визначається щогодини. У разі безперервного контролю залишкового хлору за допомогою автоматичних приладів лабораторія виконує аналіз 1 раз в зміну.

Проби з резервуару чистої води аналізуються, за показниками «каламутність», «забарвленість» і рН кожні 4 години або безперервно автоматичними приладами. Короткий аналіз виконується 1 раз на добу або в зміну в залежності від стабільності роботи станції, повний аналіз проводять 1 раз на місяць. У резервуарах чистої води повинна бути забезпечена постійна циркуляція, повний обмін води повинен відбуватися не більше ніж за 5 діб при температурі  $\geq 18^{\circ}\text{C}$  і не більше ніж за 10 діб при більш низьких температурах.

Гідробіологічний аналіз знезараженої води проводять зазвичай 1 раз на добу. Бактеріологічні показники в очищеній воді визначають не рідше 2 рази на добу.

Контроль за процесом знезаражування не обмежується виконанням перерахованих аналізів. Особливого контролю вимагають реагенти та обладнання, що застосовуються при знезараженні. Балони з хлором і аміаком перед їх підключенням до дозуючих пристроїв піддають якісній індикації. Обережно відкриваючи вентиль балона, вносять в струмінь газу індикаторний папірець. Для індикації хлору застосовують калійбромфлюоресцеїновий папірець, який при контакті з хлором стає рожевим. Для індикації аміаку використовують білий папір, просочену азотнокислим закисом ртуті, чорніє в результаті реакції з аміаком.

При використанні на невеликих станціях для знезараження води хлорного вапна контроль доповнюється визначенням змісту активного хлору в розчині хлорного вапна. Визначення проводяться не рідше 1 разу за зміну.

**Озонування.** Знезараження води озоном має значні переваги перед хлоруванням. Озон - сильніший окислювач, ніж хлор, і його застосування

виявляється більш ефективним для окислення детергентів, гербіцидів, пестицидів та інших хімічних сполук, що важко окисляються. Озон енергійно окисляє феноли, тому знезараження води, що містить феноли, бажано проводити озоном.

Застосування озону для попередньої обробки води дозволяє повністю відмовитися від вуглевання як методу усунення запаху води і значно знизити дозу коагулянту.

Бактерицидний і віруліцидний ефект дії озону набагато вище, ніж у хлору. Необхідні дози озону набагато вище, ніж у хлору. Необхідні дози озону для знезараження підземних вод не перевищують  $0,75\text{--}1\text{ мг/дм}^3$ , а для фільтрованої води  $1\text{--}3\text{ мг/дм}^3$ . Концентрація залишкового хлору після камер змішування повинна бути  $0,1\text{--}0,3\text{ мг/дм}^3$ . Тривалість контакту озону з водою залежить від ряду факторів: якості води, температури, концентрації озону в озоно-повітряній суміші, конструкції змішувача, але в середньому становить 5–20 хвилин.

Контроль за процесом озонування в принципі не відрізняється від контролю за знезараженням води хлором і включає систему аналізів і операцій, що забезпечують ефективну роботу озонаторів і змішувачів. Відбір та аналіз проб проводиться в тому ж обсязі, проте замість залишкового хлору визначається залишковий озон.

**Бактерицидне опромінення.** Бактерицидні установки застосовують для знезараження підземних вод, якщо по органолептичному і санітарно-токсикологічному показникам шкідливості води задовольняє вимоги ДСанПіН 2.2.4-171-10. Колі-індекс оброблюваної води не повинен перевищувати 1000.

До числа переваг знезараження води бактерицидними променями відносять відсутність реагентів, а також змін в складі і якості води, зокрема виключення можливості появи присмаку і запаху, швидкість і можливість повної автоматизації процесу.

Знезаражена води періодично контролюється за бактеріологічними показниками. Аналізи виконуються при чисельності населення, що обслуговується водопроводом, до 20 тис. чоловік - 1 раз на тиждень, до 50 тис. чоловік - 3 рази на тиждень, при більшій чисельності населення щодоби. У цих же пробах визначається каламутність, забарвленість, запах, присмак. Повний аналіз води виконується 1 раз в рік.

Профілактичний огляд установки повинен проводитися не рідше 1 разу на місяць.

## ТЕМА 5 КОНТРОЛЬ ОСОБЛИВИХ МЕТОДІВ ОБРОБКИ ВОДИ

### 5.1 Контроль процесів пом'якшення води

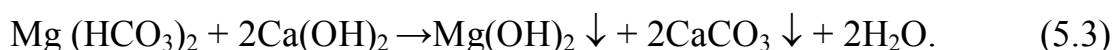
Під пом'якшення води розуміють повне або часткове видалення з води катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$ , які обумовлюють її жорсткість. Залежно від якості вихідної води і необхідного ефекту зниження жорсткості застосовують реагентний, термохімічний, іонітовий методи пом'якшення або різні комбінації їх.

**Реагентне пом'якшення.** Реагентні методи засновані на здатності катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$  утворювати нерозчинні і малорозчинні сполуки при обробці води реагентами. В якості реагентів найбільш часто використовується вапно і сода.

При вапнуванні води усувається тільки карбонатні жорсткість і одночасно знижується лужність води. Додається в воду вапно частково витрачається на зв'язування розчиненої у воді вуглекислоти:

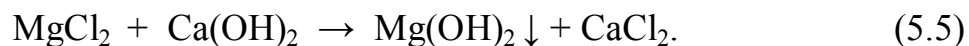
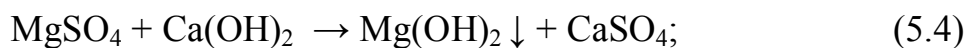


Зниження карбонатної жорсткості води відбувається в результаті наступних реакцій:



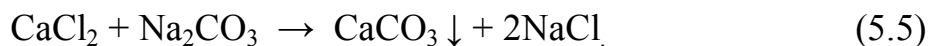
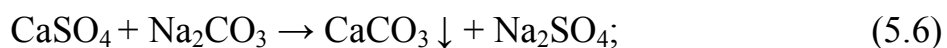
Одночасно відбувається еквівалентне зниження лужності.

Магнієві солі некарбонатної жорсткості переводяться в кальцієві:



Жорсткість при цьому не знижується, а тільки переходить з магнієвої в кальцієву.

Для усунення некарбонатних жорсткості в воду після вапнування додають соду, в результаті чого обмінні реакції призводять до випадання в осад солей кальцію:



Глибина пом'якшення і швидкість процесу залежать від багатьох факторів і в першу чергу від складу вихідної води, температури, дози реагенту, значення рН, забезпеченості повного контакту оброблюваної води з осадом, що раніше утворився. Перераховані фактори визначають основні напрямки в технологічному контролі за процесом пом'якшення.

Підвищення температури забезпечує більш швидке протікання хімічних реакцій і більш повне осадження  $\text{CaCO}_3$  і  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ , так як при підвищенні температури до 35-40 °С значно зменшується розчинність сполук, що

утворюються.

Якість пом'якшеної води залежить від правильності розрахунку доз реагентів. Теоретично оптимальні дози реагентів можна розрахувати по реакціях (5.1, 5.2, 5.3, 5.4 і 5.5), знаючи концентрацію в вихідній воді іонів  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$  й вільної вуглекислоти. Для забезпечення повноти осадження сполук кальцію і магнію необхідний деякий надлишок реагентів. Встановлено, що для осадження іонів кальцію потрібно збільшити дозу вапна на  $0,5 \text{ мг} \cdot \text{екв} / \text{дм}^3$  у порівнянні з розрахунковою, іонів  $\text{Mg}^{2+}$  - на  $1 \text{ мг} \cdot \text{екв} / \text{дм}^3$ . При більшому надлишку вапна підвищуються залишкова жорсткість і гідратна лужність обробленої води.

Контроль правильності дозування реагентів здійснюється за величиною рН. Оптимальне для процесу пом'якшення значення рН можна визначити розрахунком за формулою:

$$\text{pH}_{\text{опт.}} = \text{pH}_s + \Delta \text{pH}, \quad (5.6)$$

де  $\text{pH}_s$  – значення рН, при якому досягається рівноважний стан між осадом  $\text{CaCO}_3$  або  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  і розчином;

$\Delta \text{pH}$  – надмірне значення рН, необхідне для повноти осадження катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$  і прискорює процес пом'якшення.

Величина  $\Delta \text{pH}$  забезпечується тим надлишком реагенту, який вводиться в оброблювану воду. У свою чергу, величина  $\text{pH}_s$  залежить від вмісту солі, температури, допустимої залишкової концентрації  $\text{Ca}^{2+}$  або  $\text{Mg}^{2+}$  лужності води і визначається за номограмами.

Спостереження за величиною рН та підтримання її на заданому рівні є одним з методів оперативного технологічного контролю за процесом пом'якшення.

Контроль за процесом реагентного пом'якшення можна здійснити і за величиною гідратної лужності, так як в процесі обробки лужність вихідної води зменшується і змінюється співвідношенням між окремими її компонентами.

Лужність природної води при  $\text{pH} < 8,4$  обумовлена в основному бікарбонатами, але після обробки вапном, згідно реакцій (5.2) і (5.3), бікарбонати переходять в карбонати і випадають в осад, що призводить до зниження бікарбонатної лужності води. Одночасно зростає величина гідратної лужності, головним чином за рахунок надлишку додається вапна. Так як для осадження обох катіонів жорсткості потрібен більший надлишок вапна, ніж при осадженні одного  $\text{Ca}^{2+}$ , то і гідратна лужність в цьому випадку буде вищою.

При контролі за процесом пом'якшення за величиною гідратної лужності рекомендується цей показник підтримувати в межах  $0,1\text{--}0,2 \text{ мг} \cdot \text{екв} / \text{дм}^3$  при



осадженні  $\text{Ca}^{2+}$  і 0,3–0,5 мг·екв/дм<sup>3</sup> при осадженні  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$ .

Процес осадження  $\text{CaCO}_3$  і  $\text{Mg(OH)}_2$ , що утворилися при пом'якшенні води інтенсифікують добавкою коагулянту. Так як при пом'якшенні води значення рН підтримують в межах 9,5–10,9, солі алюмінію незастосовні і як коагулянтів використовують  $\text{FeSO}_4$  і  $\text{FeCl}_3$ . Дози коагулянтів, так само як і дози вапна і соди, розраховують відповідно до рекомендацій ДБН В.2.5 - 74:2013.

Контроль за процесами коагуляції та відстоювання здійснюється за аналогією з контролем за цими процесами на станціях освітлення і знебарвлення води.

Важливим експлуатаційним показником правильності підбору доз і закінчення процесу пом'якшення служить стабільність пом'якшеної води. Нестабільність води проявляється у відкладенні  $\text{CaCO}_3$  при проходженні зм'якшеної води після відстоювання по трубопроводах і через фільтри. Цей процес супроводжується відповідним зменшенням лужності. Для розрахунку показника нестабільності  $\Delta\text{Щ}$  визначають лужність води після відстоювання  $\text{Щ}_1$  і фільтрування  $\text{Щ}_2$ . Тоді  $\Delta\text{Щ}$  визначиться як різниця цих величин, тобто

$$\Delta\text{Щ} = \text{Щ}_1 - \text{Щ}_2 \quad (5.7)$$

Допустиме в експлуатації значення показника нестабільності залежить від температури і приймається при температурі води, °С, не більше:

10.....	0,25
10-20.....	0,15
30-40.....	0,1

Для всіх випадків застосування процесів реагентного пом'якшення води скласти єдиний графік проведення аналізів не представляється можливим, так як частота відбору проб і набір контрольованих показників залежить від сталості якості вихідної води, допустимих відхилень у складі обробленої води як за вмістом катіонів жорсткості, так і за іншими показниками.

З цих причин нижче наводяться лише ті показники, визначення яких у вихідній і зм'якшеної води обов'язково. Вихідна вода аналізується 1 раз на зміну або на добу на вміст вільної вуглекислоти, загальної лужності, іонів  $\text{Ca}_2$  і  $\text{Mg}_2$ ; крім того, визначаються рН і загальна жорсткість води. Періодично визначаються сульфати, хлориди, щільний залишок. У пом'якшеній воді обов'язково визначаються загальна жорсткість, лужність за фенолфталеїном і метилоранжу, величина рН. Останні три показники дають можливість розраховувати компоненти загальної лужності. Пом'якшена вода контролюється також по щільному залишку, вмісту сульфатів та хлоридів. Застосування реагентних методів теоретично дозволяє знизити жорсткість води

до меж, визначуваних розчинністю  $\text{CaCO}_3$  і  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ . На практиці із-за необхідності вводити певний надлишок вапна і легкості утворення пересичених розчинів утворюються сполуками вдається отримати воду з залишковою жорсткістю  $0,5\text{--}1\text{ мг}\cdot\text{екв}/\text{дм}^3$ .

**Зм'якшування води катіонами.** Пом'якшення води методом іонного обміну може здійснено  $\text{Na}$  - катіонуванням, паралельними або послідовним  $\text{H-Na}$ -катіонуванням.

Сутність процесів катіонування полягає в обміні катіонів жорсткості на катіони  $\text{Na}$  або  $\text{H}$  при фільтруванні води через шар катіоніту.

$\text{Na}$ -катіонування застосовують для пом'якшення води до значення залишкової жорсткості  $0,03\text{--}0,05\text{ мг}\cdot\text{екв}/\text{дм}^3$  при одноступеневій обробці і до  $0,01\text{ мг}\cdot\text{екв}/\text{дм}^3$  при двоступеневій обробці. У воді після  $\text{Na}$ -катіонування дещо збільшується щільний залишок, лужність залишається незмінною.

Якщо одночасно з пом'якшення потрібно знизити лужність води, застосовують  $\text{H-Na}$ -катіонування. Цей метод дозволяє знизити жорсткість до  $0,01\text{ мг}\cdot\text{екв}/\text{дм}^3$  при одночасному зниженні лужності до  $0,4\text{--}0,7\text{ мг}\cdot\text{екв}/\text{дм}^3$ .

Головним завданням технологічного контролю за роботою іонообмінних установок є забезпечення необхідної якості води. На якість зм'якшеної води впливають попередня підготовка іонообмінного матеріалу, якість регенерації іонітових фільтрів, якість вихідної води.

Швидкість фільтрування залежить від жорсткості вихідної води і при зміні жорсткості від  $5$  до  $15\text{ мг}\cdot\text{екв}/\text{дм}^3$  знижується з  $25$  до  $10$  м/год.

Регенераційний розчин не повинен містити катіонів  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$ , так як ефективність регенерації в їх присутності знижується. Неприпустимо присутність в регенераційному розчині нерозчинних домішок, так як частинки малого розміру, фільтруючись через іонообмінний матеріал, утворюють в ньому канали, що знижує ефективність процесу.

Одним з основних напрямків у технологічному контролі іонітових фільтрів є контроль за допустимою тривалістю роботи фільтра між двома регенераціями. Для  $\text{Na}$ -катіонітових фільтрів за умови сталості витрати і складу води регенерацію призначають через строго певні проміжки часу. При досить постійному складі вихідної води, але витраті, що змінюється перед кінцем робочого періоду кожні  $10\text{--}15$  хвилин визначають жорсткість води. Процес фільтрування припиняють, коли жорсткість досягне допустимої величини.

Для  $\text{H}$ -катіонітових фільтрів контроль можна здійснювати по кислотності зм'якшеної води, так як при виснаженні  $\text{H}$ -катіоніту кислотність фільтрату падає. Такий контроль можливий за умови сталості у вихідній воді концентрації

аніонів сильних кислот. Якщо ж їх концентрація змінюється, аналіз виконують для вихідної води та фільтрату.

Велике значення надається якості вихідної води. Так як значний вміст завислих речовин негативно позначається на роботі фільтрів, цей показник у вихідній воді не повинен перевищувати 5–8 мг/дм<sup>3</sup>. Погіршують роботу фільтрів і органічні з'єднання, тому верхня межа забарвленості оброблюваної води обмежений 30 град.

Об'єм аналізу, виконуваного для зм'якшеної води, залежить від прийнятої схеми пом'якшення та вимог споживача до якості води. Основними показниками, постійно контролюваними у процесі очищення, є жорсткість та лужність.

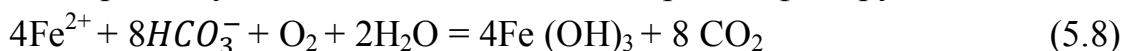
## **5.2 Контроль процесів очищення води від сполук заліза і марганцю**

У поверхневих водах залізо знаходиться переважно у вигляді комплексних органічних сполук і гідроксиду. Марганець також утворює органічні комплекси. Всі ці сполуки добре видаляються в процесі коагуляції за умови попереднього руйнування органічних комплексів окислювачами. Таким чином, вилучення з поверхневих вод сполук заліза і марганцю здійснюється одночасно з освітленням та знебарвлення води. Контроль у цьому випадку доповнюється визначенням заліза і марганцю на всіх стадіях обробки води, у всіх пробах, що відбираються для короткого аналізу.

Найбільш часто знезалізнення застосовують при водопостачанні з підземних джерел. У підземних водах залізо присутнє в розчиненому стані, в основному у вигляді бікарбонату двовалентного заліза. Залізо у вигляді органічних комплексів з'являється в підземних водах, якщо водоносний пласт має гідравлічний зв'язок з поверхневими водоймами.

Залізо з підземних вод видаляють фільтруванням у поєднанні з попередньою обробкою, в завдання якої входить перетворення Fe<sup>2+</sup> у форму Fe<sup>3+</sup>. Процес окислення може бути здійснено киснем повітря, хлором, перманганатом калію. Вибір методу попередньої обробки залежить від концентрації та форми, в якій залізо присутнє у воді, наявності супутніх домішок, необхідної ефективності очищення і проводиться на підставі результатів пробного знезалізнення.

В результаті окислення тривалентне залізо, що утворилося гідролізується з утворенням гідроксиду, що видаляється з води в процесі фільтрування:



Швидкість процесу залежить від наявності достатньої кількості O<sub>2</sub> і

зростає при збільшенні значення рН.

Технологічний контроль за процесом має бути спрямований на підтримання оптимальних умов для окислення заліза. Контролюють витрату повітря і концентрацію кисню у воді або дозу окислювача, а також якість води до і після обробки.

Якщо концентрація заліза у воді не перевищує  $10 \text{ мг/дм}^3$ ,  $\text{pH} \geq 6,8$ , лужність  $L \geq (1 + \text{Fe}^{2+}/28)$  і вміст сірководню не більше  $2 \text{ мг/дм}^3$ , то знезалізнення здійснюється методом спрощеної аерації з фільтруванням. Вода збагачується киснем при зливі з трубопроводу, що подає з висоти  $0,5\text{--}0,6 \text{ м}$  в розподільну камеру фільтрів. При фільтруванні води через зернистий шар завантаження на поверхні зерен утворюється каталітична плівка, що складається в основному з гідроксиду заліза. Ця плівка інтенсифікує процес окиснення і виділення заліза з води. Для утворення каталітичної плівки необхідно присутність у воді розчиненого  $\text{O}_2$  в кількості  $0,6\text{--}0,9$  на  $1 \text{ мг Fe}^{2+}$ .

Особливу увагу при експлуатації установки звертають на своєчасність промивки фільтруючого завантаження, так як накопичення осаду на її поверхні погіршує режим роботи. Фільтри промивають очищеною водою протягом  $6\text{--}7$  хвилин при інтенсивності подачі води  $14\text{--}18 \text{ л/с}$  на  $1 \text{ м}^2$  поверхні і не рідше  $1\text{--}2$  разів на добу.

Промивні води з вмістом заліза  $100\text{--}120 \text{ мг/дм}^3$  відстоюють протягом  $3$  год. повторно використовують, додаючи їх до вихідної води в кількості  $10\%$ . Контроль за процесом відстоювання здійснюють аналогічно контролю за процесом, що відбуваються у відстійниках на очисних станціях: замірюють шар накопиченого осаду, визначають його вологість, забезпечують своєчасне вивантаження осаду на майданчики для підсушування. Вологість вивантаженого осаду зазвичай становить  $92\text{--}94 \%$ .

В процесі експлуатації знезалізнюючих установок відбирають проби вихідної та очищеної води. Повний санітарно-хімічний аналіз виконується  $1$  раз в місяць. Щодоби контролюється якість вихідної води і відібраної з поверхні фільтра на утримання спільного і окисленого заліза, розчиненого  $\text{O}_2$  і вільної вуглекислоти. Загальне залізо в очищеній воді визначається кожні  $4$  год., вміст його в очищеній воді не повинен перевищувати  $0,3 \text{ мг/дм}^3$ .

Необхідність знезараження води після видалення з неї заліза визначається в залежності від місцевих умов і узгоджується з органами санітарно-епідеміологічної служби.

Контроль знезараження здійснюється за загальноприйнятими методиками, викладеними в Темі 4.

У підземних водах марганець знаходиться у вигляді добре розчинних солей двовалентного марганцю. Перетворення їх у малорозчинний стан здійснюється окисленням  $Mn^{2+}$  в  $Mn^{3+}$  і  $Mn^{4+}$ , гідроліз яких призводить до утворення  $Mn(OH)_3$  і  $Mn(OH)_4$ , що випадають в осад.  $Mn(OH)_4$ , що осідають на зернистому завантаженні фільтра, каталізує процес окислення  $Mn^{2+}$  розчиненим  $O_2$ . Для ефективного окислення необхідно підтримувати значення рН на рівні 8,5, тому часто потрібно підлюговування води.

Контроль за цим процесом здійснюється аналогічно контролю за процесом знезалізнення. У вихідній і очищеній воді обов'язково визначають концентрацію  $Mn^{2+}$  [1].

### **5.3 Контроль процесів очистки води від сірководню**

Сірководень додає воді неприємні присмак і запах і передає їй корозійні властивості. При утриманні  $H_2S$  не більше 2–3 мг/дм<sup>3</sup> і рН < 7,2 сірководень видаляють аерацією води з подальшим окисленням залишкового сірководню хлором. Хлоруванням досягається окислення сірководню до сірки (якщо доза хлору становить 2,1 мг на 1 мг сполук сірководню) або до сульфатів (при дозі хлору 8,4 мг на 1 мг сполук сірководню). У першому випадку процес закінчується коагулюванням колоїдної сірки, що утворюється і фільтруванням води.

При високому вмісті  $H_2S$  доцільно проводити процес аерації при рН < 5,5 коли велика частина з'єднань сірководню знаходиться у воді у вигляді молекулярно-розчиненого  $H_2S$ . Підкислення здійснюється соляною або сірчаною кислотою. Залишковий сірководень віддається хлоруванням, при цьому доза хлору приймається рівною 4–5 мг/дм<sup>3</sup>. Колоїдна сірка видаляється в процесі коагулювання і фільтрування води. Контроль за процесами полягає в підтримці оптимального навантаження на дегазатор і регулювання витрати повітря. Контролюється також доза хлору і величина рН. На всіх етапах очистки в воді визначається вміст сполук сірководню. Процеси очищення води від утвореної при окисненні сірководню колоїдної сірки контролюються аналогічно процесам, описаним в Темі 3.

### **5.4 Контроль процесів коригування змісту фтору у воді**

Зміст фтор-іонів в природних водах коливається від 0,01 до 12 мг/дм<sup>3</sup>. Підземні води зазвичай багата фтором. Оптимальна концентрація фтору в питній воді встановлена ДСанПіН 2.2.4-171-10 на рівні 0,7–1,5 мг/дм<sup>3</sup>, в зв'язку з чим в ряді випадків виникає необхідність фторування води або видалення

надлишку фтору.

Фторування води здійснюється кремнефтористими солями  $\text{Na}^+ \text{HN}_4^+$  або фтористим натрієм, що подається в оброблювану воду у вигляді розчинів певної концентрації.

За процесом фторування потрібен постійний суворий контроль. Перш за все контролюється якість фторсодержащих реагентів. З кожної партії реагенту відбирається середня проба, в якій визначають зміст чистого продукту, вологість, вільну кислоту, нерозчинні домішки.

Місце введення реагенту залежить від якості води і прийнятої схеми очищення. Натрієві фторвмісні реагенти можна вводити в воду до або після знезараження. Якщо на станції передбачена преамонізацією, то кремнефтористий амоній вводять до хлорування. У всіх інших випадках його подають після знезараження, так як при додаванні іона  $\text{F}^-$  в кількості 0,8–1,2 мг/дм<sup>3</sup> вміст у воді амонійного азоту збільшується на 0,3–0,45 мг/дм<sup>3</sup> і утворюються хлораміни знижують ефективність знезараження.

Внаслідок токсичності іона фтору і низького значення рН розчини фторсодержащих реагентів мають бактерицидні властивості, що і робить можливим подачу їх після знезараження. Але для того щоб бактерицидну дію фтору проявилось в повній мірі, розчини реагентів перед використанням витримують протягом певного часу.

Одним з найважливіших напрямків в технологічному контролі за процесом фторування є контроль за точністю дозування реагенту з метою запобігання надходження в питну воду надлишку фтору. Контроль здійснюється за концентрацією і витраті реагентів, що містять фтор і по концентрації фтору в обробленій воді.

Установки для фторування повинні бути обладнані водомірами, а дозатор реагенту повинен легко регулюватися і контролюватися з тим, щоб відхилення фактичної дози реагенту від розрахункової не перевищували  $\pm 5\%$ . Продуктивність дозуючих пристроїв і витрату оброблюваної води контролюють щогодини, результати вимірів заносять в журнал. Реєструється також час початку і кінця використання розчину в робочому баку. Одночасно відбираються проби робочого розчину, в яких можна визначити концентрацію фтору.

В обробленій воді через кожні 2 год. визначають зміст фтор-іона. Разові відхилення концентрації фтору від заданого значення не повинні перевищувати  $\pm 0,1$  мг/дм<sup>3</sup> при середньомісячному допустимому відхиленні 0,05 мг/дм<sup>3</sup>. У число контрольних визначень входить аналіз вихідної води на вміст фтору.

Аналіз виконується 1 раз в зміну і призначається більш часто при коливаннях концентрації фтору.

Вода з розподільній мережі піддається аналізу 2-4 рази на добу. Проби відбираються в різних місцях, в різний час доби. Обов'язковою умовою є зміна точок відбору та аналіз хоча б однієї проби, відібраної в ранкові години.

Поточний санітарний нагляд за фторуванням крім перерахованих заходів включає строгий контроль за зберіганням і витрачанням реагентів, містять фтор, контроль за здійсненням заходів з охорони праці осіб, що стикаються з цими речовинами.

Знефторювання води проводиться при утриманні іона  $[F^-] > 1,5 \text{ мг/дм}^3$ , якщо неможлива заміна джерела водопостачання.

Знефторювання води здійснюється методом іонного обміну або сорбцією фтор-іона свіжоосадженого гідроксидами алюмінію або магнію. Для знефторювання води за першим методом застосовують активований оксид алюмінію (АОА), заряджений іонами  $SO_4^{2-}$  і здатний вибірково поглинати з води іони фтору.

В процесі експлуатації установки контролюється якість АОА, якість вихідної і обробленої води, швидкість фільтрування. АОА не повинен містити домішок, що погіршують якість води. Каламутність вихідної води повинна бути менше  $8 \text{ мг/дм}^3$ , так як при більшій кількості зважених речовин скорочується час фільтроциклу.

Воду після обробки обов'язково аналізують на вміст фтору. Якщо в результаті знефторювання концентрація фтору у воді виявиться нижче оптимальної, то її підвищують шляхом додавання відповідної кількості необробленої води.

Частоту відбору проб і набір показників, за якими здійснюється контроль якості води, встановлює санітарний лікар з урахуванням місцевих умов.

Швидкість фільтрування підтримують на рівні 6 м/ч, при цьому виключення фільтра на регенерацію (виробляють тоді, коли концентрація фтору в фільтраті досягає  $1,5 \text{ мг/дм}^3$ ).

Для знефторювання води поверхневих джерел застосовують метод сорбції іона фтору гідроксидом алюмінію. Процес здійснюється одночасно з висвітленням і знебарвлення води. Однак процес знефторювання вимагає значно більших доз коагулянту, а повнота осадження фтору досягається лише при  $pH=5-5,5$ , внаслідок чого виникає необхідність підкислення води.

Контроль за роботою очисних споруд в цьому випадку здійснюється звичайним шляхом, але у всіх пробах, що відбираються для аналізу на мутність

і забарвленість, обов'язково визначають концентрацію фтору [1].

### **5.5 Контроль процесів опріснення та знесолення води**

Для видалення з води солей застосовують виморожування, дистиляцію, іонний обмін, електродіаліз, гіперфільтрацію. Методи опріснення і знесолення вибираються в залежності від загального солевмісту води і вимог, що ставляться до її якості споживачем [1].

Опріснення і знесолення води методом іонного обміну застосовується при вмісті солей у вихідній воді до  $200 \text{ мг/дм}^3$ . Для опріснення води до залишкового вмісту солі  $20 \text{ мг/дм}^3$  застосовують одноступеневу схему з послідовним фільтруванням води через Н-катіоніт і ОН-аніоніт.

Знесолення води досягається застосуванням двох і тріступневих іонообмінних установок, що дозволяють отримати воду з вмістом солей відповідно  $<0,5$  і  $<0,1 \text{ мг/дм}^3$ .

Експлуатаційний контроль за роботою установок здійснюється відповідно до загальних правил контролю іонітових фільтрів. Частота контрольних визначень якості вихідної води залежить від того, наскільки постійний склад оброблюваної води. Набір показників, за якими контролюється якість опріснення води, визначається в кожному конкретному випадку в залежності від вимог, що ставляться до води споживачем.

Опріснення води методом електродіаліз може бути застосовано для вод з вихідним солевмістом  $1500\text{--}7000 \text{ мг/дм}^3$  для отримання води з вмістом солей не нижче  $500 \text{ мг/дм}^3$ .

Суть методу полягає в тому, що при пропуску постійного струму через воду на шляху направленої руху іонів ставлять іонітові мембрани, що володіють селективною здатністю пропускати іони з певним знаком заряду. В результаті цього в одній частині осередків, утворених мембранами, відбувається опріснення води, а в іншій - концентрування солей.

Для успішної роботи електродіалізних установок необхідно, щоб вміст завислих речовин у вихідній воді не перевищував  $1,5 \text{ мг/дм}^3$ , забарвленість становила не вище 20 град, окислюваність - не більше  $5 \text{ мг/дм}^3$ . Крім того, лімітується вміст заліза, марганцю, боратів. Тому для опріснення води методом електродіаліз потрібна попередня підготовка води, якщо її якість не відповідає зазначеним нормам, і постійний контроль вихідної води за перерахованими показниками.

Особливого контролю вимагають іонітові мембрани. Деякі мембрани здатні виділяти в воду токсичні речовини, тому при опріснення води для



питних цілей допускається застосування мембран, які пройшли гігієнічну апробацію.

У воді після електродіалітичних установок можливе погіршення органолептичних властивостей, тому оброблена вода постійно контролюється за показниками «присмак» і «запах». Для поліпшення органолептичних показників опріснену воду фільтрують через активоване вугілля.

Для вод з солевмістом більше 10000 мг/дм<sup>3</sup> опріснення здійснюється методом дистиляції. Цей метод заснований на випаровуванні води з подальшою конденсацією. При конденсації пари виходить вода з низькою мінералізацією. Так як ДСанПіН 2.2.4-171-10 не регламентує нижню межу вмісту солі, то формально вода може вважатися хорошою. Однак встановлено, що тривале вживання дистиляту призводить до порушення сольового обміну. Вода після дистиляції, як правило, володіє поганими органолептичними властивостями в результаті зміни іонного і газового складу і в зв'язку з попаданням в неї летких органічних речовин, що звільняються при термічній обробці.

Недолік іонів  $\text{Ca}^{+2}$  і  $\text{HCO}_3^-$  і наявність органічних домішок надають воді неприємного присмаку. Домогтися оптимального співвідношення між окремими іонами шляхом зменшення кратності випарювання практично неможливо, так як в процесі дистиляції концентрація більшості іонів зменшується пропорційно зниженню загального солевмісту.

Все сказане говорить про необхідність додаткової обробки опріснення води з метою поліпшення органолептичних властивостей і коригування іонного складу.

Коригувати склад опрісненої води можна фільтруванням її через шар карбонатвмісних зернових матеріалів з попереднім насиченням води вуглекислотою. Органічні речовини видаляють фільтрацією води через активоване вугілля. Процес контролюється за вмістом у вихідній воді  $\text{CO}_2$ , яке підтримується на рівні 25 мг/дм<sup>3</sup>. Крім того, контролюється якість завантаження фільтрів і якість обробленої води, в якій визначаються органолептичні показники, щільний залишок,  $\text{CO}_3^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ .

Кондиціювання іонного складу можливо змішанням опріснених вод з артезіанськими мінералізованими водами. Простим змішанням важко домогтися оптимального співвідношення іонів, тому найчастіше вдаються до роздільної підготовки кожної води з подальшим змішуванням потоків. Дистилят хлорують, пропускають через активоване вугілля, збагачують  $\text{CO}_3^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$  - фільтруванням через мармурову крихту. Суміш двох вод фторують і знезаражують. Контроль кожного з етапів очищення здійснюється аналогічно

контролю відповідних методів.

Для забезпечення сприятливих органолептичних властивостей води необхідна присутність в ній наступних концентрацій, мг/дм<sup>3</sup>, іонів:  $[\text{Ca}^{2+}]$  – 55,  $[\text{Mg}^{2+}]$  – 8,  $[\text{Na}^+]$  – 90,  $[\text{HCO}_3^-]$  – 146,  $[\text{Cl}^-]$  – 100,  $[\text{SO}_4^{2-}]$  – 100,  $[\text{Fe}^-]$  – 0,75.

Воду, що подається в розподільну мережу, контролюють за органолептичними і бактеріологічними показниками, при цьому в число обов'язкових входить визначення присмаку і запаху, щільного залишку,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ , рН,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , F, загального числа бактерій і колі-індексу. Порядок і частота відбору проб встановлюються місцевими органами санітарно-епідеміологічної служби.

### 5.6 Контроль процесу знекремнювання води

Вибір методу знекремнювання визначається вимогами, які пред'являє до якості води споживач.

Для зменшення вмісту  $\text{SiO}_3^{2-}$  до 3–5 мг/дм<sup>3</sup> застосовують метод сорбції кремнекислоти гідроксидами алюмінію і заліза. Доза коагулянту приймається з розрахунку 15 мг на 1 мг  $\text{SiO}_3^{2-}$ , що видаляється. Процеси коагуляції і сорбції  $\text{SiO}_3^{2-}$  найбільш інтенсивно протікають при рН=7,8–8,3, тому воду підлужують вапном. Технологічний контроль знекремнювання не відрізняється від контролю процесу коагуляції.

Обробка води каустичним магnezитом при підігріві до 35 °С застосовується для зниження вмісту  $\text{SiO}_3^{2-}$  до 1–1,5 мг/ дм<sup>3</sup>. Якщо одночасно потрібно пом'якшення, в воду додають вапно.

Виділення з води гідроксидів з сорбуючою  $\text{SiO}_3^{2-}$  здійснюють в освітлювачах із зваженим шаром осаду. У разі осадження кремнекислоти гідроксидами  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  швидкість висхідного потоку в зоні освітлення підтримують рівної 0,9–1 мм/ дм<sup>3</sup>. При обробці води каустичним магнетизмом швидкість повинна бути 0,7–0,8 мм/ дм<sup>3</sup>. Строго контролюється температура води, так як різкі її зміни призводять до виникнення конвективних струмів і винесенню осаду з освітлювача.

Більш глибоке знекремнювання води до залишкового вмісту  $\text{SiO}_3^{2-}$ , рівного 0,1–0,3 мг/дм<sup>3</sup>, досягається фільтруванням її через шар магnezіального сорбенту [1]. Висока пористість сорбенту збільшує його кремнеємкість.

Швидкість фільтрування підтримується рівної 10 м/год. При подачі води на фільтри контролюється її якість. Вода не повинна містити вільної і зв'язаної вуглекислоти, так як в її присутності сорбент поступово розчиняється, збагачуючи воду солями жорсткості. У процесі постійно контролюють

температуру води, яка не повинна бути нижче 40 °С на виході з фільтра. Технологічний контроль процесу полягає в підтримці всіх перерахованих параметрів на належному рівні і систематичній перевірці якості обробленої води. У число обов'язкових показників, які повинні визначатися в фільтраті, входять  $\text{SiO}_3^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , рН.

Метод іонного обміну для знекремнювання застосовують при необхідності одночасного глибокого знесолення води. Застосування двох-і триступеневої очистки дозволяє знизити вміст кремнекислоти відповідно до 0,2 і 0,05. Видалити кремнекислоти вдається тільки за допомогою сильно основним аніонітом за умови, що попередньо видалені всі катіони, все аніони сильних кислот і  $\text{CO}_2$ .

Контроль роботи іонітових фільтрів підпорядковується загальним правилам експлуатації іонообмінних установок.

Порядок контролю і набір показників, за якими контролюється процес знекремнювання, залежить від застосовуваного методу і вимог, що ставляться до води споживачем, і тому в кожному випадку вирішується з урахуванням місцевих умов. Загальним контрольним показником для всіх методів є визначення  $\text{SiO}_3^{2-}$  у вихідній і обробленій воді. Цей аналіз дозволяє оцінити ефективність процесу [1].

### **5.7 Контроль процесу стабілізаційної обробки води**

Сутність стабілізаційної обробки полягає в тому, щоб привести різні форми вуглекислоти до такого співвідношення, при якому не відбувається ні розчинення карбонатів, ні їх випадіння в осад, в результаті чого вода не робить кородіруючої дії на трубопроводи і не викликає їх заростання карбонатом кальцію [1].

У початковий період експлуатації водопровідних систем по трубопроводах транспортують воду, пересичений карбонатом кальцію. В результаті відкладення  $\text{CaCO}_3$  на внутрішній поверхні труб утворюється захисна плівка, що перешкоджає безпосередньому контакту води з металом. Для збереження сформованого захисного шару вода, що транспортується по трубах, повинна бути стабільна.

Оцінку стабільності води проводять не менше 4 разів на рік (по 1 разу в сезон). Вода може виявитися нестабільної після обробки її мінеральними коагулянтами в процесі знезалізнення і пом'якшення. При позитивному індексі насичення воду обробляють кислотою, гексаметафосфатом або триполифосфатом натрію. При індексі насичення +0,5 обробку проводять протягом 8–10 міс на рік. При негативному індексі насичення виробляють

підлучення води вапном. Обробку роблять протягом 8 міс на рік.

Технологічний контроль за процесом стабілізації полягає в забезпеченні правильності дозування реагентів, періодичної перевірки стабільності води і у визначенні в обробленій воді залишкових концентрацій реагентів, якщо обробка проводилася гексаметафосфатом або триполифосфатом натрію [1].

## ТЕМА 6 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ РОБОТИ ЗВОРОТНИХ СИСТЕМ ОХОЛОДЖУВАННЯ

### 6.1 Контроль процесів гідрохімічного режиму роботи зворотних систем охолодження

На рисунку. 6.1 схематично показана система зворотного водопостачання промислового підприємства з градирнею як охолоджувача води [4].

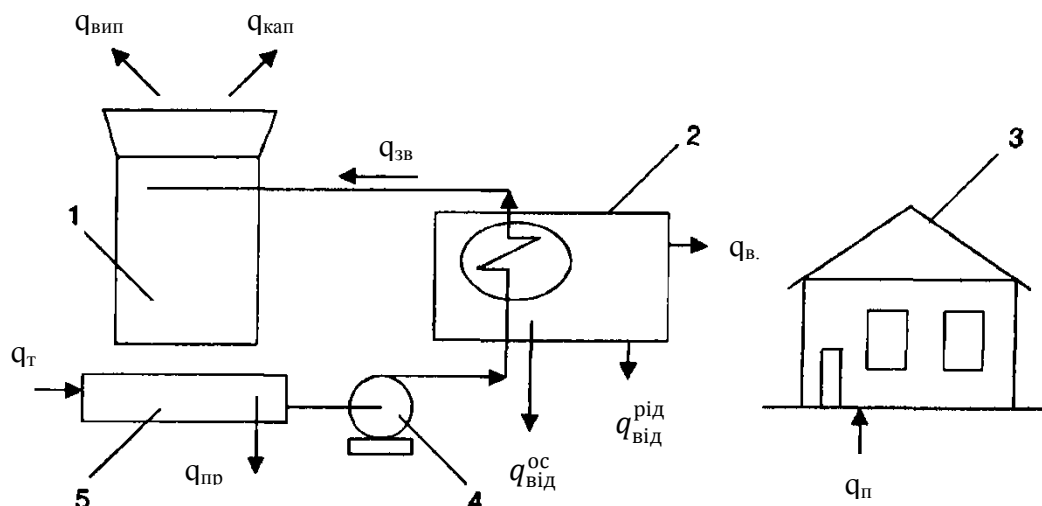


Рисунок 6.1 – Схема охолоджувальної системи зворотного водопостачання промислового підприємства:

1 - градирня; 2 - теплообмінна апаратура промислового підприємства;  
3 - споживачі питної води на промисловому майданчику; 4 - циркуляційний насос; 5 - водозбірний басейн градирні

При гідрохімічних контролі зворотної системи водопостачання спочатку перевіряється дотримання наступних водних балансів:

$$q_{св} = q_{ст} + q_{бв} = q_{т} + q_{п} \quad (6.1)$$

$$q_{бв} = q_{вип} + q_{кап} + q_{в.п} \quad (6.2)$$

$$q_{ст} = q_{пр} + q_{від}^{рід}; \quad (6.3)$$

$$q_{від} = q_{від}^{рід} + q_{від}^{ос}; \quad (6.4)$$

де  $q_{пр}$ ,  $q_{вип}$ ,  $q_{кап}$  і  $q_{в.п}$  – витрати води на відповідно продування системи, випаровування, крапельний винос і втрати води в виробничих процесах;

$q_{від}$  – витрата відпрацьованої води;

$q_{\text{від}}^{\text{рід}}$  – сумарна витрата вод, що із заводської каналізуємої території;

$q_{\text{від}}^{\text{ос}}$  – витрата води, що скидається з опадами;

$q_{\text{т}}$ ,  $q_{\text{п}}$ ,  $q_{\text{ст}}$ ,  $q_{\text{св}}$ ,  $q_{\text{зв}}$  і  $q_{\text{бв}}$  – витрати відповідно до технічної (подпіточної), питної, стічної, свіжої, зворотної і води, що повторно використовувалась, а також безповоротне водоспоживання.

З формул (6.1) і (6.2) слід:

$$q_{\text{ст}} = q_{\text{т}} + q_{\text{п}} - q_{\text{вип}} - q_{\text{кап}} - q_{\text{в.п.}} \quad (6.5)$$

Коефіцієнт упарювання води в системі зворотного водопостачання, що характеризує технічну досконалість її роботи, визначається за формулою

$$K_y = \frac{q_{\text{вип}} + q_{\text{кап}} + q_{\text{вп}}}{q_{\text{кап}} + q_{\text{вп}}} = \frac{C_{\text{ц}}}{C_{\text{п}}} \quad (6.6)$$

де  $C_{\text{ц}}$  і  $C_{\text{п}}$  – концентрація консервативних іонів (наприклад, хлориду або магнію) відповідно в циркуляційній і подпіточній воді.

Чим вище  $K_y$ , тим менше  $q_{\text{св}}$ , але більше капіталовкладення на підготовку циркуляційної води. Середнє значення  $K_y$  на підприємствах – 1,2. У більшості промислово розвинених країнах світу  $K_y$  на порядок і більше вище.

Контроль якості циркуляційної води зводиться до наступних чотирьох вимогам вода не повинна викликати сольових відкладень, інтенсивних корозійних руйнувань конструкційних матеріалів, біологічних обростань і відкладень механічних домішок.

З чотирьох можливих в системах оборотного водопостачання сольових відкладень: карбонатних, сульфатних, фосфатних і силікатних - є надійна технологія запобігання перших трьох відкладень, яка називається пом'якшення води. Розроблено кілька способів пом'якшення води: фізичне (за допомогою нагріву води, ультразвуковий, електричної та магнітної обробки її), хімічне (вапняне і вапняно-содове) і катіонітового (при регенерації катіонітів кислотами, кухонною сіллю і аміаком). Найбільш споживані через їх надійності останні два способи. При домінуванні в відкладеннях карбонатів кальцію ефективна кислотна обробка води.

Про експлуатаційно-небезпечне утворення карбонатних відкладень в охолоджувальних системах зворотного водопостачання судять [6] за величиною добутку лужності додаткової води в мг-екв/дм<sup>3</sup> на коефіцієнт упарювання води. Якщо цей добуток перевищує 3,0, то рекомендуються заходи щодо запобігання утворенню карбонатних відкладень.

Для систем гарячого водопостачання та опалення контроль карбонатних відкладень здійснюють за допомогою карбонатного індексу, що представляє собою граничне значення добутку лужності на концентрацію кальцію в воді (в

мг-екв/дм<sup>3</sup> кожна), вище якої інтенсивність карбонатних відкладень перевищує 0,1 г/(м<sup>2</sup> · ч). У таблиці 6.1 наведені норми граничного значення карбонатного індексу для деяких поширених систем гарячого водопостачання та опалення.

Таблиця 6.1 – Нормативні значення карбонатного індексу для підпитки теплових мереж

Тип обладнання	Температура нагріву мережевої води, °С	Карбонатний індекс, (мг-екв/дм <sup>3</sup> ) для системи теплопостачання	
		відкритої	закритої
Водогрійні котли, що встановлені на електростанціях і в опалювальних котельнях*	70–100	3,2	3,0
	101–120	2,0	1,8
	121–130	1,5	1,2
	131–140	1,2	1,0
	141–150	0,8	0,5
Мережеві підігрівачі	70–100	4,0	3,5
	101–120	3,0	2,5
	121–140	2,5	2,0
	141–150	2,0	2,0
	151–200	1,0	0,5

\* Якість підживлювальної і мережної води водофейних котлів, встановлених в промислових котельнях, відповідає чинному стандарту.

Антикорозійний захист передбачає виготовлення відповідного обладнання систем зворотного водопостачання (теплообмінних апаратів) з корозійностійких металів (латуні, титану та ін.) і обробку води інгібіторами корозії (фосфатами, силікатами, хроматами і т.п.). У таблиці 6.2 містяться рекомендації по вибору способу обробки води для централізованого гарячого водопостачання в закритих системах теплопостачання.

Боротьба з біообростанням по [5] зводиться в основному до біоцидної обробці їх хлором. Накопичено також позитивний досвід по механічним методам видалення біообростаній з теплообмінних трубок конденсаторів, наприклад метод «шомполосовання» або абразивного впливу зернистої присадкою.

Очищення циркуляційної води від механічних домішок здійснюється на байпасе до основного контуру оборотного водопостачання, де встановлюють освітлювальні споруди, практично аналогічні тим, які застосовують в комунальному водопостачанні.

Таблиця 6.2 – Вибір способу обробки води для централізованого гарячого водопостачання в закритих системах тепlopостачання

Показники якості вихідної води, середні за рік			Спосіб протикорозійного і проти накипної обробки в залежності від виду труб		
Індекс насичення при 60 °C	$\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$ , мг/дм <sup>3</sup>	Перманганатна окиснюваність, мг/дм <sup>3</sup>	Сталеві труби без покриття або сумісно з оцинкованими	Оцинковані труби	Сталеві труби з внутрішнім неметалевим покриттям або термостійкі пластмасові труби
< -1,5	≤50	0–6	ВД	ВД	–
< -1,5	>50	0–6	ВД + С	ВД + С	–
< 1,5÷-0,5	≤50	0–6	С	С	–
-0,5–0	≤50	0–6	С	–	–
0–0,5	≤50	>3	С	–	–
0–0,5	≤50	≤3	С + М	М	М
>0,5	≤50	0–6	М	М	М
-1,5–0	51–75	0–6	С	С	–
-1,5–0	76–150	0–6	ВД	С	–
-1,5–0	>150	0–6	ВД + С	ВД	–
0–0,5	51–200	>3	С	С	–
0–0,5	51–200	≤3	С + М	С + М	М
0–0,5	>200	≤3	ВД	ВД	–
0–0,5	>200	≤3	ВД + М	ВД + Д	М
>0,5	51–200	0–6	С + М	С + М	М
>0,5	201–350	0–6	ВД + М	С + М	М
>0,5	>350	0–6	ВД + М	ВД + М	М

Примітки. 1. У таблиці 2.2 ВД - вакуумна деаерація; С – силікатна обробка; М - магнітна обробка.

2. При наявності на тепловому пункті пара замість вакуумної деаерації слід передбачити атмосферну деаерацію з охолоджувачами деаерованої води.

3. Якщо у вихідній воді концентрація  $\text{CO}_2 > 10$  мг/дм<sup>3</sup>, то після вакуумної деаерації слід передбачити підлужування її до рН 8,3–8,5.

4. Магнітна обробка застосовується при загальній жорсткості води не більше 10 мг-екв/дм<sup>3</sup> і при карбонатній жорсткості більше 4 мг-екв/дм<sup>3</sup>. Напруга магнітного поля в робочому зазорі магнітного апарату  $\leq 159 \cdot 10^3$  А/м.

5. При вмісті у воді  $\text{Fe} > 0,3$  мг/дм<sup>3</sup> передбачається знезалізнення води незалежно від наявності інших способів обробки води.

У той же час в оборотних системах водопостачання, схильних до біологічних обростань, при найбільш часто практикуємих швидкостях руху води в трубках теплообмінних апаратів (1 м/с) зважені речовини погіршують роботу теплообмінного обладнання тільки в тих випадках, коли їх концентрація досягає великих значень (приблизно 2000 мг/дм<sup>3</sup> в розрахунку на підпіточну воду). При концентрації 450–700 мг/дм<sup>3</sup> зважені речовини сприяють деякому підвищенню коефіцієнтів теплопередачі. При концентраціях 150–200 мг/дм<sup>3</sup> ці коефіцієнти підвищуються ще більш і теплопередача значно поліпшується в порівнянні з теплопередачею контрольного апарату, який працює на воді, практично не містить зважених речовин, при тій же інтенсивності розвитку біологічних обростань. Це пояснюється переважанням процесу абразивного виносу біообростання водою, що містить зважені речовини в зазначених концентраціях, над процесом впровадження цих домішок в масу біообростання.

При зниженні швидкості руху води в трубках теплообмінників абразивну дію зважених речовин значно зменшується.

На рисунку 6.2 приведена допустима концентрація зважених речовин в оборотній воді в залежності від швидкості руху її в трубках.

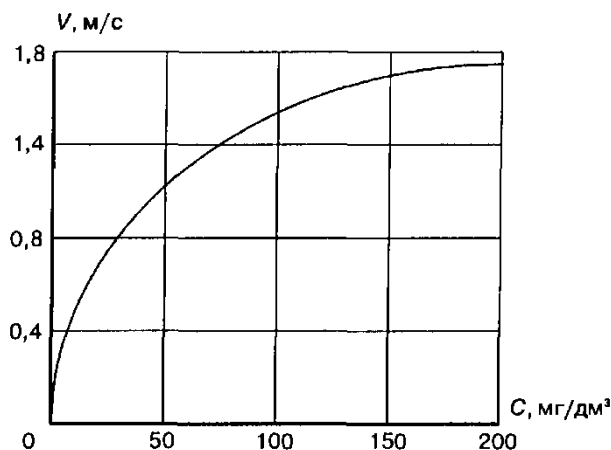


Рисунок 6.2 – Залежність допустимої швидкості руху оборотної води в трубках теплообмінних апаратів ( $V$ ) від концентрації зважених речовин в ній ( $C$ )

Характерний графік проведення аналізів циркуляційної води в оборотних системах охолоджуючого водопостачання наведено в таблиці 6.3. З таблиці 6.3 видно, що часте проведення аналізів води необхідно не завжди, так як при нормальних умовах експлуатації складу води в оборотній системі охолоджуючого водопостачання змінюється дуже повільно [4].



Таблиця 6.3 – Графік проведення аналізів циркуляційної охолоджуючої води

Показник	Коли потребує	Періодичність проведення
Значення рН	У тих випадках, коли для контролю за величиною рН або лужністю (або того й іншого разом) до води додається кислота або луг	1 раз в зміну
Лужність	Те ж	Те ж
Кальцієва жорсткість	Майже завжди	1 раз на тиждень
Магнієва жорсткість	Те ж	Те ж
Вміст завислих речовин	Іноді	Те ж
Вміст хлоридів	Майже завжди	Те ж
Вміст фосфатів	У разі застосування фосфатування	Те ж

## 6.2 Контроль процесу охолодження води

На рисунку 6.3 дані схеми найбільш поширених в промисловості охолоджувачів оборотної води.

За рахунок випарного охолодження води в шести з семи наведених на рисунку 6.3 водоохолоджувачів (крім радіаторних градирень 4, званих також апаратами повітряного охолодження) вдається знизити температуру охолоджувальної води нижче температури навколишнього повітря.

В числі переваг апаратів повітряного охолодження – відсутність забруднення охолоджувальної води повітряними домішками і гідравлічного розриву її струменя.

При орієнтовних розрахунках необхідна активна площа охолоджувача (в  $\text{м}^2$ ) для охолодження  $1 \text{ м}^3/\text{ч}$  води для середніх умов охолодження в перерахованих нижче спорудах може прийматися:

Вид охолоджувача	Його активна площа, $\text{м}^2$
Ставки-охолоджувачі.....	30,0–40,0
Басейни бризкальні.....	0,8–1,3
Градирні відкриті:	
бризкальні.....	0,35–0,6
краплинні.....	0,25–0,5

Градирні баштові:

бризкальні.....	0,3
краплинні.....	0,25
плівкові.....	0,15

Градирні вентиляторні:

бризкальні.....	0,16–0,20
краплинні.....	0,12–0,15
плівкові.....	0,10–0,12

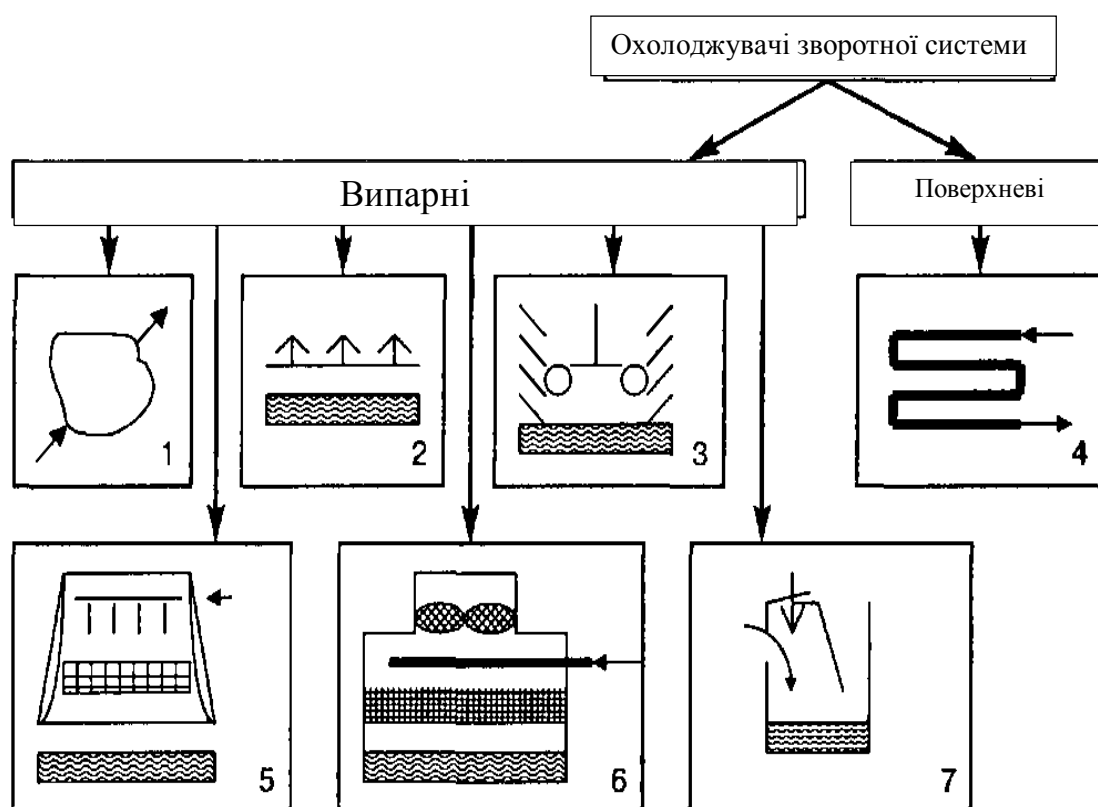


Рисунок 6.3 – Класифікація охолоджувачів оборотної води:

1 – водосховище (ставок-охолоджувач); 2 – бризкальних басейнів; 3 – відкриті градирні; 4 – радіаторні градирні; 5 – баштові градирні; 6 – вентиляторні градирні; 7 – ежекційні градирні

З цих даних видно, що за ефективністю охолодження води (на одиницю площі охолоджувача) лідирують за інших рівних умов вентиляторні градирні 6 (рис. 6.3) – до  $0,1 \text{ м}^3$ . У них же мінімальні втрати води з краплинним винесенням вологи.

Глибина ставків рекомендується до 3,0 м, бризкальних басейнів – 1,5–1,8 м. Площі зрошувача баштових градирень приймаються в межах 10–2400 м<sup>2</sup> при загальній висоті градирень від 18 до 50 м.

Технологічний контроль за роботою градирень включає в себе збір та аналіз наступних видів інформації: вимір і реєстрація в журналі температур нагрітої та охолодженої води, параметрів атмосферного повітря, витрати води на градирню, даних про забруднення оборотної води і їх концентрації; відомості про ефективність роботи окремих елементів: зрошувача, водоразбризкувальних пристроїв, водоуловлювача, системи противно обмерзання і ін., вентиляційної установки та ін. Температура зовнішнього повітря по сухому і змоченій термометрам вимірюється за допомогою психрометра на відстані до 50 м від градирні. Температуру води вимірюють ртутними скляними термометрами або електротермометрія при прямому контакті з водою.

Оцінку роботи пристрою градирень виробляють шляхом зіставлення розрахункових температур охолодженої води з температурами, отриманими при випробуваннях, а також по коефіцієнтам масовіддачі.

## **ЗМ 2 САНІТАРНО-ТЕХНОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ ОЧИСНИХ СПОРУД ВОДОВІДВЕДЕННЯ**

### **ТЕМА 7 СКЛАД СТІЧНИХ ВОД**

#### **7.1 Класифікація стічних вод**

Стічною водою, або стічною рідиною, називається вода, використана на побутові або виробничі потреби і отримала при цьому забруднення, які змінюють її початковий хімічний склад або фізичні властивості. До стічних вод відносять також забруднення води атмосферних опадів, воду від поливання вулиць і миття машин автотранспорту [1].

У високорозвинених в індустріальному відношенні країнах кількість виробничих стічних вод значно більше, ніж побутових. Якщо суму водоспоживання на побутові та виробничі потреби прийняти за 100%, то на частку водоспоживання в промисловості припадає понад 85%. Однак далеко не вся вода виробничих підприємств потрапляє в системи міських каналізацій. Так звана умовно чиста вода (від охолодження апаратури, а також мало забруднених в процесі виробництва) часто віддаляється самостійною мережею безпосередньо у водойму або повертається для повторного використання. Тому в загальній кількості стічних вод, що потрапляють на очисні споруди, виробничі води складають вже значно менший відсоток. Зокрема, в Харкові, виробничі стоки складають не більше 30–50% загальної кількості стічних вод.

Склад побутових стічних вод досить однотипний і стійкий внаслідок відносного одноманітності господарської діяльності людини. Склад же виробничих стічних вод дуже різноманітний і залежить не тільки від виду виробництва, але і від прийнятого технологічного процесу. Що стосується атмосферних опадів, то для них характерні епізодичність утворення (і надходження в каналізаційну мережу) і різка нерівномірність по витраті і якості води. Найбільш забрудненими виявляються перші порції дощових вод.

У систему дощової каналізації потрапляє велика кількість води від миття машин автотранспорту. Ці води сильно забруднені, вони містять домішки горючих і мастильних речовин, з великими труднощами піддаються біохімічному окисленню в водоймі. Спуск таких вод без попередньої їх очистки різко погіршує стан водойми.

У спеціальній літературі [12] часто використовується термін «міські стічні води». Так зазвичай називають суміш побутових, виробничих і атмосферних вод при загальносплавній системі каналізації або тільки побутових і виробничих вод при роздільній системі.

В даний час побутові води в чистому вигляді практично не зустрічаються,

за винятком випадків каналізування невеликих об'єктів – санаторіїв, будинків відпочинку, таборів і т.п. Уже за каналізування сільських населених місць загальною системою відводяться води як від житлових будинків, так і від підприємств комунальної та місцевої промисловості (лазень, молочних і консервних заводів, тваринницьких комплексів і т.д.) [1].

## **7.2 Види забруднення стічних вод**

Стічні води являють собою складні гетерогенні системи, забруднені речовинами, які можуть знаходитися у всіх станах - розчиненому, колоїдному і нерозчинному [1]. Колоїдні і нерозчинені речовини утворюють грубо і тонкодисперсні суспензії, емульсії, піну. У стічних водах завжди присутні як органічні, так і неорганічні компоненти забруднень. Органічні речовини в побутових стоках знаходяться в вигляді білків, вуглеводів, жирів, продуктів фізіологічної переробки. Крім того, побутові стічні води містять великі домішки - ганчір'я, папір, відходи рослинного походження, а також синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР). З неорганічних компонентів в цій категорії стічних вод завжди присутні у вигляді іонів калій, натрій, кальцій, магній, хлор, карбонати, сульфати. Таким чином, для побутових стоків характерна наявність в них всіх основних біогенних речовин: С, N, P, S, К.

Побутові стічні води, крім того, обов'язково мають в своєму складі біологічні забруднення, які представлені бактеріями, в основному виділеними з кишечника людини, яйцями гельмінтів, дріжджовими і пліснявими грибами, дрібними водоростями, вірусами, в зв'язку з чим ці стоки представляють істотну епідеміологічну небезпеку для людини, тваринного і рослинного світів.

Склад стічних вод промислових підприємств дуже різноманітний і індивідуальний, проте в величезній більшості випадків в цих водах відсутні деякі з органогенних елементів (P, N) і зазвичай вони не забруднені патогенною мікрофлорою [1].

## **7.3 Поняття про санітарно-хімічний аналіз**

Як і при визначенні якості природних вод, для характеристики складу стічних вод потрібна велика кількість різнотипних аналізів – хімічних, фізико-хімічних, санітарно-бактеріологічних [1].

Для характеристики побутових і міських стічних вод виконуються повний і скорочений санітарно-бактеріологічних аналізів.

Для характеристики побутових і міських стічних вод виконується повний і скорочений санітарно-хімічні аналізи. Назва «повний» санітарно-хімічний

аналіз умовно, оскільки набір навіть кількох десятків визначень не може дати вичерпного уявлення про всіх численних компонентах стічної води. Зауважимо, що абсолютної повноти характеристики складу отримати практично неможливо і прагнути до цього не слід. Обов'язковими можна вважати такі характеристики, які несуть «технологічну інформацію», тобто дають можливість проектувати очисні споруди, контролювати процеси очищення та керувати ними, судити про санітарно-епідеміологічний стан води.

На діючих очисних станціях прийнято виконувати повний санітарно-хімічний аналіз 1 раз в декаду для води, що надійшла на очистку, і за стадіями очищення – для води, що пройшла групи споруд механічної та біологічної очистки, глибокої доочистки і дезінфекції. За результатами декадних визначень підраховують потім середні дані за місяць, а за 12 останніх – середні за рік. Достовірне судження про роботу споруд очисної станції можна дати тільки шляхом аналізу і оцінки звітних даних за ряд років експлуатації. Один раз в квартал (рідше – 1 раз на місяць) повний санітарно-хімічний аналіз призводять для проби річкової води, взятої нижче місця випуску стоків очисної станції.

Скорочений аналіз, що дає часткову характеристику стічних вод, виконують в проміжках між повними аналізами. Необхідність в них виникає або в період наладки та пуску новозбудованих споруд, або при надходженні незвичайних забруднень. В останньому випадку при виявленні серйозних відхилень у складі стічних вод вдається завчасно вжити можливих заходів для захисту споруд.

Для характеристики виробничих стічних вод крім перерахованих вище аналізів визначають специфічні види домішок. Так, наприклад, в стічних водах нафтохімічних виробництв визначають зміст нафтопродуктів; в стоках виробництв із застосуванням процесів електролізу і гальванізації – вміст металів, ціанідів і т.п.

Крім показників загального вмісту органічних речовин, таких, як ХПК, БПК, нафтопродукти, для оцінки складу виробничих стічних вод часто виникає необхідність визначити концентрацію індивідуальних домішок, якщо ці домішки негативно впливають на процес очищення. Завдання це дуже складне. Труднощі визначення індивідуальних речовин обумовлені непостійністю складу стоків, малими концентраціями компонентів, одночасною присутністю багатьох різнохарактерних речовин, що взаємно впливають і ускладнюють виборче визначення. Для вирішення цього складного завдання широко використовуються сучасні фізико-хімічні методи дослідження – фотокolorиметрія, газорідка хроматографія, осциллополярографія,

люмінесцентний аналіз в поєднанні з екстракцією, відгонкою і хроматографічним поділом в тонкому шарі.

При характеристиці складу виробничих стічних вод місце відбору проб призначають лише після детального ознайомлення з технологічним циклом виробництва, системою споживання і відведення води для кожної окремої операції. Принципи ж контролю якості води в процесі її очищення на локальних спорудах багато в чому подібні до принципів контролю аналогічних процесів на міських очисних станціях [1].

#### **7.4 Основні показники санітарно-хімічного аналізу та їх технологічна оцінка**

Для характеристики роботи та для розрахунку при проектуванні споруд механічного очищення і, зокрема первинних відстійників, найбільше значення мають два показники – вміст завислих і осідаючих речовин [1]. Кількість зважених речовин визначає наявність у воді забруднень в нерозчинному вигляді. Кількість осідаючих речовин являє собою частину зважених речовин, які виділяються в осад за 2 год. відстоювання в стані спокою в лабораторному циліндрі. Таким чином, кількість осідаючих речовин, виражене у відсотках від кількості зважених речовин, являє собою теоретично можливу межу ефективності відстоювання нерозчинених домішок в умовах спокою.

Тривалість відстоювання, рівна 2 год., визначена на підставі експериментальних спостережень, які показали, що подальше збільшення тривалості процесу практично не змінює результату, досягнутого за цей час.

Умови осадження зважених речовин у відстійниках в рухомому потоці відрізняються від умов осадження в стані спокою. Щоб максимально моделювати натурні умови в лабораторних дослідженнях, слід визначення осідаючих речовин і вивчення кінетики випадіння зважених речовин виконувати за спеціально розробленою методикою технологічного моделювання процесу відстоювання. Зокрема, цією методикою передбачається проводити визначення не в циліндрах Лисенко, а в судинах висотою не менше 500 мм діаметром не менше 100 мм.

За кількістю зважених речовин, що виділяються в відстійниках, визначають обсяг сирого осаду, а за загальною кількістю зважених речовин, збільшеному в 1,25–1,35 рази – обсяг всіх опадів, які будуть отримані в процесі очищення води. Підвищувальний коефіцієнт враховує важку фракцію зважених речовин, що пересувається в потоці в донних шарах і не враховується при звичайних умовах взяття проб, а також частина біомаси, яка утворюється при

переробці розчинених домішок.

На процес осадження впливає температура стічної води: чим вище температура, тим менше в'язкість води і тим більше швидкість осадження зважених речовин. Несприятливий вплив на відстоювання завислих речовин надає присутність у воді СПАР при їх концентрації більше 50 мг / л, що, однак, в умовах роботи міських очисних станцій зустрічається вкрай рідко.

Для оцінки роботи і проектування споруд біологічного очищення основне значення мають показники вмісту органічних домішок і їх якості, наявності біогенних елементів і можливих інгібіторів процесу, реакції середовища, температури. Комплексний вміст органічних речовин у воді оцінюється величинами ХПК, БПК, перманганатна окиснюваність.

Зазначені три показники є кисневими еквівалентами вмісту органічних речовин. Вони також висловлюють кількість органічної речовини, а кількість кисню, яка споживається на окислення цих речовин: хімічним шляхом в жорстких умовах (перманганатна окиснюваність) і біологічним шляхом (БПК). При оцінці складу стічних вод, як правило, нехтують вмістом окиснюваних неорганічних речовин, в більшості випадків дуже малим.

Під жорсткими умовами окислення мають на увазі проведення реакції протягом декількох годин в сильно кислому киплячому середовищі з використанням сильних окислювачів  $K_2Cr_2O_7$  або  $KIO_3$ . У цих умовах окислюються дуже багато органічних речовин з перекладом вуглецю С в  $CO_2$ , водню Н в  $H_2O$ , азоту N в  $NH_3$ , фосфору Р в  $P_2O_5$ , сірки S в  $SO_2$ , металів - в їх оксиди. Однак і в таких жорстких умовах окислюються не всі органічні речовини або ж окислення проходить не до кінця, тобто не до утворення зазначених вище продуктів повного окислення.

М'якими умовами окислення передбачається використання слабого окиснювача, яким є  $KMnO_4$ , при цьому дія окиснювача триває 10–20 хв. при слабкому нагріванні. У м'яких умовах окислюються лише легко хімічно окислюючи речовини, і як правило, окислення проходить не до кінця.

При біохімічному окисленні роль окиснювача виконують бактерії, які використовують органічні речовини стічних вод в якості джерел живлення. Органічні речовини переробляються бактеріями в процесах обміну (тобто окислюються ними з використанням кисню або мінералізуються), при цьому частина речовин окислюється до кінця (використовувана не енергетичні потреби клітини), а частина – не до кінця (використовувана на приріст біомаси). З сказаного випливає, що для більшості індивідуальних органічних речовин ХПК більше БПК (за будь-який термін інкубації) і більше (дуже рідко



дорівнює) окиснюваності перманганатній. Співвідношення між БПК і перманганатною окиснюваністю можуть бути різними.

Для стічних вод ці співвідношення зберігаються, однак від характеру домішок залежить, наскільки  $\text{ХПК} > \text{БПК}$ . Вважається, що при  $\text{БПК}/\text{ХПК} \geq 0,5$ , стічні води доцільно очищаються біологічним шляхом. Якщо ж  $\text{БПК}/\text{ХПК} < 0,5$ , то ефективніше застосовувати фізико-хімічну обробку. Однак в будь-якому випадку остаточне рішення приймається на підставі техніко-економічного порівняння можливих варіантів очищення стоків. Для стічних вод, з яких більше важкоокислюючих речовин видалена (наприклад, відстоюванням виділені зважені речовини); співвідношення БПК/ХПК чисельно збільшується. В процес біологічного очищення співвідношення БПК/ХПК помітно змінюється: воно зменшується тим значніше, ніж «глибше» очищена вода.

Якщо відомий хімічний склад домішок, то ХПК можна підрахувати, написавши для цього стехіометричні рівняння окислення. Розрахункова ХПК може виявитися більше, що визначається експериментом у зв'язку з неповним окисненням домішок в умовах проведення реакції. Значення БПК і перманганатної окиснюваності, строго кажучи, розрахунком встановити не можна, так як заздалегідь невідомо, який взаємний вплив нададуть присутні домішки одна на іншу, невідомі також склад продуктів окислення і кількості речовини, що використовуються на конструктивний і енергетичний обмін, і т.п. Для біологічного окислення необхідна присутність біогенних елементів, з яких особлива увага приділяється азоту амонійних солей і фосфору у вигляді фосфатів. Згідно з рекомендаціями [5], вміст азоту і фосфору повинно задовольняти співвідношенню:

$$\text{БПК} : \text{N} : \text{P} = 100 : 5 : 1 \quad (7.1)$$

Якщо азоту і фосфору менше, ніж зазначено в рекомендаціях, то їх додають у вигляді хлористого амонію і фосфатів.

Для біологічних процесів необхідна підтримка реакції середовища в межах 6–8,5, в зв'язку з чим у воді обов'язково контролюють величину рН. Температура води – також один з важливих параметрів процесу, оскільки вона впливає на розчинність кисню в воді, а також на швидкість біохімічних реакцій (аналогічно впливу температури на швидкість хімічних реакцій).

На життєдіяльність мікроорганізмів помітний негативний вплив роблять деякі елементи і речовини, які в зв'язку з цим віднесені до групи токсичних речовин. Контроль вмісту цих речовин ведеться з метою визначити, чи не виявиться їх концентрація вище величини гранично допустимої концентрації (ГДК). До групи токсичних речовин відносяться ртуть, свинець, кадмій, мідь,

сульфіди, ціаніди, ряд барвників, багато СПАР і ряд інших речовин.

При оцінці якості стічної води виконується аналіз на вміст окислених форм азоту – нітритів і нітратів. Слід зазначити, що в міських стічних водах до їх очищення можна знайти лише дві форми азоту – білковий і амонійний. Азот в окислених формах у вигляді нітритів і нітратів зазвичай відсутній; окислені форми відсутні навіть в тому випадку, якщо будь-які виробничі стоки при скиданні їх у загальну каналізацію мали в своєму складі нітрити та нітрати. Зникнення нітритів і нітратів пояснюється тим, що група факультативних анаеробів-денітрифікатори використовує пов'язаний кисень цих сполук на енергетичні потреби. Процес розкладання нітритів і нітратів протікає досить енергетично, і тому в умовах анаеробіозу окислення форми азоту швидко зникають, а в результаті розкладання або виділяється молекулярний азот, або з'являються амонійні солі. Нітрити та нітрати можуть з'являтися в міських стічних водах лише після очищення цих вод в біокіслителях–біофільтрах або аеротенках. Наявність окислених форм азоту є свідченням глибокого минулого процесу, так як нітрифікація амонійного азоту починається після окислення вуглеводних з'єднань, тобто після практично повного зниження БПК.

При характеристиці стічних вод такі показники, як прозорість, забарвлення, запах, визначаються для швидкого отримання загальної оцінки надходить стоку. При різкому підвищенні цих показників (у порівнянні з спостерігаються зазвичай) необхідно вживати заходів щодо захисту споруд, так як найчастіше такі відхилення свідчать про залпових скидах виробничих стічних вод.

Показники «сухий і щільний залишок» прямого технологічного призначення при обробці міських стічних вод не мають. Вони дають можливість оцінити загальну кількість домішок відповідно в натуральних і відфільтрованих пробах.

Вміст сульфатів і хлоридів – показник, що не змінюється в процесах механічної та біологічної обробки води. Їх сталість може служити своєрідним контролем ступеня точності виконаних аналізів. При анаеробній обробки осадів сульфати відновлюються до сульфідів. Хлориди при концентрації їх більше 200 мг/дм<sup>3</sup> враховуються при аналізі води на ХПК.

При характеристиці очищених стічних вод поряд з такими показниками, як БПК, ХПК, кількість зважених речовин, реєструється концентрація розчиненого кисню. Спуск стічних вод не повинен порушувати кисневий режим в водоймі, і тому контроль наявності кисню в необхідній концентрації надається дуже велике значення (див. «Правила охорони поверхневих вод від

забруднення стічними водами»).

Визначення біологічних забруднень дозволяє дати оцінку санітарного стану стічної води. Воду характеризують присутністю в ній бактерій - сапрофітів, бактерій кишкової палички і яєць гельмінтів.

Як вже говорилося вище, перерахований набір визначень достатній лише для характеристики якості міських стічних вод. При аналізі виробничих стічних вод поряд із зазначеними визначеннями виконують ряд специфічних визначень, що відображають характер кожного окремого виробництва [1].

### **7.5 Відбір, консервація і зберігання проб стічних вод**

Для характеристики стічних вод і їх осадів велике значення має правильність відбору проб, і цьому питанню приділяється особлива увага.

У зв'язку з великою нерівномірністю складу і витратами міських стічних вод протягом доби загальноприйнятим для їх характеристики є метод відбору середньодобових проб. Для цього протягом доби відбирають 24 разових проби (через кожну годину) в окремі склянки. При наявності будь-яких помітних відхилень в разових пробах від звичайного вигляду виду стічної води про це роблять спеціальний запис в журналі. Так, відзначають особливе забарвлення і її інтенсивність, наявність запаху, великої кількості осаду або плаваючих домішок і т.п. Середньодобову пробу отримують змішуванням або рівних, або пропорційних витраті води обсягів відібраних разових проб. При наявності автоматичних пробовідбірників середньодобову пробу отримують шляхом безперервного протягом доби відбору разових проб дуже невеликого обсягу.

Час зберігання стічної води, як правило, не повинно перевищувати однієї доби. Зберігають воду при температурі не вище 3–5 °С в холодильнику, щоб усунути можливість протікання окислювальних процесів.

Допускається консервування проб. Найбільш часто консервацію виконують шляхом додавання в 1 дм<sup>3</sup> стічної води 2 мл 25 %-ної сірчаної кислоти. З консервованої таким чином проби можна визначити ХПК і перманганатну окиснюваність, вміст загального та амонійного азоту. Слід зазначити, що універсальної консервуючої речовини не існує, в зв'язку з чим консервацію для різних цілей виконують різними речовинами.

Визначення БПК роблять тільки з консервованих проб. Для визначення зважених речовин, нітритів і нітратів для консервації можна застосовувати хлороформ (2 мл на 1 дм<sup>3</sup> стічної води).

## 7.6 Норми забруднень. Нерівномірність складу стічних вод

В каналізаційній техніці широко користуються поняттям добової норми забруднень на жителя, введеним проф. С.Н. Строгановим (1923 р). Їм було встановлено, що кількість амонійного азоту в стічних водах в розрахунку на одного жителя коливається в дуже вузьких межах – від 6 до 8 г; це відповідає нормальній добовій нормі засвоєння білка. С. Н. Строганов вказував, що «ні клімат, ні побутові умови, ні культурність населення не впливають на цю стійку норму». Встановлено також, що нормальне споживання кухонної солі дає в стічних водах вміст хлоридів від 8 до 9 г на одну людину. Для фосфатів отримана норма 1,5–1,8 г/добу на одну людину. Всі ці результати дали можливість рекомендувати норми для розрахунку складу забруднень побутових стічних вод на одного жителя на добу. У таблиці 7.1 показані норми забруднень, введені в ДБН В.2.5-75:2013, а також певні раніше С.Н. Строгановим [1].

Таблиця 7.1 - Норми забруднень на жителя на добу

Інгредієнт	Маса забруднень, г	
	за нормами	По С.Н.Строганову
Зважені речовини	65	35–60
БПК <sub>5</sub> рідини:		
неосвітленої	54	–
освітленої	35	35
БПК <sub>повн</sub> рідини:		
неосвітленої	75	–
освітленої	40	40-50
Азот амонійних солей (в перерахунку на N)	8	7–8
Фосфати (в перерахунку на P <sub>2</sub> O <sub>3</sub> )	3,3	1,5–1,8
у тому числі від миючих засобів	1,6	–
Калій (в перерахунку на K <sub>2</sub> O)	–	3
Хлориди	9	8,5–9
Перманганатна окиснюваність	–	5–7
СПАВ	2,5	–

Порівняння норм, запропонованих понад 50 років тому в використовуваних в сучасній практиці проектування, показує, що по ряду показників, що відображають забруднення води фізіологічними виділеннями людини, їх чисельні значення змін не зазнали. До таких показників відносяться: азот амонійних солей, хлориди харчові, фосфати (за вирахуванням фосфатів синтетичних миючих засобів) з'явилися нові види забруднень, зокрема СПАР, яких ще не було в 20-х роках нашого століття. Істотно змінені норми по

зважених речовинах і БПК, що відображають різке підвищення добробуту і санітарної культури людини.

За нормами на жителя розраховують концентрацію забруднень  $C$ , мг / л, в стічній воді за окремими показниками:

$$C = \frac{a \cdot 1000}{q}, \quad (7.2)$$

де  $a$  – норма забруднень на одну людину на добу, г;

1000 – число міліграмів в 1 г;

$q$  – норма водовідведення на одну людину на добу, л.

Розраховуються за формулою (7.2) концентрації характеризують середньодобову пробу побутових стічних вод. У зв'язку з певним життєвим укладом (циклом) людини концентрація забруднень в побутових водах змінюється протягом доби. Зміни по сезонах і навіть по містах відображають впливу клімату і пов'язаних з ним норм водоспоживання, культурних навичок, характеру харчування і т.п. Ці зміни складу побутових компонентів стоку знаходять чітке відображення в характері загального стоку міської каналізації. Для прикладу на рисунку 7.1 показані дані складу стічної води станції аерації за годинами доби. Як видно, коливання витрат води і концентрації, а отже, і за загальною кількістю забруднень припадає на 10–16 год, мінімум – на 2–6 год. Перезавантаження і недовантаження за кількістю забруднень по відношенню до середніх значень досить істотна і обов'язково повинна бути прийнята до уваги як при проектуванні споруд, так і при оцінці результатів їх роботи. Дані, що ілюструють сказане, наведені в таблиці 7.2.

Таблиця 7.2 - Перезавантаження і недовантаження за кількістю забруднень по відношенню до середніх значень

Показник	Значення показника			Значення коефіцієнта часової нерівномірності $K$			
	середньодобове	максимальне	мінімальне	компонента		Кількості забруднень	
				максимальне	мінімальне	максимальне	мінімальне
Приплив води, тис. м <sup>3</sup> /ч	48,5	64,1	31,8	1,32	0,66	-	-
Зважені речовини, мг/дм <sup>3</sup>	139	209	68	1,5	0,49	1,98	0,32
БПК <sub>5</sub> , мг/дм <sup>3</sup>	134	219	58	1,63	0,43	2,15	0,29
ХПК, мг/дм <sup>3</sup>	263	385	161	1,46	0,61	1,92	0,4

Примітка. Коефіцієнти нерівномірності кількості забруднень підраховуються шляхом множення коефіцієнта нерівномірності припливу і компонента. Наприклад, для зважених речовин  $K_{\max}=1,32 \cdot 1,5=1,98$  і  $K_{\min}=0,66 \cdot 0,49=0,32$

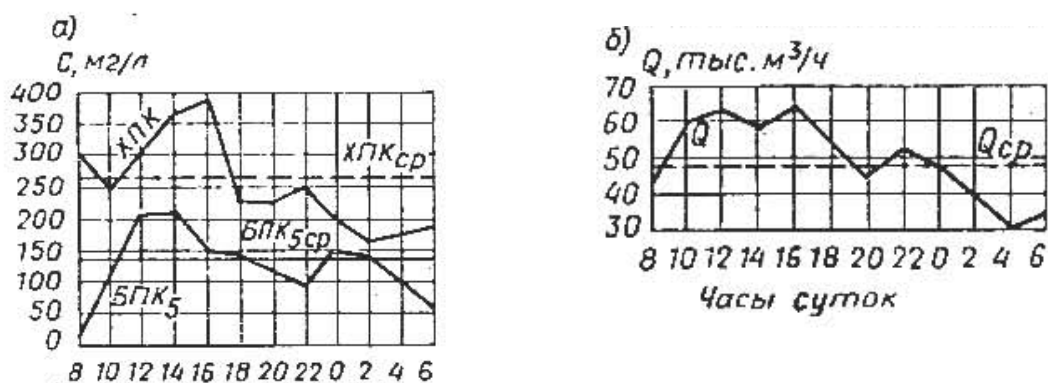


Рисунок 7.1 – Характеристика зміни кількості і якості стічних вод за годинами доби.

З таблиці 7.2 видно, що максимальне навантаження на споруди практично в 2 рази перевищує середньодобову, а мінімальна становить від неї 30-40 %. Очевидно, що і якість очищення води в умовах настільки різко змінюються навантажень не може бути постійним. В очищеній воді також чітко простежуються коливання концентрації залишкових забруднень, при цьому відповідні піки зрушені за часом (по відношенню до води, що надходить) [1].

## ТЕМА 8 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ МЕХАНІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД

### 8.1 Контроль роботи решіток, дробарок, решіток-дробарок

**Решітки.** Технологічна характеристика роботи решіток дається на основні оцінки кількості і якості затриманого сміття. Визначення кількості сміття з решіток та аналіз їх якісного складу на стабільно працюючих станціях виконуються 1 раз в квартал (рідше 1 раз на місяць) [1].

Кількість знятих забруднень враховується шляхом збору їх в контейнер певного обсягу. Одночасно фіксується кількість стічних вод, що пройшли через решітки. У звітних даних показують кількість забруднень в літрах на  $1000\text{ м}^3$  стічної води.

На дуже великих станціях (пропускною спроможністю 500 тис.  $\text{м}^3$  і більше) кількість забруднень які знімають з решіток зазвичай знаходиться в межах 10–16 л на  $1000\text{ м}^3$  стічних вод.

У характеристиці знятих з решіток забруднень вказується вологість маси, що видаляється (70-80 %), зольність (5-7 %) і зміст ганчір'я та паперу. Аналіз забруднень виконують шляхом їх ручного сортування, висушування виділених фракцій забруднень на водяній бані і зважування на технічних вагах. Кількість ганчір'я та паперу становить зазвичай близько 80% загальної маси знімаються з

решіток. Щільність забруднень змінюється в залежності від складу в незначних межах і для розрахунків застосовується рівною  $750 \text{ кг/м}^3$ . Кількість і склад відходів з решіток і осаду з піскоуловлювачів в певній мірі характеризують культурний рівень населення, що користується каналізацією, технічний рівень системи і якість її експлуатації.

Відзначимо, що після проходження решіток санітарно-хімічні характеристики стічних вод не змінюються.

**Дробарки** встановлюють на станціях, якщо кількість забруднень, що знімаються з решіток, перевищує  $0,1 \text{ м}^3/\text{добу}$ . Зазвичай використовують дробарки молоткастого типу, в яких подрібнення відбувається з додаванням води. Витрату води на дробарку визначають з розрахунку  $40 \text{ м}^3$  на  $1 \text{ т}$  забруднень. На сучасних станціях в якості робочої рідини для дробарки іноді використовують надлишковий активний мул з подальшою передачею роздробленої маси в систему видалення і обробки осаду.

Молоткові дробарки забезпечують ефективне подрібнення відходів до фракцій найбільшою крупністю  $7\text{--}8 \text{ мм}$ . Крупність подрібнення відходів визначається за допомогою каліброваних сит. Визначають всього дві фракції - розміром менше  $1 \text{ мм}$  і  $1 \text{ мм}$  і більше. Для задовільно працюючих дробарок кількість великих і дрібних фракцій приблизно однакова, але із значними коливаннями в окремих пробах – від  $30$  до  $70 \%$ . При різкому зростанні питомої частки великої фракції дробарку зупиняють на ремонт.

**Решітки-дробарки**, що встановлюються в потоці стічної води, подрібнюють забруднення, яких затримують на решітці барабана, за принципом різання без вилучення їх з води. Домішки, що не піддаються подрібненню, накопичуються в прямку перед решітками (барабаном), звідки періодично видаляються.

Якогось спеціального лабораторного контролю якості роботи решіток-дробарок проводити не потрібно. В процесі експлуатації цих механізмів фіксують перепад рівнів води до і після решіток-дробарки. Надмірне підвищення перепаду сигналізує про засмічення барабана решітки.

Можна відзначити, що технологічний контроль роботи решіток, дробарок і решіток-дробарок здійснюється відносно просто. Експлуатація цих же пристроїв, що працюють у важких умовах, навпаки, дуже складна, так як пов'язана з необхідністю частого ремонту механізмів і практично постійного спостереження за їх роботою [1].

## 8.2 Контроль роботи піскоуловлювачів

Призначення піскоуловлювачів - виділити зі стічної води пісок і інші важкі мінеральні домішки, які можуть ускладнити перекачування осадів і обробку їх в призначених для цього спорудах. Піскоуловлювачі влаштовуються практично на всіх станціях в обов'язковому порядку при кількості стічних вод понад  $100 \text{ м}^3/\text{добу}$  [1].

Крупність фракції піску, що знаходиться в стічних водах, в основному коливається в межах  $0,05\text{--}0,5 \text{ мм}$ . Однак встановлено, що не обов'язково виділяти весь пісок, для гарантованої і безпечної роботи наступних споруд досить виділити лише пісок розміром  $0,2\text{--}0,25 \text{ мм}$  і більш. Пісок дрібніших фракцій не заважає роботі систем з перекачування осадів і вловлюється тільки в первинних відстійниках.

Технологічний контроль за роботою піскоуловлювачів зводиться до визначення кількості і якості затриманого піску. Необхідні заміри та аналізи виконуються 1 раз на місяць.

Кількість піску зазвичай визначається об'ємним способом, для чого пісок гідроелеватором перекачують в вимірювальний лоток; результат вимірювання виражають в літрах піску, виділеного з  $1000 \text{ м}^3$  стічної води. На великих очисних станціях піскоуловлювачами вловлюється від 10 до  $30 \text{ дм}^3$  піску з  $1000 \text{ м}^3$  стічної води, причому це значення коливається головним чином в залежності від норми водовідведення, стану і рівня експлуатації міських каналізаційних мереж і споруд. На середніх і малих станціях при менших нормах водовідведення на одного жителя кількість піску, що затримується піскоуловлювачами досягає  $30\text{--}50 \text{ дм}^3$  з  $1000 \text{ м}^3$  стічної води.

Щільність піску при розрахунках з ДБН В.2.5-75:2013 приймають рівною  $1,5 \text{ т/м}^3$ . Фактично, за результатами експериментальних вимірювань, щільність затриманого піску коливається від  $1,3$  до  $2 \text{ т/м}^3$ , що близько до значень, прийнятим в нормах проектування.

Якість піску оцінюють значеннями зольності, вмісту "чистого" піску і фракційним складом. Всі якісні показники визначають із середньої проби піску, що відбирається з вимірювального лотка. Для визначення зольності висушують пробу при температурі  $600\text{--}700^\circ\text{C}$ . Зміст чистого піску визначають шляхом багаторазового відмивання водою досліджуваної проби. Відмитий пісок осідає на дно посудини, а вода із забрудненнями в ній зливається. Потім чистий пісок, що залишився висушують і зважують. Маса висушеного чистого піску, віднесена до маси спочатку взятої проби, виражена у відсотках, і визначає зміст піску [1].



Два показника – зольність і вміст піску – зазвичай дуже близькі і відрізняються не більше ніж на 5–7 %. Завжди вище значення зольності, оскільки, крім змісту піску, цим показником враховується мінеральна частина великих домішок. Чим ближче значення зольності і змісту піску, тим краще якість піску; велика різниця між значеннями зольності і змісту піску показує, що піскоуловлювач затримує великі забруднення. Якщо пісок з піскоуловлювачів дуже засмічений сторонніми включеннями, то слід вирішувати питання про відмивання піску від органічних домішок (зміною режиму роботи пісколовки, включенням в схему спеціальних пристроїв з відмивання).

У задовільно працюючих спорудах зольність піску досягає 85–95 %.

Фракційний склад піску визначається розсіюванням висушеної і проби, що прокалили через калібровані сита з діаметром отворів 0,5; 0,25; 0,2; 0,15; і 0,1 мм. В осаді з піскоуловлювачів переважає пісок фракцією 0,25 мм і більше (75–95 %), оскільки ці споруди розраховані на затримання піску фракцією не менше 0,2 мм. Винос крупного піску з піскоуловлювачів зазвичай незначний.

Практика експлуатації показує, що загальна ефективність піскоуловлювачів із затримання піску не перевищує 60–70 % загального його кількості, що міститься і надходить на станцію воді.

Після проходження стічної води через піскоуловлювачів, де вона знаходиться в перебігу 1–5 хв., її хімічні показники не змінюються. Однак в санітарному відношенні якість води дещо покращується, так як з частинками піску і інших зважених речовин видаляється до 10–25 % кількості яєць гельмінтів. Так як видаляється пісок в санітарному відношенні небезпечний, подальше використання його можливо тільки після знезараження, яке відбувається під дією сонячних променів протягом певного періоду [1].

### **8.3 Контроль роботи первинних відстійників**

Комплекс споруд механічного очищення закінчується первинними відстійниками, призначення яких видаляти з води забруднення, що знаходиться в підвішеному стані. Процес очищення заснований на седиментації зважених речовин. Тривалість перебування води в первинних відстійниках може коливатися в широких межах – від 0,5 до 2,5 год, але найчастіше становить 1,5–2 год.

Технологічний контроль роботи первинних відстійників має на меті оцінити зміни в складі води, що відбуваються в результаті осадження, а також визначити кількість і якість утвореного осаду.

У відстійниках виділяються з води найбільш важкі і великі частки

зважених речовин. Разом зі зваженими речовинами в осад потрапляють винесений з пісковловлювачів пісок, роздроблені забруднення, великі домішки, які були невловимі решітками.

Видаляється з відстійників осад має на пів густу консистенцію, зазвичай темно-сірий колір і містить велику кількість сторонніх включень – ганчір'я, палиць, волосся, кухонних відходів. Осад рясно заражений яйцями глистів і патогенною мікрофлорою. Вологість осаду коливається в межах 91,5–96 %, зольністю – 25–35 %, вміст піску в осаді зазвичай становить не більше 5–8 %.

Контроль якості осаду по вологості в залежності від умов роботи станції може виконуватися за різними графіками - щодня (з разових або середніх проб), 1–2 рази на тиждень або в 10 днів. Необхідно дотримання лише одної вимоги - кількість аналізів повинно бути достатнім для об'єктивного судження про якість видалюваного осаду (про вміст в ньому сухої речовини). В цьому випадку повністю виправдано правило: чим стабільніше працюють споруди, тим рідше можна їх контролювати.

Зольність осаду визначають не рідше 1 разу на місяць (максимум – 1 раз в декаду) з середніх проб висушеного осаду.

Одночасно визначають зміст піску в осаді. Це визначення робиться за аналогією з аналізом осаду з піскоуловлювачів шляхом багаторазового (тривалої) відмивання піску, що затримується в відстійниках.

Ефективність затримання зважених речовин первинними відстійниками змінюється в залежності від ряду факторів - часу відстоювання, вихідних концентрацій зважених речовин, температури стічних вод і конструктивних особливостей споруди. В середньому відстійниками затримується 40-50% звислі речовини (або 55–75 % осідаючі речовини). Таким чином, за розрахунковий час в відстійниках не випадає до 45–25 % початкового змісту осідаючих речовин (тобто речовин, що виділяються за той же час при відстоюванні в стані спокою в циліндрах).

Дані по ефективності відстоювання завислих речовин отримують з результатів загального санітарно-хімічного аналізу води, що виконується, як вказувалось вище, 1 раз в декаду.

У процесі відстоювання стічної води в результаті сорбції та співосадження відбувається зниження БПК н ХПК приблизно на 10-25 %, фосфатів - на 20–30 %, азоту загального – на 20–30 %, біологічних забруднень – до 50 % (див. також Тема 9).

## **ТЕМА 9 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТИЧНИХ ВОД В АЕРОБНИХ УМОВАХ**

### **9.1 Процеси біологічної очистки та їх технологічна оцінка**

Спорудам біологічної очистки відводиться головна роль в загальному комплексі споруд каналізаційної очисної станції [1]. В результаті процесів біологічної очистки стічна вода може бути очищена від багатьох органічних і деяких неорганічних домішок. Процес очищення здійснює складне співтовариство мікроорганізмів – бактерій, найпростіших, ряду вищих організмів – в умовах аеробіозу, тобто наявності в очищеній воді розчиненого кисню. Забруднення стічних вод є для багатьох мікроорганізмів джерелом харчування, при використанні якого вони отримують все необхідне для їх життя – енергію і матеріал для конструктивного обміну (відновлення речовин клітини, що розпадаються, приросту біомаси). Вилучаючи з води поживні речовини (забруднення), мікроорганізми очищають від них стічну воду, але одночасно вони вносять в неї нові речовини – продукти обміну, що виводяться в зовнішнє середовище.

Для міських стічних вод в нашій країні і за кордоном найбільшого поширення набуло очищення в штучних умовах; при цьому для обробки великих кількостей води переважно мають аеротенки, а для обробки води середніх і малих кількостей – аеротенки, біофільтри та інші біоокислювачі.

Технологічний контроль за процесами біологічної очистки полягає в оцінці змін у складі води після очищення, а так само кількісних і якісних змін активного мулу або біоплівки. Зіставлення результатів зазначених визначень і вимірів та їх комплексна оцінка дозволяють здійснювати управління процесом очищення шляхом регулювання кількості повітря, що подається, співвідношення кількості води і мулу, ступеня розбавлення вихідної стічної води очищеної (або мулом) і т.д.

При проведенні дослідницьких робіт в залежності від вирішуваних питань контроль процесів помітно ускладнюється. Так, більш повно, часто із застосуванням сучасних інструментальних методів, досліджується хімічний склад вихідних забруднень, розшифровується склад метаболітів, проводяться складні визначення біохімічної активності різних ферментних систем клітини, простежується шлях перетворення речовин в процесі окислення і багато іншого.

У комплексі споруд біологічного очищення знаходяться вторинні відстійники, в яких очищена вода відділяється від мулу (або біоплівки).

Контроль і оцінка роботи цих споруд здійснюється в нерозривному зв'язку з контролем роботи основної біооклювальної споруди [1].

## 9.2 Контроль роботи аеротенків

При проектуванні аераційних споруд можна передбачити різну ступінь очищення стічних вод: неповну з БПК<sub>повн</sub> обробленої води більше 20 мг/дм<sup>3</sup>, повну з БПК<sub>повн</sub> менш 20 мг/дм<sup>3</sup> і повну з нітрифікацією амонійного азоту [1].

Домогтися того чи іншого необхідного рівня очищення води і мінералізації мулу можна шляхом зміни співвідношення кількостей поданих забруднень і працюючий в системі мулу. Кількісно зазначене співвідношення описується величиною навантаження на мул маси подаються за добу забруднень, які визначаються значенням БПК, на 1 г сухої або беззольної речовини мулу.

Дослідженнями встановлено, що в залежності від навантаження на мул, або то так званого трофічного рівня (рівня харчування), в активному мулі можна спостерігати поступову зміну мікрофлори і мікрофауни і зміна характеру відносин між мікроорганізмами мулу. Коли на одиницю маси мікроорганізмів доводиться велика кількість забруднень – більше 300 мг БПК<sub>повн</sub> на 1 г беззольної речовини на добу, що становить перший трофічний рівень, то в мулі конкурують гетеротрофні бактерії і сапрозойні найпростіші, які встановлюють лише розчинені домішки. Вільно плаваючих війкових дуже мало. Різноманітних видів найпростіших мало, і при цьому спостерігається кількісне переважання якого-небудь одного з них. При меншій кількості харчування або другому трофічному рівні (100-300 мг БПК<sub>повн</sub> на 1 г беззольної речовини на добу) відносини між мікроорганізмами носять характер «хижак-жертва». «Хижаками» в цьому співтоваристві є голозойні війчасті найпростіші, а «жертвою» – гетеротрофні бактерії. В такому мулі відзначається велика різноманітність видів найпростіших без переважання якого-небудь одного виду; мул добре флокулює і осідає. При третьому трофічному рівні - з найменшою кількістю харчування (менш 100 мг БПК<sub>повн</sub> на 1 г беззольної речовини на добу) – мають місце відносини метабіозу між гетеротрофними і нітрифікуючими бактеріями. Так, наприклад, нітрифікуючі бактерії окисляють азот аміаку, який з'являється у великих кількостях внаслідок амоніфікації білкових зв'язків, що проводяться гетеротрофними бактеріями. З найпростіших в такому мулі максимальний розвиток отримують «хижаки» і прикріплені інфузорії, коловертки, хробаки, які використовують в якості харчування бактерії, голозойні інфузорії, мулові частки.

Очевидно, що зміна навантаження на мул в широких межах в працюючому спорудженні неможливо. Кількість забруднень в стічній воді – величина некерована і змінена бути не може. Можна міняти лише концентрацію мулу (звану інакше дозою мулу) в відносно невеликих межах. Чисельні значення допустимих концентрацій мулу в великій мірі залежать від типу аераційної споруди, однак для кожного типу аеротенка оптимум лежить у вузьких межах.

Оперативний контроль за роботою аеротенків ведуть шляхом систематично виконуваних визначень концентрації розчиненого кисню, мінімальна кількість якого в будь-якому місці аераційної системи не повинна бути нижче 1–2 мг/л, дози мулу і його гідробіологічного складу. Визначення виконуються для кожної працюючої споруди (окремо для аеротенка і регенератора) 1–3 рази на тиждень. Зольність мулу визначають 1 раз в декаду із середньої проби висушеного мулу, а всі підрахунки зазвичай ведуть по відношенню до 1 г беззольної речовини. Зольність мулу зазвичай лежить в межах 25–35 % при власній зольності клітинної речовини мулу близько 5–7 %. Очевидно, що в мулі присутня велика кількість сторонніх мінеральних домішок, а тому органічна (беззольна) частина, точніше характеризує кількість біомаси. Однак зазначимо, що при однаковій біомасі активний мул може мати різко різні кількості бактеріальних клітин і найпростіших і їх біохімічну активність.

Кількість бактерій в мулі коливається від  $10^8$  до  $10^{13}$  на 1 мг беззольної речовини, більшість з яких належить родам *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Bacterium* та ін. Лабораторні мікробіологічні дослідження мулу з кількісною та якісною бактеріальною оцінкою виконуються рідко. Аналізи ці трудомісткі, вимагають застосування складної техніки пересівань, багатьох різноманітних поживних середовищ і можуть бути виконані лише в сучасних добре оснащених дослідних лабораторіях.

Мікроскопічні дослідження мулу є в будь-якій лабораторії. Мікроскопічна оцінка мулу виконується за тим же графіком, що і визначення дози мулу. Фіксують наявність і кількість зооглейних накопичень бактерій, різних видів найпростіших, вищих організмів, нитчастих бактерій, грибів, сторонніх включень. Результати виражають в тисячах особин на 1 мл суміші. Орієнтовно можна вважати, що при задовільному розвитку виду кількість його особин коливається в межах 10–100 тис. в 1 мл; якщо число особин менше 10 тис., то говорять про недостатній розвиток виду, а при числі особин більше 100 тис. – про переважання даного виду.

Седиментаційні властивості мулу оцінюють величиною, названої індексом мулу. Індекс мулу - це обсяг в мілілітрах. Обсяг повинен бути віднесений до 1 г сухої речовини мулу. Цей індекс змінюється в залежності від концентрації мулу в суміші, тому визначення прийнято вести при дозі мулу 3 г/л. Якщо визначають індекс мулу, взятого з власне аеротенка, де доза мулу менш 3 г/л, то його попередньо згущують до потрібної концентрації відстоюванням. Якщо аналізується мул з регенератора, то його розбавляють до потрібної межі водопровідною (або очищеною) водою. Індекс мулу визначається не рідше 1 разу в декаду.

Мул з індексом 80–100 мл/дм<sup>3</sup> добре осідає і не утворює дрібної каламуті у відстояній воді. При індексі мулу понад 150 мл/дм<sup>3</sup> говорять про «спухання» мулу. Мул, що спух, володіючи розвиненою поверхнею, добре очищає воду, але з великими труднощами відділяється від неї, що викликає ускладнення в роботі вторинних відстійників. Підвищений винос мулу погіршує загальну якість вихідної води у водойму і веде до втрати мулу. Причини спухання мулу може бути багато різних змін умов роботи в аеротенках.

Мул в аеротенках при тривалій аерації може мати індекс менше 80 мл/дм<sup>3</sup>, оскільки через мінералізацію клітинної речовини підвищується частка зольних, більш важких елементів.

Повний санітарно-хімічний аналіз води проводять 1 раз в 10 днів до і після її обробки. Запис замірів кількостей води, що поступає і повітря, що подається на очищення проводиться безперервно за допомогою автоматичних лічильників витрат.

До технологічних параметрів, що характеризують роботу в аеротенках, крім уже згаданих відносяться окислювальна потужність аеротенка та мулу, вік мулу, витрата повітря на 1 м<sup>3</sup> очищеної води і на 1 кг знятої БПК<sub>5</sub>, приріст мулу, витрати електроенергії.

Якщо величина навантаження  $N$  характеризує кількість поданих забруднень, то окисної потужністю  $OM$  оцінюється кількість знятих перероблених забруднень:

$$OM = N \cdot E_{БПК}, \quad (9.1)$$

де  $E_{БПК}$  – ефективність очищення води по БПК в частках одиниці; одиниці вимірювань у цих двох величин однакові; мг БПК на 1 г беззольної речовини на добу або г БПК/(м<sup>3</sup> · добу).

Окислювальна потужність, віднесена до 1 год., є середня швидкість окислення  $p$  забруднень активним мулом. Ця величина – основна розрахункова характеристика аеротенка. Вона залежить від виду оброблюваних стічних вод,

концентрації забруднень у вихідній воді, необхідної якості очищеної води, температури, концентрації мулу та інших факторів.

Вік мулу – це середній час його перебування в системі аераційних споруд, який визначається як частка від ділення загальної маси мулу в аераційній системі (включаючи канали та вторинні відстійники) на добовий приріст мулу. Вік мулу вимірюється в добу. Оцінка за цим показником аналогічна оцінці за величиною навантаження або окислювальній потужності.

Приріст мулу  $Pr$ ,  $mg/dm^3$ , - кількість знов утвореного мулу (за рахунок вилучення та засвоєння забруднень води), яке визначається при проектуванні систем по формулі.

$$Pr = 0,8B + 0,3L_a, \quad (9.2)$$

де  $B$  і  $L_a$  – концентрація забруднень у воді, що надходить в аеротенки, відповідно по зважених речовинах і БПК<sub>повн</sub>.

При експлуатації приріст мулу підраховується шляхом підсумовування маси мулу, що видаляється з системи виносом з очищеною водою і перекачуванням на мулоущільнювачі або в інші споруди. Іноді приріст мулу оцінюють не в  $mg/dm^3$ , а в тонах на 100 тис.  $m^3$  очищеної води.

Витрата повітря при пневматичній системі аерації підраховують по відношенню до  $1 m^3$  очищеної води і 1 кг знятої БПК<sub>5</sub>. Для міських стічних вод при дрібно пазирчастій системі аерації на  $1 m^3$  води витрата 5–10  $m^3$  повітря, або 40–60  $m^3$  на 1 кг знятої БПК<sub>5</sub>. При механічній системі аерації подібних розрахунків по повітрю зробити неможливо. У цьому випадку оцінюється лише витрата електроенергії, як і при пневматичній системі, з розрахунку на  $1 m^3$  води або на 1 кг знятої БПК<sub>5</sub>.

Для оцінки біохімічної активності мулу розроблено метод визначення його дегідрогеназу активності. Процес біохімічного окислення при очищенні стічних вод починається з дегідрування органічних речовин з передачею водню по дихальному ланцюгу ферментів, що включає дегідрогенази і цитохромну систему. Кількісне визначення дегідрогеназу дозволяє судити про напруженість окисного процесу. Введення в практику технологічного контролю цього показника корисно особливо тому, що дає можливість отримати швидко, менш ніж за 1 рік, характеристику стану мулу.

### 9.3 Контроль роботи біофільтрів

Контроль роботи біофільтрів має багато спільного з контролем роботи аеротенків, оскільки в обох типах споруд відбуваються принципово подібні процеси. Істотною відмінністю в контролі роботи цих двох видів

біоокиснювачів є відсутність необхідності в частому аналізі кількості біоплівки. Біоплівка міцно прикріплена до матеріалу завантаження біофільтра, а очищеною водою змивається лише відмерла, відпрацьована її частина. Загальна маса приросту біоплівки за рік експлуатації біофільтра приблизно дорівнює масі зважених речовин, що надійшли за цей же період на біофільтр. Змив біоплівки відбувається нерівномірно. Періодично вона відмивається дуже інтенсивно, і в ці періоди зростає навантаження по зважених речовинах на вторинних відстійниках.

Мікроскопірування біоплівки роблять 1–2 рази на тиждень. Відзначено, що при очищенні однієї і тієї ж стічної води в аеротенках та біофільтрах мікронаселення мулом і плівками дуже схоже, але в складі плівки в відмінну від мулу в значній кількості присутня анаеробна мікрофлора.

Якість стічної води до і після біофільтра аналізується (як і для аеротенків) 1 раз в 10 днів; кількості води і повітря, що подається фіксуються безперервно.

Якщо вихідна стічна вода занадто забруднена, про що свідчить часте замулення поверхні біофільтра, то застосовують прийом повернення частини вже очищеної води для розведення води, що знову надходить. Кількість і якість рециркуляційної води враховується так само, як і вихідної, а всі розрахункові величини, що характеризують роботу біофільтра, визначають як з урахуванням, так і без урахування рециркуляційної витрати та кількості внесених з ним забруднень. Якщо цей прийом все ще не забезпечує належного ефекту, необхідно розпушування поверхні завантаження, промивка її під напором, хлорування.

Основними характеристиками роботи біофільтра є навантаження по воді і по забрудненням. Завантаження по воді – це кількість води,  $\text{м}^3$ , що припадає на  $1 \text{ м}^3$  завантажувального матеріалу або на  $1 \text{ м}^2$  площі поверхні біофільтра за добу; навантаження по забрудненням - кількість забруднень (по БСК, зваженим речовинам, ХПК, г), що подається за добу в розрахунку на  $1 \text{ м}^3$  обсягу або  $1 \text{ м}^2$  площі поверхні.

Будь-який біофільтр може забезпечити дуже високий ступінь очищення води за умови дотримання визначеного навантаження. Межі коливань навантаження для біофільтрів різних типів, що забезпечують повну біологічну очистку води, показані в таблиці 9.1.

Як впливає з таблиці 9.1, найбільш продуктивним з біофільтрів з насипним завантаженням є баштовий, крупність завантажувального матеріалу у якого найбільша (становить 60–100 мм). Нескладні розрахунки показують, що при кулястій формі матеріалу завантаження (незалежно від діаметра кулі)



обсяг, яку він обіймав матеріалом, а отже, обсяг вільного простору постійний. На завантаження доводиться близько 60 % обсягу біофільтра, а на вільний простір, який може бути зайнято повітрям і водою – 40 %.

Таблиця 9.1 – Межі коливань навантаження для біофільтрів різних типів

Біофільтр	Висота, м. біофільтра	Навантаження	
		по воді, м <sup>3</sup> /(м <sup>3</sup> ·доб)	по БПК <sub>повн</sub> г/(м <sup>3</sup> ·доб)
Краплинний	2	1 - 3	100 - 300
Високо завантажувальний	4	10 - 30	500 - 1500
Баштовий	8	30 - 50	800 - 1400
З пластмасовим завантаженням	4	30-45	1600 - 2200

З цього випливає, що всі насипні біофільтри могли б мати однакову окисну потужність. Однак практика показує, що окислювальна потужність чим вище, тим більше матеріал завантаження, отже, крім обсягу вільного простору велике значення має співвідношення лінійних розмірів між діаметром матеріалу завантаження і відстань між кулями. Зі зменшенням діаметра куль відбувається пропорційне зменшення відстані між ними, а внаслідок цього різко погіршуються умови відведення води, змиву біоплівки і вентиляції біофільтра.

При використанні несортowanego матеріалу для завантаження біофільтра упаковка стає найбільш щільною, а робота біофільтра практично незадовільною. Тому вважається, що в матеріалі завантаження не повинно бути більше 5% домішок меншого розміру. З цих міркувань важливе значення в експлуатації біофільтрів надається не стільки хімічним складом матеріалу завантаження, скільки ретельному його сортуванню за розміром. За хімічним складом вимоги до матеріалу завантаження зводяться до того, щоб він був стійкий до періодичних перепадів температур (по сезонах року), що не кородує від зіткнення зі стічною водою і киснем, був механічно стійкий. При випробуванні матеріал завантаження піддають тиску близько 0,1 МПа (1 кгс/см<sup>2</sup>), кип'ятять в соляній кислоті, просочують кілька разів насиченим розчином Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, проморожують. Якщо після всіх цих випробувань втрата по масі не перевищує 10%, матеріал визнається придатним як завантаження.

Пропускна здатність біофільтрів з площинним завантаженням вище, ніж біофільтрів з насипним матеріалом, тому вони можуть скласти серйозну конкуренцію традиційним біофільтрам за умови, що пластмаси будуть широко доступні і дешеві. Цікаво ще відзначити, що останнім часом запропоновані нові види насипних завантажень, наприклад невеликі порожнисті циліндри. У такій

конструкції як би поєднуються умови роботи біофільтра з об'ємним і площинним матеріалом завантаження.

#### **9.4 Контроль роботи вторинних відстійників та мулоушільнювачів.**

##### **Контроль процесів преаерації та біокоагуляції**

Призначення вторинних відстійників – відокремити активний мул або біоплівку від очищеної води.

Роботу вторинних відстійників контролюють багато в чому так само, як і роботу первинних відстійників. Зокрема, фіксується тривалість відстоювання суміші і винос мулу з очищеною водою, кількість та якість відкачуваного мулу (по концентрації сухої речовини). Однак в характері процесів відстоювання в первинних і вторинних відстійниках є відмінності, які обумовлені, по-перше, концентрацією зважених часток в його відстоюній суміші і, по-друге, хімічним складом цих частинок і їх різної здатність до флокуляції та седиментації.

У первинних відстійниках при підвищеній концентрації зважених речовин у вихідній воді винос їх з освітленою водою збільшується. Концентрація зважених речовин в міських стічних водах зазвичай не перевищує 300–350 мг/дм<sup>3</sup>; при цьому ефективність відстоювання становить максимально 50–55 %.

У вторинні відстійники надходить суміш з концентрацій мулу не менше 1000 мг/дм<sup>3</sup>; в залежності від режиму роботи і типу біоокиснювача концентрація мулу може доходити до 2,5–5 г/дм<sup>3</sup>. Якщо забезпечується повне біологічне очищення, то при достатній тривалості відстоювання (близько 2 год) винос мулу з очищеною водою складає всього 10–25 мг/дм<sup>3</sup> (в середньодобових пробах) незалежно від вихідної дози мулу. Ефективність відстоювання в цьому випадку становить 98–99 %.

Знайдений кореляційний зв'язок між ступенем очищення води по БПК і вином мулу з очищеною водою. При заданій тривалості відстоювання чим глибше очищена стічна вода, тобто чим нижче БПКповн очищеної води, тим менше винос мулу. У той же час при певній мірі очищення води по БПК винос мулу більше, чим менше тривалість перебування води у вторинних відстійниках.

Ступінь ущільнення зважених часток, що осіли в первинних і вторинних відстійниках різна. Зважені речовини стічних вод більш важкі і менш гідрофільні, ніж активний мул або біоплівка, та обумовлена більш низька вологість осаду з первинних відстійників (91–94 %). Максимальна концентрація біоплівки після відокремлення її від води у вторинних відстійниках становить

40–60 г/дм<sup>3</sup>, що відповідає вологості 96–94 %. Активний мул відкачується з вторинних відстійників з концентрацією 4–8 г/дм<sup>3</sup>, тобто з вологістю 99,6–99,2 %. Максимально досяжна концентрація мулу після відстоювання складає близько 25–30 г/дм<sup>3</sup> (як у мулоущільнювачах), проте в такому режимі відстійники ніколи не працюють. Тривале перебування мулу в умовах відсутності розчиненого кисню може спричинити глибокі і незворотні зміни біохімічної активності мулу. Крім того, в аераційних спорудах при пневматичній системі аерації неможливо забезпечити подачу і розчинення кисню зі швидкістю, яка дорівнює або перевищує швидкість споживання кисню мулом настільки високої концентрації.

Необхідність подальшої інтенсифікації процесів біологічної очистки привела до створення нової схеми споруд – аеротенків з механічними аераторами (забезпечують постачання киснем суміші високої концентрації – до 10–20 г/дм<sup>3</sup>) в сукупності з флотатора замість вторинних відстійників, де седиментація мулу відбувається в умовах повної забезпеченості киснем. Така схема споруд запропонована для обробки виробничих стічних вод і тільки в якості першого ступеня. Флотатори замість вторинних відстійників для остаточної очистки стічних вод не застосовуються із-за підвищеного виносу мулу.

При характеристиці роботи вторинних відстійників вказуються кількість і якість (по концентрації сухої речовини) поворотного і надлишкового мулу. Вказується, крім того, в які споруди розподіляється надлишковий мул.

Мулоущільнювачі призначені для зменшення об'єму надлишкового активного мулу, що направляється на подальшу обробку. Оцінка роботи цих споруд аналогічна технологічній оцінці роботи вторинних відстійників. Фіксується кількість і якість мулу, що подається, ущільненого мулу і мулової води. На міських станціях часто використовують мулоущільнювачі радіального типу, що забезпечують зниження обсягу мулу в 5–15 разів (або зміна по вологості з 99,2–99,9 до 96,5–98,5 %) за час перебування, рівне 9–15 год.

На мулоущільнювачі подають мул як з вторинних відстійників з концентрацією сухої речовини 4–8 г/дм<sup>3</sup>, так із аеротенків з концентрацією 1–2 г/дм<sup>3</sup>. Якість ущільненого мулу в обох випадках практично однакова, а час ущільнення для менш концентрованого мулу становить 5–7 год. Щоб отримати порівняльну оцінку, який варіант схеми ущільнення краще, необхідно порівняння величини навантаження по сухій речовині (1 г сухої речовини на 1 м<sup>3</sup>/добу). З цієї ж величиною можна порівнювати продуктивність різних видів ущільнювачів або ущільнювачі одного виду, але різних діаметрів.

Важливо враховувати якість мулової води (по зваженим речовин, БПК), оскільки передача цієї води на повторну очистку збільшує навантаження на очисні споруди. Зазвичай кількість зважених речовин і БПК<sub>5</sub> мулової води коливається від 20 до 100 мг/дм<sup>3</sup>.

Частини надлишкового мулу іноді спрямовують в первинні відстійники з метою інтенсифікувати процеси відстоювання. Рекомендується передавати в первинні відстійники до 50 % приросту мулу. Витрата повітря на перемішування води і мулу становить близько 0,5 м<sup>3</sup>/м<sup>3</sup>, тривалість контакту в пре аераторів – 10–20 хв. і в біокоагуляторі – 20 хв. Додатковий ефект освітлення по зваженим речовинам і БПК<sub>повн</sub> в обох випадках становить 10–15 %. Якщо зазначені прийоми використані при експлуатації відстійників, то при характеристиці їх роботи обов'язково береться до уваги зміна складу води після змішування її з надмірним мулом.

### 9.5 Контроль роботи споруди для аеробної мінералізації мулу

До цієї категорії споруд можна віднести аеротенки тривалої аерації, аеробні мінералізатори (інакше звані аеробними стабілізаторами), циркуляційні окислювальні канали, деякі різновиди біологічних ставків, які працюють в умовах нижчих навантажень. Крім аеробних мінералізаторів всі інші перераховані споруди суміщають в собі функції біологічної очистки стічної води і мінералізації мулу.

Мінералізація мулу, або біологічного його окислення – це процес окислення клітинної речовини, який відбувається в тій стадії розвитку популяції мікроорганізмів, коли початкові органічні забруднення в стічній воді вже відсутні і подальше існування співтовариства мікроорганізмів забезпечується окисленням внутрішнього запасу поживних речовин клітини, внутрішньовидовою боротьбою за існування серед бактерій, розвитком автотрофних культур нітрифікаторів і т. д. (див. підрозділ 9.2).

Процеси повного очищення стічної води і глибокого окислення мулу відбуваються в основному послідовно і для випадку обробки міських стоків наближено можуть відбуватися за схемою, наведеною на рисунку 9.1.

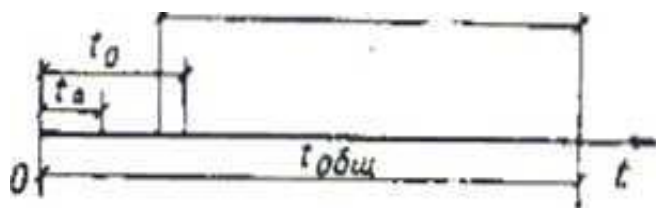


Рисунок 9.1 – Схема процесів біологічного очищення води і мінералізації мулу

При змішуванні стічної води з активним мулом відбувається досить швидко вилучення з води в якій знаходяться органічні забруднення за час  $t_a$ , що і є власне очищенням стічної води. Вилучення забруднень – комплексний процес. Сюди входять швидко засвоєння розчинених речовин, засвоєння після попереднього гідролітичного розщеплення складних з'єднань і загарбання поверхнею зооглей та мулових частинок нерозчинених домішок та ін. Процеси внутрішньоклітинної переробки отриманого харчування, інакше процеси регенерації клітини або окислення речовини, що починаються, природно, відразу ж після того, як тільки забруднення поглинені кліткою, тривають довше (час  $t_0$ ), ніж вилучення забруднень з води. За час мінералізації мулу вельми умовно можна прийняти тривалий відрізок часу з початком десь в стадії внутрішньоклітинної переробки речовин. Процес цей триває протягом декількох діб і закінчується в тій стадії, коли країни, що розвиваються слідом за гетеротрофними бактеріями бактерії нітріфікатори також проходять пік свого максимального розвитку. Загальний час глибокого очищення води і мінералізації мулу загальне, що становить кілька діб, укладає в собі всі зазначені стадії процесу.

При мінералізації мулу зменшується маса беззольної речовини, а отже, і маса сухої речовини, що обумовлює збільшення зольності мулу. Максимально, що можуть бути досягненими величини зольності мулу коливаються в межах 45–55 %. Глибшого окислення мулу отримати не вдається, оскільки в його складі переважає біохімічно не засвоювана органічна матерія.

Аеробно-мінералізований мул не загниває на повітрі, так як все доступне окислення вже перероблено в умовах інтенсивного постачання киснем повітря, легко віддає вологу, не володіє неприємними запахами. Такий мул після підсушування і додаткового знезараження може бути переданий для використання в сільському господарстві.

При контролі за роботою аеротенках тривалої аерації, а також циркуляційного окисного каналу особлива увага приділяється характеристиці складу очищеної стічної води. Ця вода відрізняється присутністю великої кількості нітратів і, як правило, незначної кількості нітритів, низькою концентрацією амонійного та загального азоту, величинами БПК і ХПК, що коливаються, присутністю достатньої кількості кисню. Мул такого аеротенка характеризується дуже низькою дегідрогеназною активністю, підвищеною зольністю і складом мікронаселення, відрізняються від складу мулу звичайного аеротенка.

Якщо процес проводиться в аеротенках – витіснювачах, то при

ретельному виконанні аналізів можна замінити концентрації мулу по довжині аеротенка – спочатку наростання дози мулу і після переходу через «розмитий» максимум – поступово спад.

При проведенні процесу в окремому мінералізаторі фіксують спад сухої (і беззольної) речовини мулу, постійно контролюють наявність, розчиненого кисню в суміші, характеризують склад мулової води, що відділяється при відстоюванні суміші в спеціальному відстійнику після мінералізатора. Мулову воду, відокремлену від мінералізованого мулу, направляючи на повторну очистку в аеротенки. Тривалість відстоювання приймають рівною 1,5–2 г.

У мінералізаторі можна обробляти суміш мулу з осадам з первинних відстійників. В цьому випадку збільшуються: тривалість обробки - до 10–12 діб, витрата повітря – до 1,2–1,5 м<sup>3</sup>/(м<sup>3</sup>·год) замість 1 м<sup>3</sup>/(м<sup>3</sup>·год) для одного мулу. Ступінь окислення суміші осаду і мулу може досягати 30–40 %, (за беззольною речовиною), а одного мулу – 20–30 %.

## **9.6 Поля зрошення і поля фільтрації**

Поля зрошення і поля фільтрації – споруди для очищення стічних вод в природних умовах, де основним агентом очищення є ґрунт.

Ґрунт заселений величезною кількістю мікроорганізмів, які в поверхневому шарі становлять від 1 до 115 млн. на 1 г. Чим глибше шар, тим менше в ньому мікронаселення. Процес мінералізації забруднень проходить найбільш інтенсивно в поверхневих шарах (при сприятливих умовах – до нітрифікації), менш напружено нітрифікація триває в більш глибоких шарах, а в самих глибинних проходять процеси біологічної денітрифікації і навіть десульфатації. Найактивнішим шаром ґрунту є верхній шар товщиною 25–30 см.

Очищена ґрунтовим методом вода відрізняється високою прозорістю, безбарвністю, відсутністю запаху, низькою БПК, дуже малим вмістом бактеріальних забруднень, великою концентрацією нітратів і низькою – азоту амонійних солей. На полях зрошення зі стічної води рослинами засвоюється також частина калію. При будь-якому типі поливу у воді після фільтрації не залишається фосфатів.

Природно, що висока якість очищення забезпечується за умови дотримання оптимальних режимів експлуатації полів по навантаженню і обробці ґрунту, а також при своєчасному ремонті розподільних і відвідних систем і т.п. Навантаження на поля визначаються в залежності від виду ґрунту, рівня залягання ґрунтових вод, географічного розташування полів, і ін. і може змінюватися в межах 50–200 м<sup>3</sup>/(га·доб.). Важливе значення мають кліматичні

умови, які в окремі роки можуть різко відхилятися від тих середніх умов, на які розраховані.

Технологічний контроль за процесами природного очищення зводиться до контролю за роботою споруд попереднього механічного очищення і власних полів. Останні характеризуються якістю очищення води, для чого повний санітарно-хімічний аналіз води до і після очищення виконується зазвичай 1 раз в 10 днів.

### **9.7 Біологічні ставки**

Очищення стічних вод в спеціально влаштованих ставках – чи не самий ранній прийом інтенсифікації природних процесів самоочищення водойми. За тривалий час розвитку техніки очищення ставки використовувалися для очищення як вихідної стічної води, так і стічної води, попередньо освітленої. Ставки застосовувалися для очищення як в аеробних, так і в анаеробних умовах. Однак в даний час рекомендується використовувати ставки лише для доочищення біологічно очищеної стічної води, при цьому може бути застосована штучна аерація (переважно за допомогою механічних аераторів).

Стічна вода в ставках проходить очистку протягом декількох днів, її тривалість змінюється в широких межах в залежності від кліматичних умов. Якість очищення в ставках може бути високою за умови дотримання оптимальних навантажень по масі вступних забруднень. Контроль якості очищеної води в ставках здійснюється так само, як і при інших типах очисних споруд. Періодично реєструється рівень концентрації в воді розчиненого кисню і контролюється склад гідробіонтів.

## **ТЕМА 10 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ДООЧИЩЕННЯ І ЗНЕЗАРАЖЕННЯ СТІЧНИХ ВОД**

### **10.1 Контроль процесів доочищення стічних вод**

Термін «доочищення» застосовується для позначення найрізноманітніших методів додаткового (після біологічної) очищення стічної води з метою як підвищення її якості за основними показниками (БПК, зважених речовинах), так і вилучення таких домішок, які повністю не видаляються біохімічним шляхом.

Методи доочистки води можуть бути фізико-хімічні, хімічними і біохімічними. Як приклади методів першої групи можуть бути названі фільтрування, коагуляція, сорбція; другий-озонування, хлорування; третьої -

біохімічна денітрифікація.

Найбільш широко прийнята класифікація методів доочищення, заснована на вказівці виду видалених забруднень. Нижче розглядаються питання технологічного контролю ряду методів доочищення, найбільш часто використаних в практиці обробки стічних вод.

## **10.2 Видалення зважених речовин і зниження БПК**

Доочищення стічної води від остаточних зважених речовин у великому промисловому масштабі проводиться фільтруванням на фільтрах з двошаровим завантаженням з піску і антрациту. До фільтрів вода проходить систему барабанних сіток з осередками розміром  $0,5 \times 0,5$  мм, де затримуються великі плаваючі домішки пух, пір'я, листя, поліетиленові плівки і т.д., а також частина зважених речовин, якщо їх концентрація висока (понад  $15\text{--}20$  мг/дм<sup>3</sup>).

При фільтруванні на матеріалі завантаження затримується активний мул, винесений з очищеною водою з вторинних відстійників. Оскільки сам активний мул може окислюватися біохімічним шляхом, то він, як і інші органічні речовини, може бути характеризований величиною БПК. Іншими словами, залишкова БПК очищеної води, взятої з вторинних відстійників, відображає не тільки наявність недоокислених забруднень, а й присутність в ній частинок мулу. Якщо цю воду повністю відфільтрувати від мулу (на паперовому фільтрі), то величина БПК фільтрату покаже наявність у воді залишкових розчинених домішок, а різниця величин БПК води з мулом і фільтрату - величину БПК, носієм якої є мул. По ряду експлуатаційних спостережень питома БПК 1 мг активного мулу коливається від 0,5 до 0,9 мг/мг, причому це значення чим менше, тим глибше очищена стічна вода і мінералізований мул.

Таким чином, очевидно, що при видаленні шляхом фільтрування частинок активного мулу одночасно обов'язково знижується БПК води. Але, крім того, незначне додаткове зниження БПК можливе також за рахунок процесів життєдіяльності мулу в завантаженні фільтра, про які свідчить неодмінне падіння концентрації розчиненого кисню у воді.

Якщо матеріал завантаження інтенсивно відмивати від мулу, посилюючи цей процес хлоруванням, що веде до загибелі живих клітин, та якість фільтрату, природно стане гірший, але зросте швидкість фільтрування.

Технологічний контроль роботи фільтрів доочистки ґрунтований на тих же принципах, що і контроль роботи водопровідних фільтрів. Так, враховуючи швидкість фільтрування і тривалість фільтроциклу, визначається по досягненню заданого значення втрати натиску, витрату води на промивання фільтру і її



інтенсивність. Промивання фільтру роблять фільтрованою стічною водою.

Якість стічної води оцінюється до і після її обробки за звичайними санітарно-хімічними показниками, прийнятими для характеристики стічних вод. Проте немає сенсу двічі визначати ті показники, які не змінюються при фільтруванні, зокрема, розчинені мінеральні домішки - хлориди, сульфати і так далі.

Іноді, як вже згадувалося в підрозділі 9.5, для видалення зважених речовин і зниження БПК застосовують біологічні ставки.

У ряді випадків очищена вода, яка виходить з торічних відстійників і тим більше профільтрована додатково на фільтрах, містить розчиненого кисню менше, ніж потрібно санітарними нормами при спуску стічних вод у водойму. Для насичення води киснем передбачаються різноманітні прийоми аерації (аератори, на водозливи).

При наявності на очисних станціях пристроїв для насичення води киснем контролюється рівень концентрації кисню в стічній воді після її обробки.

### **10.3 Видалення біогенних елементів**

Біологічно очищена вода містить значну кількість амонійного азоту і фосфатів. Азот і фосфор сприяють посиленому розвитку водної рослинності, подальше відмирання якої призводить до вторинного забруднення водойми. Підраховано, що 1 мг азоту продукує 10 мг водної рослинності, а 1 мг фосфору – 115 мг.

Для видалення азоту можуть бути застосовані фізико-хімічні і біологічні методи. Один з фізико-хімічних методів полягає в підвищенні значення рН води до 10–11 шляхом вапнування, внаслідок чого утворюється  $\text{NH}_4\text{OH}$ , з подальшою отдувкою аміаку повітрям в градирнях. Солі амонію можна видалити і шляхом іонного обміну.

Видалення азоту біохімічним шляхом здійснюється в два ступені. На першому ступені в аеротенку тривалої аерації у відсутності вуглевісних забруднень (видалених в звичайному аеротенку) інтенсивно відбуваються процеси нітрифікації. На другій ступені застосовується денітрифікатор – споруда, ізольована від доступу повітря. У анаеробних умовах бактерії денітрифікатори використовують для своєї життєдіяльності хімічно пов'язаний кисень нітриту і нітратів і руйнують, таким чином, ці з'єднання, внаслідок чого виділяється молекулярний азот. Бактерії денітрифікатори у відмінності від нітрифікаторів – гетеротрофи, а тому в якості джерела вуглецю вони потребують органічних речовин. Запропонована схема, в якій джерелом

органічних речовин служить початкова стічна вода. За цією схемою біля 2/3 загальної витрати води проходить усю систему споруд: звичайні аеротенки, аеротенки - нітрифікатори і денітрифікатори, а 1/3 витрати поступає відразу в денітрифікатор. Послідовне застосування нитрифікації і денітрифікації дозволяє видаляти з води більше 70 % азоту.

Контроль процесу біохімічної денітрифікації проводиться аналогічно контролю процесів біологічного очищення стічної води в аераційних спорудах, і при цьому особлива увага приділяється оцінці форм і концентрацій з'єднань азоту.

Фосфати віддаляються хімічним осадженням солями заліза, алюмінію, вапном. Реагенти подають в стічну воду перед первинними відстійниками, в очищений стік – перед вторинними відстійниками або в аеротенк. Найбільш ефективним є останній варіант. Оптимальна доза сульфату алюмінію визначається із співвідношення кількості алюмінію і фосфору від 1: 1 до 1,5: 1. Ефект видалення фосфатів досягає 80 %. Після добавки реагентів зольність мулу підвищується до 45 %; при цьому мул придбаває хороші седиментаційні властивості. В межах необхідних доз реагенту солі алюмінію не впливають на хід біологічного процесу в аеротенках.

При використанні реагентного методу видалення фосфатів потрібне ретельне дозування сульфату алюмінію, для чого вимагається знати концентрацію фосфатів у воді. Тому визначення цього показника повинне виконуватися не лише по загальному графіку контролю за якістю стічної води, але і кілька разів в проміжках між цими аналізами.

Видалення важко окисних речовин, що фіксуються величиною ХПК біологічно очищених вод, принципово можливо методом сорбції (наприклад, вугіллям) і хімічним окисленням (наприклад, шляхом озонування). Ці методи для обробки міських стічних вод доки застосування не знайшли із-за їх занадто високій вартості. Проте ці методи досить широко використовуються при обробці виробничих стічних вод. Про методи контролю цих процесів див. далі в підрозділ 12.4.

Зниження концентрації солей в стічній воді можливо методами знесолювання, вживаними в практиці водопостачання. Прийоми контролю цих методів аналогічні описаним раніше.

#### **10.4 Контроль процесів знезараження стічних вод**

З ряду відомих методів знезараження найбільше застосування для обробки міських стічних вод отримав метод хлорування. Хлорування може бути здійснене хлором, гіпохлоритами, а також з'єднаннями хлору, що

отримуються в результаті електролізу розчину солей хлору [1].

При знезараженні води будь-яким способом хлорування основна технологічна вимога зводиться до того, щоб в знезаражуваній воді залишалося хлору не менше чим 1,5 мг/дм. При такій високій залишковій дозі санітарний ефект знезараження складає практично усього 100 %. Оцінку міри санітарної обробки стічної води роблять по колі-індексу. Крім того, в практиці очищення стічних вод прийнято визначати і загальне число бактерій сапрофітів.

Щоб в обробленій воді залишилося 1,5 мг/дм<sup>3</sup> невикористаного хлору, за ДБН В.2.5-75:2013 розрахункову дозу активного хлору рекомендується прийняти для стічної води: що пройшла тільки механічне очищення, – 10 мг/дм<sup>3</sup>, після неповного біологічного очищення – 3 г/дм<sup>3</sup>. Можна бачити, що розрахункова доза хлору тим вище, чим нижче якість води, що пов'язано з використанням частини реагенту, що вводиться, на окислення органічних домішок стічних вод. У практиці експлуатації дозу хлору встановлюють експериментально, що і дозволяє найточніше врахувати присутність у воді домішок, що вступають в реакції з хлором. Зазвичай доза, що визначена експериментом, виявляється дещо нижче розрахункової.

Об'єктом технологічного контролю при хлоруванні є контактні резервуари або інші замінюючі їх місткості. Встановлено, що час контакту для повноти дії введеного у воду хлору має бути не менше 30 хв. Тому реєструється час перебування води в контактному резервуарі і зміни її якості внаслідок дії хлору і додаткового видалення частинок активного мулу, що осідають. Кількість мулу, що випало в контактних резервуарах оцінюється для подальшого врахування його в тих спорудах, в які він передається на обробку.

Реагентне господарство на очисних станціях різниться залежно від виду хлорування, але у будь-якому разі контролюється процес приготування робочих розчинів для встановлення точної дози активного хлору.

Окрім хлорування для знезараження стічних вод останніми роками усе більш широко рекомендується метод озонування, проте його застосування у великих масштабах все ще лімітується високою вартістю отримання озону і малою продуктивністю озонаторів. При зниженні витрат на отримання озону цей метод складе серйозну конкуренцію багатьом іншим методам доочистки, оскільки при дуже тривалому озонуванні теоретично можна отримати воду, в якій органічні речовини будуть окислені повністю, азот амонійних солей переведений в нітратну форму з санітарним ефектом по колі-індексу, дорівнює 100 %, і яка, крім того, до межі насичена розчинений киснем. В даний час метод озонування застосовується для обробки виробничих стічних вод.

## ТЕМА 11 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ОСАДІВ

### 11.1 Призначення споруд по обробці осадів

При повному біологічному очищенні із стічної води витягається до 90–95 % первинного змісту забруднень, що оцінюється кількістю зважених речовин і величиною БПК, а за наявності фільтрів доочистки – до 98–99 % [1]. Ці забруднення, частиною у своєму первинному виді (осад первинних відстійників), частиною перетворені в активний мул або біоплівку, акумулюються у вигляді осадів, загальний об'єм яких складає не більше 0,5–1,5 % об'єму обробленої води. Таким чином, вирішення проблеми обробки великої кількості води з відносно низькою концентрацією забруднень спричиняє за собою необхідність вирішення нової проблеми – обробки відносно невеликої кількості концентрованих осадів.

Обробка осадів стічних вод переслідує передусім санітарні цілі. Суха речовина осадів перебуває на 65–75 % з органічних речовин, здатних загнити з виділенням у край неприємних запахів. Якщо врахувати при цьому високу міру інвазійності (зараженості) осадів хвороботворними бактеріями і яйцями глистів, то стає очевидним, що знешкодження є обов'язковою стадією обробки осадів.

Розкладання органічних речовин осадів може бути здійснене біохімічним шляхом як в аеробних, так і в анаеробних умовах. Перший варіант окислення вже був розглянутий в Темі 9. Другий варіант – анаеробне біохімічне окислення – широко застосовується в нашій країні при обробці осадів міських стічних вод. На станціях малої пропускної спроможності для цієї мети застосовуються двох'ярусні відстійники, освітлювачі – перегнивачі, а на станціях з великою пропускною здатністю – метантенки. При зброджуванні осадів ефект знезараження по бактеріальним забрудненням може бути дуже високим, особливо в умовах термофільних температур.

У осадках при високій концентрації в них сухої речовини все ще міститься 92–98 % води. Транспортування зайвої води, наприклад при використанні осадів як добрив, нерентабельне. Тому важливим завданням в загальній системі обробки осадів є видалення зайвої вологи. Сучасними технологічними властивостями можна добитися будь-якої міри зменшення вологості. Процеси зниження вологи до 70–80 % прийнято називати зневодненням, а з 70–80 % до 5–40 % – сушкою осадів. Різні назви двох ступенів видалення вологи носять умовний характер, але вони можуть бути до деякого ступеня виправдані тим, що кожна ступінь відповідає руйнуванню певного виду зв'язку води в осадку. Оскільки сушка здійснюється в апаратах

при високій температурі, то одночасно з інтенсивним випаром вологи відбувається повна дезінфекція осаду.

Окрім перерахованих вище прийомів обробки осаду застосовується і спосіб знищення їх шляхом спалювання (у тих випадках, коли корисне використання осадів скрутне і не економічне).

Компонування системи повної обробки осадів може бути найрізноманітнішим, особливо на станціях малої і середньої пропускної спроможності. Так, стадії зброджування осаду може бути взагалі відсутнім. В цьому варіанті зневоднюється сирий осад, після чого він піддається дезінфекції (компостуванням, опроміненням, прогріванням і тому подібне) або спалюється. На станціях великої пропускної спроможності, як правило, влаштовуються метантенки з подальшим зневодненням і сушкою зброджуваного осаду в природних або штучних умовах [1].

### **11.2 Процеси метанового бродіння і їх технологічна оцінка**

Для опису процесів розпаду органічних речовин при зброджуванні осадів широко користуються схемою, запропонованою Баркером [1]. За цією схемою процес бродіння складається з двох фаз – кислої і метанової, що послідовно змінюють одна іншу і що протікають з однаковими швидкостями. Першу фазу бродіння називають кислою тому, що основним кінцевим продуктом розпаду органічних речовин є нижчі органічні кислоти ряду бокових вуглеводнів, що називаються нижчими жирними кислотами (НЖК). До них відносяться кислоти: мурашина, оцтова, пропіонова, масляна і інші зі змістом до 5–6 атомів вуглецю.

Присутність кислот в середовищі обумовлює її кислу реакцію. Окрім НЖК продуктами розпаду першої фази є нижчі жирні спирти, амінокислоти, деякі альдегіди і кетони, гліцерин, а також вуглекислота, водень, сірководень, аміак і деякі інші з'єднання. Здійснюють цю фазу процесу бактерії, що відносяться до факультативних анаеробів (молочнокислі бактерії, оцтовокислі, пропіоново-кислі і тому подібне) і до облигатних анаеробів (маслянокислі бактерії, целюлозні, ацетобутилові та ін.).

Другу фазу процесу називають лужною, або метановою. Реакція середовища в цій фазі лужна ( $\text{pH}=7,6\text{--}8$ ). Продукти розпаду першої фази переробляються бактеріями другої фази бродіння з утворенням в основному вуглекислоти і метану. Бактерії цієї фази – облигатні анаероби. Виділено порівняно трохи чистих культур метаноутворюючих бактерій. В основному вони відносяться до трьох родів – метанобактеріям, метаносарцинам і

метанококам.

Оскільки швидкості процесів в обох фазах однакові, то у масі, що зброджується не відбувається накопичення продуктів першої фази і вони виявляються лише в невеликій кількості. Проте, якщо є які-небудь порушення технологічного режиму, то середовище стає кислим, оскільки в першу чергу гинуть найбільш чутливі до всякого роду небажаних змін бактерії метанової фази процесу. Осад в цьому випадку придбаває у край неприємний запах, обумовлений наявністю кислот, спиртів, похідних сірководню і меркаптанів. Відбувається "закисання" метантенка.

Контроль процесів метанового бродіння включає систему вимірів і аналізів твердої, рідкої і газоподібної фаз. Вимір кількості осадів, що поступають, і активного мулу за об'ємом дозволяє розрахувати добову дозу завантаження метантенка за об'ємом  $D$ , %. Загальний об'єм метантенка приймають за 100 %. Об'єм осадів, що поступають, за добу, виражений в % від загального об'єму метантенка, і складає об'ємну дозу завантаження споруди. Ця величина може бути виражена або в % від повного об'єму метантенка, або в долях від одиниці його об'єму, т. т. в  $\text{м}^3$  осаду, що приходить на  $1 \text{ м}^3$  об'єму за добу. Наприклад, якщо доза  $D=8\%$ , то другий варіант вираження цієї величини –  $0,08 \text{ м}^3/(\text{м}^3 \cdot \text{доб})$ .

Приймають, що в процесі зброджування об'єм осаду і загальну кількість води, що поступила в метантенк, не змінюються. Таким чином, в обліку нехтують кількістю води, що поступає з перегрітою парою (використовувані для нагріву зброджуваної маси), а також що втрачається з газами бродіння, що видаляються.

Не рідше 1–2 раз на тиждень для осадів, що поступають і зброджених, виконують аналізи з визначенням їх вологості і зольності. Знаючи вологість і зольність початкових осадів, а також  $D$ , %, неважко підрахувати дозу завантаження метантенка по беззольній речовині  $D_{\text{бз}}$ . Ця величина, що вимірюється в кг беззольної речовини, що приходить на  $1 \text{ м}^3$  об'єму споруди за добу, аналогічна завантаженню на одиницю об'єму, що визначають для аеротенків. Залежно від виду завантажених осадів і їх характеристик по вологості і зольності, величина  $D_{\text{бз}}$  коливається в широких межах: для мезофільного режиму зброджування від 2 до  $4 \text{ кг}/(\text{м}^3 \cdot \text{доб})$ , а для термофільного – від 4 до  $8 \text{ кг}/(\text{м}^3 \cdot \text{доб})$ .

В процесі зброджування від 35 до 55 % органічної речовини розпадається з виділенням продуктів в газ і мулову воду. За сучасними уявленнями, гази бродіння продукують тільки жирно-, білково- і вуглецю подібні з'єднання. При

розпаді інших органічних компонентів осадів продукту розпаду переходять в розчинену фазу, тобто в мулову воду. В результаті процесів бродіння збільшується вологість і зольність осадів.

Дослідниками встановлено, що найбільше газу утворюється при зброджуванні жироподібних речовин, менше всього – при розпаді білковоподібних. Кількісна оцінка по виходу газу отримана з наступних міркувань. При зброджуванні, наприклад, жироподібних з'єднань виділяється 1250 мл газів з 1 г речовин, що розпалися. У складі газів знаходиться 68 % метану і 32 % вуглекислоти. Щільність газу вказаного складу складає 1,05 г/дм<sup>3</sup>. Отже, при розпаді 1 г жироподібних речовин виділяється газів (по масі):  $1,25 \cdot 1,05 = 1,31$  г/г. Перевищення маси газів, що утворилися, над масою початкової речовини пояснюється участю води в реакціях бродіння. Далі було встановлено, що біохімічним шляхом жироподібні речовини не можуть бути збережені повністю (на 100 %). Існує своєрідна межа зброджування, після досягнення якої подальший розпад речовини, якщо він і має місце, не супроводжується виходом газу. Для жироподібних з'єднань ця прибудова приймається рівною 70 %. Таким чином, при розпаді 1 г жироподібних речовин, що завантажуються в метантенк максимально може утворюватися газів  $1,37 \cdot 0,7 = 0,92$  г/г. Для вуглецюподібних речовин у знайдено, що з 1 г може бути отримано 790 мл газів. Склад газів: 50 % CH<sub>4</sub> і 50 % CO<sub>2</sub> з щільністю цієї суміші 1,25 г/дм<sup>3</sup>. Знайдено, що межа зброджування вуглецюподібних речовин складає 62,5 %, а отже, при розпаді 1 г цих речовин може утворюватися 0,62 г газів. При зброджуванні білковоподібних речовин *б* вихід газів складає 704 мл/г. Склад газів: 71 % CH<sub>4</sub> і 29 % CO<sub>2</sub> з щільністю цієї суміші 1,01 г/л. Межа зброджування складає 48 %. З цих даних витікає, що з 1 г завантажених білковоподібних речовин може бути отримано 0,34 г газів.

Оскільки ніякі інші хімічні компоненти газів не утворюються, то, знаючи зміст газотвірних компонентів, неважко підрахувати теоретично очікуваний можливий вихід газу, або межу зброджування.

$$a = 0,92 ж + 0,62 у + 0,34 б, \quad (11.1)$$

де *ж*, *у* і *б* дані в г на 1 г маси завантаженого осаду.

При експлуатації метантенків хімічний аналіз осадів на зміст газотвірних компонентів, а також фосфатів, СПАР, азоту загального виконують зазвичай 1 раз на квартал (рідше 1 раз на місяць). Аналіз роблять з середніх проб, що набирають за період дослідження. Використовують висушені осадки, що залишаються після визначення вологості.

Облік кількості газів зброджування робиться безперервно з

використанням приладів автоматичної реєстрації. Хімічний аналіз складу газу виконується 1 раз в декаду або в місяць. Визначають  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{O}_2$  та ін. Якщо процес проходить стійко, то зміст  $\text{H}_2$  – продукту першої фази бродіння – не повинно перевищувати 2 %, зміст  $\text{CO}_2$  має бути не більше 30–35 %. При цьому кисень має бути відсутнім, оскільки вказаний процес строго анаеробний. Присутність кисню виявляється повністю із-за недотримань повної ізоляції від атмосферного повітря приладів, вживаних для аналізу. Кількість метану зазвичай складає 60–65 %, азоту – не більше 1–2 %. Якщо звичайні співвідношення в складі змінюються, то причини слід шукати в порушенні режиму бродіння.

Глибокі і тривалі зміни у складі газів, що виражаються в зменшенні відсоткового вмісту метану і збільшенні вмісту вуглекислоти, можуть бути свідомством «закисання» метантенка, що обов'язково відіб'ється і на хімічному складі мулової води. У ній у великій кількості з'являються продукти кислої фази, зокрема НЖК, при одночасному зниженні лужності мулової води, що визначають, окрім НЖК, зміст карбонатних і гідрокарбонатних з'єднань.

При стійкому режимі бродіння НЖК в муловій воді знаходиться на рівні 5–15 мг·екв/дм<sup>3</sup>, а лужність – 70–90 мг·екв/дм<sup>3</sup>. Сума усіх органічних кислот визначається через еквівалент оцтової кислоти, а лужність – через еквівалент гідрокарбонат-іона.

Хімічний склад мулової води визначається 1–3 рази на тиждень (по графіку визначення вологості осадів). У муловій воді, крім того, визначають вміст азоту амонійних солей, що з'являється внаслідок розпаду білкових компонентів. При нормальній роботі метантенка концентрація азоту амонійних солей в муловій воді складає від 500 до 800 мг/дм<sup>3</sup>.

За даними аналізів і вимірів роблять ряд розрахунків, в результаті яких визначають  $D$  і  $D_{\text{бз}}$ , відсоток розпаду беззольної речовини осадів  $P_{\text{бз}}$  (врахований по зміні вологості і зольності), а також по виходу газу  $P_r$  – вихід газу з 1 кг завантаженої сухої речовини і 1 кг збродженої беззольної речовини і витрата пари на 1 м<sup>3</sup> осаду.

### **11.3 Контроль процесів сушки і обезводнення осадів**

Залежно від схеми і складу споруд очищення станції на зневоднення і сушку можуть бути подані осад з первинних відстійників і активний мул – окремо або в суміші, сирими або зброджуваними. Усі вказані різновиди осадів різко відрізняються один від одного за якістю – вмісту води, хімічному складу, фізичним властивостям.



В процесі зневоднення і сушки видалення вологи відбувається в результаті послідовного руйнування зв'язків води з твердою фазою з подальшим механічним розділенням двох фаз – твердої і рідкої. Усю вологу, що міститься в осіданнях, підрозділяють (по класифікації П.А. Ребиндера) на наступні категорії залежно від форм і енергії зв'язків двох фаз: надмірна, осмотична, вода макропор (питомий опір  $r > 10^{-5}$  см), іммобілізована (захоплена) структурою, вода мікропор ( $r \leq 10^{-5}$  см), адсорбційна.

При ущільненні в звичайних ущільнювачах (під дією сил гравітації) з осадів може бути видалена тільки надмірна волога. Кількість надмірної вологи, наприклад в активному мулі, складає до 3 % і видалення цієї вологи відповідає зміні вологості від 99,5 до 96,5 %. Шляхом вакуум-фільтрування окрім надлишкої віддається осмотична вода і вода макропор. Після вакуум-фільтрування осади мають вологість від 75 до 80 % і, отже, в осадах знаходиться води осмотичної і води макропор приблизно від 10 до 20 %. Центрифугуванням за допомогою центрифуг з великим числом обертів можна видаляти додаткову воду, іммобілізовану структурою.

Води цього виду в осадах трохи (близько 1–2%). Термічною сушкою в умовах високих температур може бути видалена практично уся інша волога.

Кількісне співвідношення води різних форм зв'язку в осадах різних видів неоднаково, а тому і не однаковий той результат, який досягається застосуванням одного і того ж способу обробки для різних осадів. Характеристика кількісного розподілу води різних форм зв'язку може бути отримана шляхом спеціального дослідження при сушці зразка осаду в ізотермічному режимі.

Термографічне дослідження зразків доки ще не вийшло із стадії наукового експерименту, але саме цей метод найбільш перспективний для характеристики гідродинамічних і фізико-хімічних властивостей осадів, що необхідно для подальшого розвитку теорії процесів зневоднення і сушки.

В даний час в якості однієї з основних характеристик здатності осадів віддавати вологу приймають питомий опір фільтрування. Ця величина представляє собою гідродинамічний опір, який надає потоку фільтрату рівномірний шар осаду з масою, рівною одиниці, на площі фільтру, також рівній одиниці. Величина ця вимірюється в см/г. Фільтрування в цьому випадку повинне проходити під вакуумом строго заданої величини.

Чим вище питомий опір, тим важче осади віддають вологу і тим гірше зневоднюються як в природних умовах, так і в різних апаратах.

Фільтруємість осадів можна поліпшити шляхом промивання очищеною

водою, реагентною і тепловою обробки або проморожування.

*Сушка в природних умовах* застосовується для осадів усіх видів і може бути здійснена на мулових майданчиках з природною основою, на майданчиках з поверхневим відведенням води і на майданчиках – ущільнювачах.

Перший варіант майданчиків приймається при добре фільтруючих ґрунтах і при глибокому заляганні ґрунтової води. Профільтрована через шар ґрунту мулова вода потрапляє в потік ґрунтових вод. Фільтрується вода надмірна, а якщо осад піддавався проморожуванню або тривалій дії сонячних променів, то віддаляється деяка частина міцніше пов'язаної води. Основна ж частина вологи на таких майданчиках видаляється з осаду шляхом випару.

Опади, висушені в природних умовах, можуть мати вологість 70–80%. Тривалість сушки залежить від виду оброблюваного осаду, гідрогеологічних і кліматичних умов, виконання експлуатаційних вимог і так далі і коливаються від 1 року до 5 років.

Контроль за процесом сушки проводять шляхом визначення вологості проб осадів, оброблених в декількох місцях майданчика і з різних глибин. Крім того, ведеться санітарно-бактеріологічний контроль з визначенням бактерій з визначенням бактерій кишкової палички і яєць гельмінтів. Осад вивозять на сільськогосподарські поля, тільки після отримання задовільного результату санітарного аналізу.

При використанні мулових майданчиків з поверхневим відведенням води окрім визначень, вказаних вище для твердої фази, періодично контролюють якість мулової води, що передається на повторну обробку. Якщо ця вода потрапляє в головні споруди очисних станцій, то вона аналізується точно також, як і вода, що поступає на станцію з об'єкту каналізування.

Контроль роботи майданчиків–ущільнювачів проводиться аналогічно контролю роботи мулових майданчиків з поверхневим відведенням води.

*Зневоднення на вакуум-фільтрах* включає окрім основної операції ряд попередніх: промивання осадів очищеною водою (для зброджуваних осадів), ущільнення у відстійниках, змішення з реагентами. Контролюються як основна, так і усі додаткові операції.

Кількість промивної води, в якості якої використовують очищену воду з вторинних відстійників, призначають виходячи зі значення питомого опору (по рекомендаціях ДБН В.2.5-75:2013). Якщо питомий опір не вимірюють, то співвідношення кількості промивної води і осаду приймають від 2: 1 до 4: 1. Після інтенсивного перемішування, внаслідок чого з осаду у воду переходять розчинені і колоїдні речовини, а також дрібні зважені речовини, суміш

промивної води з осадом подається в ущільнювач. Відмитий осад після ущільнення протягом 12–18 год. має вологість 94–96 %; зливна вода з концентрацією зважених речовин 1–1,5 г/дм<sup>3</sup> і БПК<sub>повн</sub>, що дорівнює 0,6–0,9 г/дм<sup>3</sup>, перекачується в систему споруд по очищенню стічної води. Оцінка якості зливної води робиться по набору показників і по графіку проведення аналізів, аналогічним вказаним вище для стічної води, що поступає на очисну станцію з об'єкту каналізування. Визначення вологості ущільненого осаду проводиться 1–3 рази на добу з метою точнішого дозування реагентів.

У системі реагентного господарства контролюють якість розчинів реагентів (хлорного заліза і вапна) по концентрації в них активного агента. Ретельний контроль розчинів реагентів потрібний, оскільки їх надлишок не покращує фільтруючої здатності осадів, в той же час перевитрату дефіцитних речовин спричиняє за собою необґрунтоване дорожчання вартості експлуатації.

Робота вакуум-фільтру оцінюється продуктивністю апарату – кількістю осаду по сухій речовині, знятою з 1 м<sup>2</sup> поверхні фільтру за 1 год., для чого періодично визначають вологість кека. Якість і кількість фільтрату враховують з метою повнішого аналізу роботи відстійника-ущільнювача, куди фільтрат передають для інтенсифікації процесів ущільнення зброджуваного осаду. Періодично і при необхідності виконують санітарно-бактеріологічний аналіз зброджених осадів.

У технологічному звіті про роботу вакуум-фільтрів вказують також основні технічні дані по кожному фільтру: частоту обертання барабана, величину вакууму, вид і періодичність обробки тканини та ін.

*Зневоднення осадів на центрифугах* застосовується на станціях малої і середньої пропускної спроможності.

Характеристика роботи цього апарату включає оцінку його продуктивності за об'ємом переробленого осаду, віднесеному до одиниці часу (зазвичай 1 год), ефективності затримання сухої речовини, вологості кека і якості фугата. При центрифугуванні так само, як при вакуум-фільтруванні, проводять санітарно-бактеріологічну оцінку осадів.

Окрім технологічних характеристик в звіті про роботу центрифуг обов'язково вказують технічні дані апарату – частоту обертання, діаметр вхідного і зливного патрубків і т. п.

*Термічна сушка осадів.* Найбільш освоєною в експлуатації є сушарка барабанного типу, проте в перспективі, мабуть, більше поширення матимуть сушарки фонтануючого типу (із зустрічними струменями, зваженим шаром осаду і т. п.).

Продуктивність сушарок визначається по масі вологи, що випаровує в одиницю часу з розрахунку на одиницю об'єму апарату. Щоб розрахувати продуктивність, необхідно вимірювати вологість осадів до і після сушки, що і виконується не менше 1 разу на добу. При оцінці роботи сушарок підраховують також витрати тепла на випар вологи, фіксують температуру паливних газів на вході в сушарку і на виході з неї.

Сушарки фонтануючого типу часто працюють з так званим «ре туром» – використанням частини вже висушеного осаду, який підмішують до осаду, що поступає на сушку. Цей прийом використовують для зменшення початкової вологості суміші і надання їй властивості сипучості. При підрахунку продуктивності сушарки кількість і якість ретур враховується обов'язково.

## **ТЕМА 12 КОНТРОЛЬ ПРОЦЕСІВ ОБРОБКИ ВИРОБНИЧИХ СТІЧНИХ ВОД**

### **12.1 Методи обробки виробничих стічних вод**

У технічній літературі методи обробки виробничих стічних вод прийнято підрозділяти на механічні, хімічні, фізико–хімічні і біологічні. Вказаними методами стічну воду або кондиціонують для подальшого очищення, або очищають від домішок, при цьому очищення може бути здійснене як з виділенням домішок в газоподібну, тверду або рідку фази, так і руйнуванням їх. Тому доцільно усе різноманіття прийомів і методів очищення виробничих стічних вод розглянути з точки зору з призначення і способу видалення забруднень і розділити їх на методи підготовчої обробки, витягання домішок і деструктивного очищення.

Завданням підготовчої обробки є кондиціонування стічних вод для забезпечення можливості їх транспортування і подальшого очищення. Сюди можна віднести такі методи, як нейтралізація кислих або лужних вод, видалення вибухонебезпечних газів, змішення цехових стоків в цілях усереднювання складу і згладжування пікових концентрацій домішок, а також усереднювання по витраті і т. п.

До методів вилучення домішок відносяться: седиментація, флотація (як різновид седиментації), спонукальна седиментація під дією відцентрових сил або з використанням коагулянтів і флокулянтів, отдувка газів, екстракція, евапорація, сорбція, фільтрування і ряд інших. Окремим випадком методів вилучення є такі, при яких фаза сконцентрованих в малому об'ємі домішок повертається у виробництво як цінний продукт. Ці методи витягання можуть бути названі регенеративними. З усіх методів очищення регенеративний метод

найбільш доцільний, оскільки призводить до зниження загальних витрат на вартість продукції і обробку стічних вод.

Деструктивним очищенням води називають такі способи, при яких відбувається руйнування первинних забруднень окисленням або відновленням з подальшим видаленням частини продуктів реакції у вигляді осадів і газів. До деструктивних методів можна віднести: хлорування, озонування, знебарвлення забарвлених розчином воднем, окислення під тиском, біохімічне окислення в аеробних і анаеробних умовах.

Багато методів обробки виробничих стічних вод мають загальну основу з деякими методами очищення міських стоків. Очищення робиться у аналогічних по конструкції спорудах. Технологічні процеси описуються тими ж закономірностями, що враховують, проте, специфіку стічних вод, що оброблюються. Контроль і управління процесами очищення здійснюються по одних і тих же принципах. У зв'язку з цим в цій темі будуть розглянуті тільки такі методи, які, як правило, для обробки міських стічних вод не застосовуються.

## **12.2 Підготовча обробка стічних вод і контроль процесів**

Усереднювання стічних вод – метод, що використовується для вирівнювання концентрацій забруднень і реакції середовища при спуску кислих і лужних стічних вод, а також для вирівнювання витрат стічних вод, що видаляються. Місткість усереднювачів зазвичай відповідає 4–12 год. припливу. Для запобігання випадання осаду усереднювачі часто обладнають мішалками. Іноді для цієї мети подають повітря з інтенсивністю не менше  $2\text{--}5\text{ м}^3/(\text{ч}\cdot\text{м}^2)$ .

Повсякденний контроль за роботою усереднювача забезпечується визначенням одного-двох показників, наприклад рН середовища, перманганатної окиснюваності, виду специфічного забруднення. Доцільно використання експрес-методів. Найнадійніше контроль досягається шляхом застосування автоматичних вимірників якості води.

По загальному графіку відбору середньодобових проб 1–2 рази в 10 днів робиться повний аналіз води на вході і виході з усереднювача, що дозволяє оцінити можливість і ефективність його роботи, а також роботи подальших споруд.

Як приклад стічних вод, перед очищенням яких потрібне усереднювання, можуть служити стічні води вовномийної фабрики. У цих стічних водах в течії доби концентрація зважених речовин коливається від 1 до  $10\text{ г/дм}^3$ , ХПК – від 10 до  $50\text{ г/дм}^3$ , БПК<sub>повн.</sub> – від 3 до  $22\text{ г/дм}^3$ , кількість вовняного жиру – від 1,5 до

6 г/дм<sup>3</sup>. Вовномийні стічні води піддаються реагентній обробці, і очевидно, що точне дозування реагентів в технічному відношенні було б у край скрутним в умовах різкого коливання рівня забруднень.

Нейтралізація стічних вод здійснюється найчастіше вапняним молоком, якщо води кислі, і розчином соляної кислоти, якщо води лужні. В якості нейтралізуючих агентів можуть бути використані і багато інших хімічних речовин. Найбільш вдалим є рішення, що передбачають використання в якості реагентів відходів виробництва, а також взаємну нейтралізацію кислот і лужних стічних вод окремих цехів виробництва.

Процес нейтралізації контролюють шляхом реєстрації значення рН середовища на виході з нейтралізатора. Системи автоматики дозволяють зв'язати реєстрацію значень рН з роботою дозуючих пристроїв, чим забезпечується стабільність операції.

У нейтралізаторах не повинен випадати осад, тому споруди обладнуються мішалками або системою аерації. Проте кількість тих, що утворюються осадів внаслідок реакцій нейтралізації обов'язково повинно бути враховано, при цьому системою споруд має бути забезпечена подальша обробка цих осадів.

### **12.3 Методи витягання забруднень із стічних вод і контроль процесів**

*Седиментація, седиментація з подальшою сорбцією.* Видалення олій, нафтопродуктів і домішок, щільність яких менша, ніж у води, найчастіше здійснюється шляхом седиментації, а також седиментації з подальшою сорбцією. Легкі домішки седиментують вгору і видаляються із споруд спеціальними збірними пристроями, наприклад рухливими жолобами.

Уловлювання нафти може бути віднесене до методів регенеративних, оскільки зібрана в нафтовловлювачах маса спрямовується в загальну збірник нафти. Контроль за роботою нафтовловлювача включає облік кількості обробленої води, кількості уловленої нафти, осаду, що утворюється, ефекту роботи споруди за результатами санітарно-хімічного аналізу води, витрати електроенергії.

Ефект роботи нафтоуловлювачів досить високий: за 2 год. видаляється до 97–99 % нафтопродуктів.

Флотація – метод спонукальної седиментації, вживаний для видалення домішок з щільністю, меншою, ніж у води, переважно таких, які легко утворюють стійку піну з бульбашками повітря. Цей метод широко застосовується на підприємствах нафтохімічної, хімічної і легкої промисловості.

Особливо ефективним виявляється застосування методу флотації тоді, коли в оброблюваній воді вже є присутніми пінотворні СПАР. Наприклад, при використанні цього методу для очищення вовномиючих стічних вод, в яких концентрація пінотворних жирних кислот мала доходить до  $4 \text{ г/дм}^3$ , очищення по БПК, ХПК і зваженим речовинам відбувається на 30–35 %, і виділення шерстного жиру – 70–80 %. Контроль за процесами флотації аналогічний контролю за процесами седиментації, але включає визначення параметрів, специфічних для цього методу. Так, фіксується загальна і питома кількість повітря, що подається у флотатор; тиск, під яким повітря вводиться в споруду; об'єм піни, що утворюється, і її склад. Їх хімічних характеристик найчастіше визначається змінюваний показник, наприклад концентрація тих, що видаляються СПАР. Загальний аналіз води проводиться 1–2 рази в 10 днів.

Сорбція багатьох домішок виробничих стоків ефективно проходить на активованому вугіллі. Окрім активованого вугілля в якості сорбентів знаходять застосування глини, торф, тирса, зола, іонообмінні смоли, оксигідрати заліза і алюмінію та ін.

Сорбцію здійснюють в статичних і динамічних умовах. У першому варіанті сорбент у вигляді крихти або порошку вводиться в очищену стічну воду; після певного часу контакту суміш відстоюється. Другий варіант передбачає фільтрування оброблюваної стічної води через шар сорбенту.

Основною технологічною характеристикою процесу сорбції є сорбційна здатність, визначувана кількістю забруднень, що знімаються  $1 \text{ м}^3$  або  $1 \text{ кг}$  сорбенту. Ця величина обумовлює загальну витрату сорбенту, а отже одну з основних статей витрати на очищення стічних вод. Віднесена до часу процесу сорбційна здатність дозволяє визначити об'єм сорбційних колоній.

Найбільш складною частиною сорбційного процесу є регенерація сорбенту. Іноді витрати на регенерацію виявляються настільки високими, що унеможливають застосування сорбційного методу очищення. Сорбційними методами ефективно можуть бути видалені багато видів СПАР, складні органічні речовини, барвники, багато металів.

*Реагентна обробка з подальшою седиментацією* – один з ширше вживаних методів очищення. Цей метод можна розглядати як одну з різновидів сорбційного очищення. В якості реагентів найчастіше застосовують солі тривалентного заліза і алюмінію, вапно, полімерні флокулянти. Реагентну очищення використовують при обробці стічних вод виробництва абразивних матеріалів, підприємств текстильної промисловості, чорної і кольорової металургії і багатьох інших.

При контролі за процесом особливу увагу приділяється дотриманню оптимальних умов коагуляції і флотації, а також введенню мінімально можливих доз коагулянта в цілях зниження вартості очищення стоків. У ряді випадків найбільша ефективність реагентного очищення може бути забезпечена лише в умовах досить вузького інтервалу значень рН. Тому на ряду з контролем подання основних реагентів реєструється і автоматично підтримується необхідна реакція середовища шляхом введення додаткового реагенту.

*Седиментація під дією відцентрових сил* – один з видом спонукальної седиментації. Очищення в цьому випадку здійснюється в гідроциклонах (відкритих або напірних) для виділення зважених речовин щільністю більше 1 г/см<sup>3</sup>.

Цей метод рекомендується для очищення стічних вод виробництва прокату, поліхлорвінілових смол, будівельних матеріалів.

*Аерація* – метод десорбції газів з рідини при продуванні її повітрям. При продуванні води відбувається виділення в газову фазу речовин з низьким парціальним тиском, а також хімічне окислення деяких домішок. Шляхом аерації з води можна видалити сірководень, сірковуглець, аміак, вуглекислоту, сірчистий газ, органічні легкокіплячі речовини.

Приклад ефективного застосування методу аерації є очищення стоків хімічних виробництв від сірководню і сірковуглецю. При інтенсивності подання повітря 120 м<sup>3</sup>/(ч·м<sup>2</sup>) вже раз 10 мін концентрація сірковуглецю з 100 мг/дм<sup>3</sup> знижується до 10 мг/дм<sup>3</sup>, а сірководню – з 20 до 2 мг/дм<sup>3</sup>. Якщо тривалість продування збільшити до 30 хв., то залишкова концентрація сірковуглецю знизиться до 5 мг/дм<sup>3</sup>, а сірководню – до слідових кількостей.

При застосуванні цього методу слід мати на увазі, що забруднене витягнутими речовинами повітря у свою чергу вимагає очищення, тому проблема очищення води повинна розглядатися в комплексі з проблемою очищення використаного повітря.

Евапорація - метод десорбції газів і легколетучих речовин із стічної води і перехід їх в гостру пару, що вводиться у воду. Цьому метод ефективний, зокрема, для витягання фенолів. Контроль методу в основному здійснюють по концентраціях залишкових забруднень.

## **12.4 Деструктивні методи очищення стічних вод**

Біологічні методи очищення. З деструктивних методів перше місце належить біологічному методу очищення. За допомогою мікроорганізмів вдається мінералізувати величезну більшість органічних і зруйнувати ряд неорганічних речовин.



Вважається встановленим той факт, що багато виробничих стічних вод обробляються набагато легше і ефективніше, якщо їх очищення здійснюється спільно з побутовими стічними водами. Ось чому що найчастіше зустрічається схема очищення стічних вод, що включає локальне очищення виробничих стічних вод з подальшою доочисткою їх спільно з побутовими водами на загальноміських каналізаційних очисних спорудах. Проте не виключаються випадки повного біологічного очищення на локальних спорудах, якщо очищені стічні води використовуються повторно або скидаються у водойму.

Для стічних вод з високою концентрацією по БПК знайшли застосування двоступінчаті системи. Перший ступінь процесу – анаеробне зброджування в метантенках, а друга – аеробне окислення в аеротенках. Зокрема, таке рішення рекомендоване для очищення стічних вод виробництва антибіотиків і фабрик первинної обробки шерсті.

В цілях інтенсифікації процесів біохімічного окислення в аеротенках, що забезпечуються чистим киснем або повітрям збагачуваним киснем. За даними досліджень, процес в таких спорудах (окситенках) протікає в 3–4 рази швидше, ніж в аеротенках.

Нині запропоновані конструкції, в яких можна підтримувати більш високу концентрацію мулу, чим в звичайних аеротенках, що і обумовлює збільшення їх продуктивності. До таких конструкцій можна віднести аеротенки-відстійники і фільтротенки. Розроблена система двоступінчатого очищення в аеротенках, де замість відстійника першого ступеня використаний флотатор. Цікавими різновидами споруджень біологічного очищення є біофільтри з зануреними дисками і ряд нових конструкцій аеротенків.

Роботу біоокисників, встановлених на промислових підприємствах, контролюють так само як і роботу аэронков міських станцій. Проте, якщо якість очищених вод лімітується за змістом в них якого - або певної речовини (чи суми речовин), те, окрім загальних стандартних характеристик, періодично визначається і зміст саме цієї речовини.

Методи хімічного окислення. За наявності в стічних водах домішок, біохімічно неокислюваних або токсичних для мікроорганізмів, використовуються методи хімічного окислення, з яких найбільше визнання отримав процес озонування.

При використанні методів хімічного окислення серйозна увага при контролі за процесами приділяється складу кінцевих продуктів реакції. Не виключаються випадки, коли в процесі озонування кінцеві продукти реакції виявляються токсичними для мікроорганізмів водойм, чим початкові продукти.

У такому разі цей спосіб, безумовно, непридатний.

Озонуванням вдається зруйнувати такі важко окислюванні речовини, як нафтопродукти, феноли, барвники, деякі СПАВ, хінони та ін.

Контроль за процесом аналогічний контролю за реагентними методами очищення стоків; особлива увага приділяється визначенню потрібної кількості озону, яка забезпечує задану міру очищення, а також обумовлює вартість процесу.

Хімічне відновлення воднем застосовується для знебарвлення забарвлених стічних вод підприємств текстильної промисловості.

Забарвлення багатьох барвників обумовлене наявністю в молекулі речовини подвійного зв'язку між атомами азоту. Якщо цей зв'язок руйнується, то речовина втрачає забарвлення. На цьому принципі і ґрунтований метод знебарвлення воднем, який при гідруванні приєднується за місцем подвійного зв'язку. Водень отримують в результаті дії соляної кислоти на цинкову стружку і вводять його відразу ж по отриманню, коли ефективність водню найбільша.

Метод знебарвлення воднем не слід називати методом очищення води, оскільки загальна сума домішок в ній по суті не змінюється.

Окислення під тиском рекомендується проводити як при штучному введенні кисню, так і без нього. Оброблювану стічну воду (чи осад стічних вод) нагрівають до температури приблизно 150 °С під тиском 0,5–1 МПа. У цих умовах відбуваються реакції окислення і деструкції органічних речовин, що супроводжується виділенням газів і переходом частини продуктів реакції в рідину. Вода після подібної обробки повністю стерилізована. Метод вивчений, зокрема, стосовно стічних вод хіміко-фармацевтичної промисловості.

Перерахованими методами не обмежується усе різноманіття можливих прийомів обробки стічних вод. Так, останніми роками велике число досліджень було присвячене вивченню методів електрохімічної обробки води, магнітної обробки, дезактивації радіоактивних стічних вод і деяких інших. Вимоги до технологічного контролю цих методів зазвичай досить високі і різноманітні, проте для будь-якого процесу основний принцип контролю обробки води полягає в реєстрації найбільш доступних, аналітично нескладних і ефективних індикаторів процесу. Ці індикатори служать основою оперативного поточного контролю. При повному контролі фіксуються і аналізуються параметри, які визначають ефективність і глибину процесу і його вартість. Параметри включають дані санітарно - хімічного аналізу якості води і опадів, витрата води, реагентів, пари, електроенергії і тому подібне.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Карюхина Т. А. Контроль качества воды : Учеб. для техникумов / Т. А. Карюхина, И. Н. Чубанова. – 2-е изд., перераб. и доп. – М. : Стройиздат, 1986. – 160 с.
1. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною : ДСанПіН 2.2.4-171-10 : Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12.05.2010 р. № 400. – Київ, 2010. – 25 с.
2. Корінько І. В. Контроль якості води : [монографія] / І. В. Корінько, В. Я. Кобилянський, Ю. О. Панасенко ; Харків. нац. акад. міськ. госп-ва. – Харків : ХНАМГ, 2013. – 288 с.
3. Алексеев Л. С. Контроль качества воды : Учебник / Л. С. Алексеев. – 3-е изд., перераб. и доп. – М. : ИНФРА-М, 2004. – 154 с.
4. Водопостачання. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування ДБН В.2.5 - 74:2013 / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. – Київ, 2013. – 287 с.
5. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування ДБН В.2.5-75:2013 / Міністерство регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України. – Київ, 2013. – 134 с.
6. Мотало В. Проблеми метрологічного забезпечення кваліметричних вимірювань / В. Мотало // Вимірювальна техніка та метрологія. — 2008. — № 68. — С. 190–195.
7. ДСТУ 2925-94. Якість продукції. Оцінювання якості. Терміни та визначення. — Набр. чин. 1996.01.01. — Київ, 1996. — 34 с.
8. Ціделко В. Систематизація критеріїв, метрик і шкал для оцінки якості програмних засобів / В. Ціделко, Н. Яремчук, А. Шульгіна // Метрологія та вимірювальна техніка. — 2003. — Вип. 62. — С. 81–88.
9. ДСТУ ISO / ІЕС 17025-2001. Вимоги до компетентності випробувальних та калібрувальних лабораторій.
10. Правила технічної експлуатації систем водопостачання та каналізації населених пунктів України. КДП 204-12 Укр.-95 / затв. наказом Держжитлокомунгоспу України від 05.07.95 р. № 30.

*Навчальне видання*

**БЛАГОДАРНА Галина Іванівна**

**КОНСПЕКТ ЛЕКЦІЙ**

із дисципліни

**«САНІТАРНО-ТЕХНОЛОГІЧНИЙ КОНТРОЛЬ ОЧИСНИХ СПОРУД»**

*(для магістрів усіх форм навчання зі спеціальності 192 – Будівництво та  
цивільна інженерія, спеціалізація (освітня програма)  
«Раціональне використання і охорона водних ресурсів»)*

Відповідальний за випуск *К. Б. Сорокіна*

За авторською редакцією

Комп'ютерне верстання *Г. І. Благодарна*

План 2016, поз. 66 Л

---

Підп. до друку 17.11.2017. Формат 60 × 84/16.

Друк на ризографі. Ум. друк. арк. 6,8.

Тираж 50 пр. Зам. №

Видавець і виготовлювач:

Харківський національний університет  
міського господарства імені О. М. Бекетова,  
вул. Маршала Бажанова, 17, Харків, 61002  
Електронна адреса: [rectorat@kname.edu.ua](mailto:rectorat@kname.edu.ua)

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи:

ДК № 5328 від 11.04.2017.