

А.В. Мокієнко

**ЗНЕЗАРАЖЕННЯ
ВОДИ:
ГІГІЄНІЧНІ ТА
МЕДИКО-ЕКОЛОГІЧНІ
АСПЕКТИ**

Одеса, 2022

А.В. Мокієнко

**ЗНЕЗАРАЖЕННЯ
ВОДИ:
ГІГІЄНІЧНІ ТА
МЕДИКО-ЕКОЛОГІЧНІ
АСПЕКТИ**

Курс лекцій

Одеса, 2022

УДК 613.3+614.777+628.1

ББК

Рекомендовано до друку Вченою радою Одеського національного медичного університету Міністерства охорони здоров'я України 23.06.2022 року, протокол № 9.

Рецензенти:

І.В. Сергета, доктор медичних наук, професор, завідувач кафедри загальної гігієни та екології Вінницького національного медичного університету імені М.І. Пирогова МОЗ України;

О.В. Лотоцька - доктор медичних наук, професор, професор кафедри загальної гігієни та екології Тернопільського національного медичного університету імені І. Я. Горбачевського МОЗ України.

А.В. Мокієнко. Знезараження води: гігієнічні та медико-екологічні аспекти. Курс лекцій. 2022. 288 с.

ISBN

Книга присвячена актуальній проблемі безпечності питної води. Представлено конспективні дані щодо біологічного та хімічного забруднення джерел водопостачання та питної води, різних засобів знезараження води (хлором та його сполуками, діоксидом хлору, озоном, ультрафіолетовим опроміненням та їх комбінуванням), очищення та знезараження стічних вод, еколого-гігієнічних проблем знезараження води, біоплівки як сучасної проблеми водопідготовки, шляхів вирішення якості питної води автономних об'єктів при децентралізованому водопостачанні, проблемних питань нормування якості води.

Книга розрахована на широке коло читачів: гігієністів, санітарних лікарів, технологів водоочистки, викладачів і здобувачів вищої освіти медичних ВНЗ.

ISBN

© **А.В. Мокієнко, 2022 р.**

Зміст

Лекція 1	Біологічне забруднення джерел водопостачання та питної води	5
Лекція 2	Хімічне забруднення джерел водопостачання та питної води	39
Лекція 3	Знезараження води хлором та його сполуками	67
Лекція 4	Знезараження води діоксидом хлору	98
Лекція 5	Знезараження води озоном	150
Лекція 6	Знезараження води ультрафіолетовим випромінюванням	171
Лекція 7	Комбіновані методи знезараження води	185
Лекція 8	Очищення та знезараження стічних вод	219
Лекція 9	Еколого-гігієнічні проблеми знезараження води	234
Лекція 10	Біоплівки як сучасна проблема водопідготовки	242
Лекція 11	Шляхи вирішення якості питної води автономних об'єктів при децентралізованому водопостачанні	256
Лекція 12	Проблемні питання нормування якості води	276

Лекція 1

Біологічне забруднення джерел водопостачання і питної води

За офіційними даними ООН у 2017 р. 71 % світового населення (5,3 мільярда чоловік) користувалися послугами питного водопостачання, організованого з дотриманням вимог безпеки, тобто за місцем проживання, доступного в міру необхідності і вільного від забруднень. 90% населення світу (6,8 мільярда чоловік) користувалися як мінімум базовими послугами. Під базовою послугою розуміється наявність неполіпшеного джерела питної води, отримання води з якого займає не більше 30 хвилин. 785 млн чоловік не забезпечені навіть базовими послугами питного водопостачання; до їх числа відносяться 144 млн чоловік, які залежать від поверхневих джерел води.

У глобальному масштабі щонайменше 2 мільярди осіб використовують джерело питної води, забруднене фекаліями. Забруднена вода може передавати захворювання, такі як діарея, холера, дизентерія, черевний тиф і поліомієліт. За оцінками, забруднена питна вода щорічно є причиною 485 000 випадків діарейної смерті. До 2025 року половина населення світу житиме в районах з підвищеним рівнем води. У найменш розвинених країнах 22% медичних установ не мають водопостачання, 21% не забезпечені послугами санітарії і 22% - послугами управління відходами [1].

Україна належить до найменш забезпечених власними водними ресурсами країн Європи і є одним з регіонів зі значним антропогенним навантаженням на водні джерела та нестачею достатньої кількості прісної води.

Питне водопостачання України майже на 80% забезпечується поверхневими водами. Водночас більшість басейнів річок згідно з гігієнічною класифікацією водних об'єктів за ступенем забруднення можна віднести до забруднених та дуже забруднених, проте склад очисних споруд та технології водопідготовки фактично не змінилися. У той же час наявні очисні споруди, технології очистки та знезараження питної води не спроможні очистити її до рівня показників безпеки [2].

Головними причинами забруднення водних об'єктів бактеріями, грибами, вірусами, найпростішими є нестабільна і неефективна робота очисних споруд (із застосуванням традиційного хлорування) і відсутність у них бар'єрної функції для вірусів, грибів і навіть бактерій [3]. На думку авторів, порушення екологічної рівноваги в існуючій системі "повітря - вода - земля" призводить до зміни біологічних властивостей представників мікросвіту, які відрізняються стійкістю до агресивного середовища і адаптивними властивостями до екстремальних чинників. Тобто створюється підґрунтя для виникнення нових патогенів.

Аналіз ситуації з якістю водопостачання населення дозволяє розцінювати епідеміолого - гігієнічний стан питних вод як несприятливий, а розробку ефективних засобів для знезараження води як завдання актуальне і значиме [4].

У попередніх роботах, у тому числі монографіях [5, 6], ми неодноразово підкреслювали пріоритетність інфекційних захворювань, для збудників яких вода є провідним шляхом передачі. На цьому акцентується увагу у всіх останніх редакціях Керівництва ВООЗ щодо якості питної води, зокрема 2017 р.: "Інфекційні хвороби, викликані патогенними бактеріями, вірусами, найпростішими і гельмінтами, - найзагальніший і широко

поширений ризик здоров'ю, пов'язаний з питною водою. Збиток здоров'ю визначається серйозністю хвороб, обумовлених інфекційними агентами, їх інфекційною здатністю і дією на населення" [7].

У роботі [8] проаналізовані в історичному аспекті нормативи якості питної води. Констатовано: слід чекати збільшення числа пріоритетних показників, що може привести до обмеження використання ряду природних вод для водопостачання населених місць без впровадження нових технологій водообробки.

Згідно з думкою Н. Leclerc із співавт. [9] численні класи патогенів, що виділяються з екскретамі людини і тварин в довкілля, можуть бути збудниками переносимих по воді інфекцій. Це бактерії, віруси і найпростіші. Усіх їх об'єднує одна загальна якість - виражена стійкість у водному середовищі і до більшості дезінфікуючих засобів. Інфекційна доза вірусних агентів і найпростіших нижча, ніж бактерій: в діапазоні від однієї до десяти інфекційних одиниць або ооцист.

Глобальний тягар водно-обумовлених спалахів слід розглядати як значний. Зареєстровані спалахи є лише верхівкою айсберга. Особливе занепокоєння викликає те, що кишкові віруси, наприклад, каліцівіруси і деякі найпростіші, наприклад, *Cryptosporidium*, досягають самих верхніх рівнів ендемічної передачі, оскільки вони всюди присутні у воді і дуже стійкі до чинників довкілля, включаючи хімічну дезінфекцію. Особливе занепокоєння викликає розширення ризику для класичної групи ослаблених осіб (діти, люди похилого віку, вагітні і імунодепресивні індивідууми). Основна вимога - вживати специфічні заходи, націлені на зменшення ризику водно-обумовлених інфекцій для цих категорій населення [9].

Широкий діапазон чинників стимулює епідемії водних хвороб. Проте, важче визначити появу нових

захворювань. Нові шляхи зараження раніше не описаними патогенами можуть привести до появи невідомих інфекційних патологій. Навіть у розвинених країнах збільшення чисельності сприйнятливих осіб (дуже молоді, літні, вагітні жінки і імунодефіцитні особи) забезпечує великий резервуар для опортуністичних патогенів і може спровокувати зміни вірулентності. Окрім цього, збільшення адаптації до хазяїна-людини може збільшити рівні інфікування серед населення з нормальною системою імунітету. Очевидно, що в цих сферах потрібні подальші дослідження для точної оцінки майбутніх ризиків водних інфекцій [10].

Актуальність водно-обумовлених інфекцій ілюструється діаграмою на рис. 1.1.

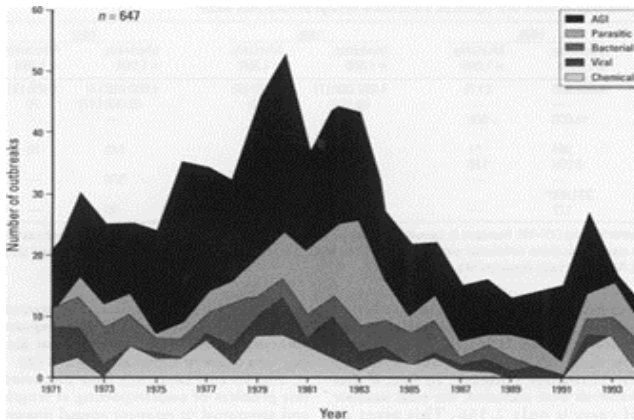


Рис. 1.1 Число водних спалахів, пов'язаних з питною водою, за роком та етіологічним агентом в США за період 1971-1994 рр.

Коментуючи ці дані, Т.Е. Ford [10] зауважує: у міру накопичення даних неминує поява безлічі недоліків, з яких найбільш принциповий, - значне заниження відомостей про

водно-обумовлені інфекції і велике число гострих шлунково-кишкових хвороб (AGI) невідомої етіології. У цьому можна легко переконатися при уважному погляді на наведений вище малюнок. Як видно, за вказаний період ідентифіковані менше 50 % збудників. Таке заниження відомостей про водно-обумовлені інфекції як в США, так і у всьому світі робить вкрай проблематичною оцінку їх рівня. Точні оцінки такої патології фактично неможливі, передусім із-за великого числа безсимптомних і симптоматичних випадків, при яких не звертаються за лікуванням, випадків, коли за лікуванням звертаються, але не ставиться певний діагноз, коли відсутня інформація про шляхи зараження і коли діагноз встановлюється, але про випадок захворювання не повідомляється. Наприклад, аналіз спалаху в Хайдарабаді (Індія) показав, що дані про рівні захворюваності, зафіксовані у госпіталі, занижені у порівнянні із дійсним рівнем приблизно у 200 разів.

Національна оцінка зв'язку питної води з AGI за даними епідеміологічних досліджень в США показала наступне [11]. Виникнення AGI відбувається внаслідок споживання питної води можливе в будь-якій громадській водопровідній системі. Статистична оцінка захворюваності населення, яке споживає таку воду, дозволяє сформулювати середню національну оцінку AGI у зв'язку із питною водою. Рівень цієї захворюваності в залежності від різних комунальних систем водопостачання може коливатися на декілька порядків. Згідно розробленої моделі середня щорічна захворюваність AGI складає 8,5 % усіх причин. В абсолютному виразі це означає 16,4 млн випадків щорічно.

Незважаючи на зростаючу актуальність водно-обумовлених інфекцій, є усі підстави вважати, що ця захворюваність в Україні замовчується. Фактично, єдиним інформативним джерелом є одна стаття (2005 р.) [12]. Згідно з цими даними, упродовж 10 років (1995-2004 роки)

в країні офіційно зареєстровано 61 спалах гострих кишкових інфекцій, пов'язаних з водним чинником передачі збудника. Постраждали 8083 людини, з них - 50,2 % діти. Основна кількість спалахів пов'язана із забрудненням водопровідної води внаслідок аварійних ситуацій в мережах водопостачання і водовідведення.

Проблеми біологічного забруднення джерел водопостачання та питної води в Україні доцільно розглянути на прикладі Одеської області. Загалом цій проблемі в тій чи іншій мірі присвячено 3 докторські та 3 кандидатські дисертації [13-18].

Особливості водопостачання Одеської області наступні.

1. Переважність поверхневих водозаборів: Дунай – 40 %, Дністер – 47 %.

2. Централізованим водопостачанням охоплено 57 % населених пунктів, у більшості вода природних джерел не відповідає нормативним вимогам.

3. Дефіцит питної води складає більше 600 тис. м³/добу.

4. 150 населених пунктів користується привізною водою.

Аналіз щорічних моніторингових досліджень якості питної води на етапах очищення мм. Одеса, Іллічівськ, Белгород-Дністровський, Болград, Ізмаїл за період 1994 - 2004 рр. показав наступне [16].

Популяції населення, що досліджувались, використовують для водопостачання різні джерела. Поверхневі джерела представлені річковим водозбором (р. Дністер - мм. Одеса, Іллічівськ) і поверхневим водоймищем (оз. Ялпуг - м. Болград). Особливістю даних водойм є їх транскордонність, що обумовлює додаткові ризики забруднення, у тому числі біологічного. З підземних джерел

забезпечуються питною водою м. Ізмаїл і Белгород - Дністровський.

Моніторинг якості води даних джерел свідчить про значну варіабельність їхнього складу, що дозволяє віднести їх до різних класів: р. Дністер, підземні джерела м. Ізмаїл - 1-2 класу; оз. Ялпуг - м. Болград; підземні джерела м. Белгород - Дністровський - 2-3-4 класу.

Аналіз даних моніторингу якості води як на етапах очищення, так і питної, яка вживається даними популяціями населення, свідчить про взаємозв'язок якості питної води і води джерел, що визначає відповідність якості питної води нормативним вимогам у м. Одеса, Іллічівськ, Ізмаїл та невідповідність за низкою показників у м. Болград і Белгород - Дністровський.

Результати санітарно - мікробіологічного моніторингу якості питної води цих населених пунктів показують ідентичну тенденцію погіршення якості за індексом БГКП у м. Болград і Белгород - Дністровський. З огляду на дані літератури щодо відносності взаємозв'язку індикаторних показників якості хлорованої питної води з водно-обумовленою захворюваністю, постала необхідність досліджень вірусного забруднення водних об'єктів Одеської області, а також бар'єрної ролі технології водоочищення на ВОС «Дністер» з метою визначення значимості вірусів як етіологічних факторів кишкових інфекцій.

Проведено аналіз результатів моніторингу вірусного забруднення водних об'єктів Одеської області за 1994 – 2008 рр. та бар'єрної ролі ВОС «Дністер» (річкова, водовід, питна) за 2000 – 2003 рр. [16].

Аналіз усереднених рівнів забруднення вірусами водних об'єктів Одеської області за вивчений період показав виражену варіабельність як для різних вод, так і для груп вірусів (рис. 1.2). Однак, найбільший відсоток ПЦР-позитивності практично для всіх вірусів (за винятком ВГА)

був характерний для стічних вод, що узгоджується з даними літератури.

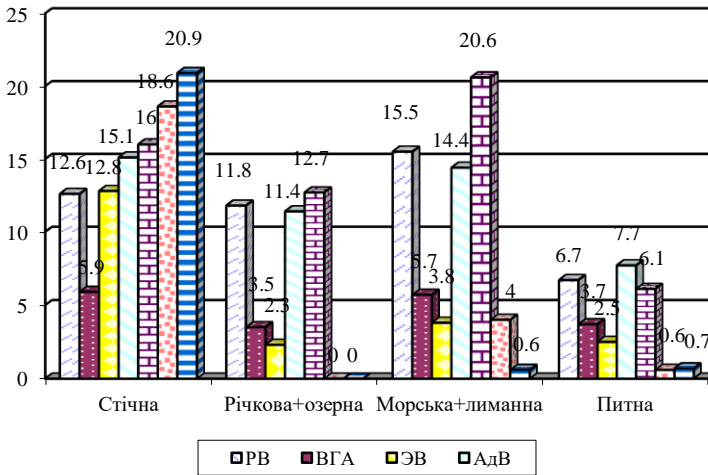


Рис. 1.2 Результати вивчення контамінації водних об'єктів вірусами (%% ПЦР - позитивних проб).

Слід зазначити певний збіг числа ПЦР - позитивних проб стічних вод на ЭВ і клінічного матеріалу (фекалії хворих) – відзначена тенденція до середньої кореляції цих ознак ($r = 0,5589$). Це підтверджує значимість забруднення стічних вод і водного середовища виділеннями хворих - вірусоносіїв.

Узагальнення отриманих даних дозволило розрахувати χ^2 як відображення взаємозв'язку забруднення вивченими вірусами різних водних об'єктів (табл. 1.1). Встановлено, що вірогідність розходжень у контамінації різних водних об'єктів вірусами зростає у ряду питна - стічна < річкова - морська < стічна - морська < стічна - річкова < питна - річкова. Це дозволяє зробити висновок

щодо низької ефективності існуючих споруд з очищення та знезаражуванню питних і стічних вод відносно інактивації вірусного забруднення.

Таблиця 1.1

Вірогідність розходження (χ^2) ідентифікації вірусів у воді водних об'єктів

Типи води	Вірогідність розходження ідентифікації різних вірусів (χ^2)						
	РВ	ЕВ	АдВ	ВГА	АстВ	НВ	РеВ
Питна - стічна	93,3	521,7	114,8	22,6	130,7	187,0	197,7
Питна - річкова	57,6	0,1	35,6	0,05	0,01	0,1	91,8
Стічна - річкова	0,4	143,3	122,0	8,7	17,6	26,9	7,0
Стічна - морська	10,8	231,1	0,4	0,1	18,1	36,1	10,4
Річкова - морська	13,2	311,1	115,3	7,7	2,1	0,03	34,6

Результати вивчення бар'єрної ролі очисних споруд стосовно РВ, ЕВ, ВГА, АдВ і РеВ представлені на рис. 1.3.

Річкова вода від водоводу статистично вірогідно відрізняється тільки у відношенні РВ і ЕВ (6,2759 і 3,8511 відповідно – з помилкою 5 % при $\chi^2_{05} = 3,84$). Водовід від мережі статистично вірогідно відрізняється тільки відносно АдВ (4,9413 з помилкою також 5 % при $\chi^2_{05} = 3,84$), що пояснюється, ймовірно, вторинним забрудненням у водогінних мережах. Це вплинуло на відносно високий χ^2 для цього вірусу при розрахунку вірогідності розбіжності між річковою та питною водою (34,6005). За винятком цього вірусу при оцінці вірогідності розходжень між водоводом і мережею для інших трьох вірусів (ЕВ, РеВ і

ВГА) вірогідність або невисока - 4,5836 і 4,8304 з помилкою 5 % при $\chi^2_{05} = 3,84$ для ЕВ і РеВ, або наближається до високої - 7,4412 при $\chi^2_{01} = 6,63$ з помилкою 1 % для ВГА. При цьому для останнього, така значимість вірогідності також пояснюється контамінацією у мережах: 2; 1,5; 5 % ПЦР - позитивних проб для річки – водовода - мережі відповідно.

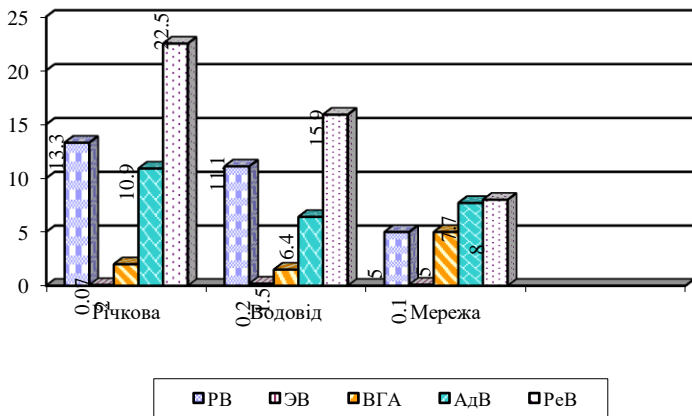


Рис. 1.3 Динаміка виділення вірусів у процесі та після водоочищення на ВОС «Дністер» за 2000-2003 рр.

Співставлення χ^2 між наявністю вірусів у системі ріка – водовід - водорозподільна мережа показує наступне (табл. 1.2).

Таким чином, існуюча система водопідготовки на ВОС «Дністер» недостатньо ефективна у відношенні пріоритетних вірусних контамінантів. Причиною вірогідно значимих розходжень між вмістом вірусів (АдВ і ВГА) у водоводі і мережі є вторинна контамінація у водорозподільних мережах міста.

Епідеміологічні дослідження захворюваності популяцій населення м. Одеси, населених пунктів Одеської області і Одеської області у цілому, що споживало хлоровану питну воду і ту ж воду після додаткового знезаражування ДОХ (м. Іллічівськ) з метою порівняльної оцінки інфекційної і неінфекційної захворюваності цих груп населення за 1994-2004 рр. показали наступне [16].

Таблиця 1.2

Вірогідність розходження (χ^2) ідентифікації вірусів у воді в процесі водоочищення на ВОС «Дністер»

Типи води	Вірогідність розходження ідентифікації різних вірусів (χ^2)				
	РВ	ЭВ	АдВ	ВГА	РеВ
Річкова - водовід	6,3	3,9	3,1	0,001	1,7
Річкова - мережа	1,7	4,6	34,6	7,4	4,8
Водовід - мережа	1,7	0,006	4,9	2,1	0,09

Для підтвердження значимості водного фактору проведена епідеміологічна оцінка структури інфекційної захворюваності регіонів Одеської області (Північ, Центр, Південь) у 2000-2008 рр. Встановлено, що для дизентерії та гепатиту А вода є провідною причиною захворюваності в 61,3 % - 75,4 % і 31,6 % - 66,4 % відповідно залежно від регіону, що значно вище даних літератури, за якими водний фактор передачі збудника складає 20 % випадків інфекційних захворювань.

Порівняльний аналіз захворюваності гострими ентероколітами, викликаними встановленими збудниками (ЕКГ), і гострими кишковими інфекціями, викликаними

невстановленими збудниками (ГКІ), в Одеській області за період 1990-2005 рр. (інтенсивні показники) показав істотне превалювання «невстановленості» (середня 219 на 100 000 населення) порівняно з «встановленістю» (середня 168 на 100 000 населення) за всі роки спостережень, за винятком 2001 р. У деякі роки (1994 і 1990 рр.) таке перевищення досягало 2-3 разів. При цьому відзначається чітка висока і статистично високо достовірна кореляція між цими ознаками - $r=0,9116$.

Співставлення даних показників з результатами по країні у цілому за той же період (110 і 100 на 100 000 населення) свідчить, з одного боку, про подібність динаміки зміни, з іншого боку - про достовірне перевищення обох груп захворюваності в Одеській області як за ЕКГ, так і за ГКІ, захворюваність в Україні корелює із захворюваністю в Одеській області: $r=0,8566$ і $r=0,8113$ відповідно.

Розрахунок кореляції захворюваності ЕКГ і ГКІ в Одеській області за період з 1990 по 2005 р. (інтенсивні показники) і забруднення водних об'єктів РВ, ЕВ і АдВ показує: тільки між захворюваністю ЕКГ - ГКІ і контамінацією стічної води РВ спостерігається кореляція, яку можна віднести до середньої, у всіх інших випадках, для всіх типів води і всіх трьох вірусів кореляція відсутня.

Встановлено кореляцію між інтенсивним показником захворюваності вірусним гепатитом А (ВГА) і забрудненням різних вод цим вірусом. При цьому найбільша кореляція відзначена для питної води, менша, але також досить висока - для води стічної, морської і лиманної. Для річкової і озерної води кореляція менша і перебуває на рівні середньої. У всіх випадках кореляція статистично високо достовірна ($p<0,05$).

Співставлення частоти (відсотки) позитивного ПЦР - тесту на антигени ВГА у пробах питної води м. Одеси і

захворюваністю населення ВГА (інтенсивні показники) за 1996-2003 рр. показало певну подібність динаміки. Розрахований коефіцієнт кореляції між даними показниками становить $r=0,877$ ($p<0,05$) (1996 - 2003 рр.), що дещо перевищувало відповідний коефіцієнт ($r=0,73$; $p<0,05$), встановлений нами раніше для іншого періоду (1994-2004 рр.). З огляду на те, що в цілому по області кореляція цих ознак висока (0,7502) і статистично високо достовірна (помилка < 1 %), можна з впевненістю заключити, що за період спостереження (1996-2003 рр.) захворюваність гепатитом А, як в Одеській області, так і в м. Одесі чітко корелювала із забрудненням питної води ВГА.

Встановлено, що збільшення відсотка позитивного ПЦР - тесту на антигени РВ у пробах питної води м. Одеса у 1999 р. передувало спалаху ротавірусної інфекції (РІ) у грудні 2000 р. - лютому 2001 р., коли у 47 % випадків від захворілих виділялися РВ. Разом з тим, РВ продовжували виявлятися у значних кількостях у листопаді - грудні 2000 р. (13,6 - 21,4 % зразків питної води відповідно), при цьому всі зразки річкової води були забруднені цими вірусами.

Дані результати можна пояснити наступною причиною: періодичність, циклічність і сезонність водно-обумовлених інфекцій ВГА та РІ є не статичними, а динамічними характеристиками епідемічного процесу; при цьому такий динамізм тим більше виражений, чим більш значущим є рівень персистенції і непередбачуваності контамінації збудниками цих інфекцій водних об'єктів і питної води в першу чергу, результатом чого є як спорадична, так і спалахова захворюваність населення.

Встановлено, що найбільш виражена негативна тенденція для гепатиту А (- 91,544) у м. Іллічівськ за період 1994-2004 рр. істотно (в 2,1 - 3,5 рази) перевершувала аналогічний показник для інших територій і України у

цілому (рис. 1.4). За винятком позитивної тенденції для ентеритів із встановленим збудником (8,404) у м. Ізмаїл та ГКІ з невстановленим збудником (6,651) у м. Белгород-Дністровський, населення яких споживало питну воду із підземних джерел. Отримані дані узгоджуються із встановленими нами раніше для періоду з 1993 по 2003 рр.: тенденція до зниження захворюваності ВГА перевершувала в 1,8 - 2 рази аналогічний показник на других територіях.

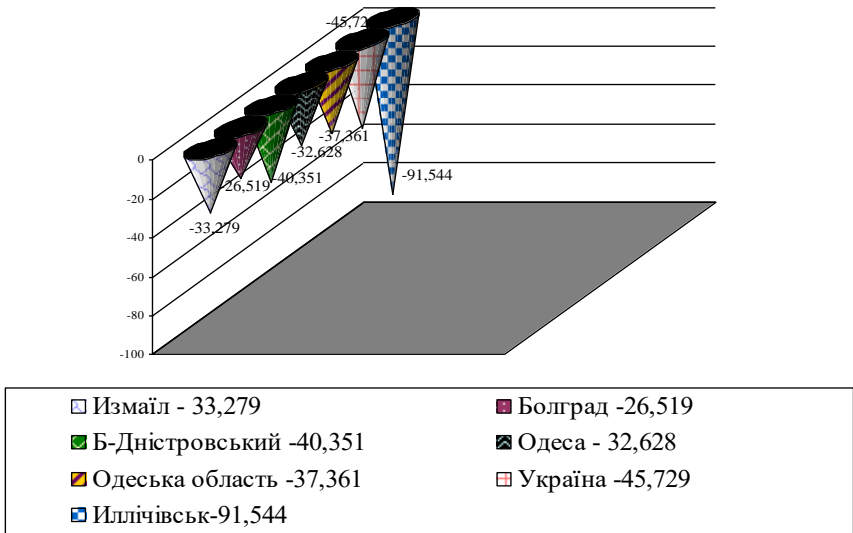


Рис. 1.4 Показники тенденції до зниження захворюваності ВГА населення України, Одеської області, м. Одеси і деяких населених пунктів Одеської області за 1994-2004 рр.

Висловлено припущення, що «водний» фактор, в тому числі, внаслідок неефективності хлорування води

впливає на періодичність, циклічність і сезонність водно-обумовлених інфекцій РІ і ВГА, результатом чого є спорадична та спалахова інфекційна захворюваність населення. Обґрунтована значимість діоксиду хлору як засобу знезаражування питної води, що забезпечує її епідемічну безпечність та не виявляє значимого впливу на неінфекційну захворюваність [16].

Прийнята останнім часом низка законодавчих та нормативних документів докорінно змінила, обмежила або й повністю зруйнувала систему державного санітарно-епідеміологічного нагляду за дотриманням вимог санітарного законодавства з боку органів місцевої влади, підприємств, установ, організацій, фізичних осіб. Це не могло не позначитися на показниках здоров'я населення, особливо інфекційної захворюваності. Достатньо навести приклади масових спалахів гострих кишкових інфекцій – у 2012 році їх в Україні було зареєстровано 26, у 2013 – 48, а станом на жовтень 2014 року – вже 55.

Аналіз роботи по розслідуванню спалахів гострих кишкових інфекцій за 2016 рік, проведений Управлінням організації державного санепіднагляду Головного управління Держпродспоживслужби в Одеській області, свідчить про реєстрацію 18 спалахів, викликаних різними етіологічними чинниками, в тому числі 13 спалахів, пов'язаних з вживанням готових страв та водним шляхом передачі.

За даними Головного управління Держпродспоживслужби в Одеській області щодо забезпечення санітарно-епідемічного благополуччя населення у весняно-літній період 2021 року констатовано, що Одеська область є південним прикордонним регіоном з розвиненими міждержавними транспортними зв'язками, інтенсивними міграційними процесами, значними рекреаційними територіями, високими рівнями

забруднення довкілля та дефіцитом доброякісної питної води.

Має місце постійний ризик контамінації об'єктів довкілля, зокрема води, вірусами різної етіології. Їх присутність у воді джерел водопостачання - рік Дністер, Турунчук та Дунай - періодично встановлювалась на протязі 2019 - 2020 років.

За результатами багаторічних спостережень і комплексною епідеміологічною оцінкою майже всі адмінтериторії області мають високий ступінь епідризику та відносяться до неблагополучних по захворюваності на кишкові інфекції.

Основою санітарного та епідемічного благополуччя населення є безпечність та якість питної води. В літній період це питання набуває особливої гостроти, що обумовлено як дефіцитом питної води так і незадовільним санітарно-технічним станом більшості водопроводів області.

При наявності значних водних ресурсів область має вкрай обмежені запаси води, придатної для питних цілей. Транскордонний статус рік Дністер, Дунай та озера Ялпуг обумовлює високий рівень антропогенного впливу на якість води, який формується за межами Одеської області. Лабораторними дослідженнями в 2020 році встановлено перевищення від нормативних вимог у 9 % досліджених проб за санітарно - хімічними та вірусологічними показниками.

Питання розробки та прийняття програм екологічного захисту рік Дністер, Дунай та озера Ялпуг дозволить стабілізувати постачання населення м. Одеси та Одеської області безпечною питною водою.

Створення 2-го та 3-го поясів зони санітарної охорони ріки Дністер на територіях Львівської, Івано-Франківської, Чернівецької, Вінницької, Одеської областей України та

Республіки Молдова вже неодноразово порушувалось на всіх рівнях державної влади.

За матеріалами Головного управління Держпродспоживслужби в Одеській області у червні 2017 року було заключено Договір між Кабінетом Міністрів України та Урядом Республіки Молдова про співробітництво у сфері охорони і сталого розвитку басейну річки Дністер, ратифікований Законом України «Про ратифікацію Договору між Кабінетом Міністрів України та Урядом Республіки Молдова про співробітництво у сфері охорони і сталого розвитку басейну річки Дністер» № 2086-VIII від 7 червня 2017 року, однак він, на жаль, не передбачає вирішення питань створення зон санітарної охорони.

Підземні джерела водопостачання майже на всій території області за своїми природними властивостями мають наднормативну мінералізацію, високу загальну жорсткість, вміст нітратів, сульфатів, хлоридів тощо. У ряді випадків, домішки сірководню або заліза настільки погіршують органолептичні якості підземної води, що її використання для питних потреб неможливо.

Значна частина водопроводів області потребують капітального ремонту, модернізації обладнання та заміни зношених водопровідних мереж і споруд, упорядкування зон санітарної охорони, організації постійного знезараження питної води, створення необхідного запасу дезінфікуючих засобів, організації відомчого лабораторного контролю.

Головним управлінням Держпродспоживслужби в Одеській області, в межах повноважень, спільно з органами влади у 2020 та поточному періоді 2021 року проведена перевірка об'єктів централізованого, децентралізованого водопостачання та водовідведення.

Бактеріальне забруднення встановлено у 16,8 % досліджених проб, відібраних у Ананьївському, Арцизькому,

Білгород - Дністровському, Болградському, Великомихайлівському, Кодимському, Лиманському, Подільському, Красноокнянському, Роздільнянському, Татарбунарському, Захарівському та Ширяївському районах.

Результати досліджень водних об'єктів Українського Придунав'я показали наступне [19].

Слід зазначити, що Українське Придунав'я належить до одного із найбільш депресивних регіонів країни з несприятливою економічною, демографічною і екологічною ситуацією. Загалом у Придунав'ї за останні двадцять років чисельність працездатного населення зменшилася на 25 %. Різко зросла захворюваність. Уже у 2002 р. смертність у два рази перевищила народжуваність. Особливо зросла смертність дітей до двох років – вона стала у три рази вище, ніж у цілому по Україні. У 2007 році ООН визначила, що українське Придунав'я перебуває на межі гуманітарної катастрофи.

Для стоку Дунаю є характерним інтенсивне фекальне забруднення. Це підтверджують результати досліджень мікробіологічного (фекального - *Escherichia coli* та *Enterococcus spp.*) забруднення Дунаю у 31 точці відбору (22 точки безпосередньо на Дунаї, 9 – у притоках) у Німеччині, Австрії, Угорщині, Сербії, Румунії. Стан забруднення класифіковано як критичний, сильно або надмірно забруднений. Найбільш високі рівні забруднення знайдені у Дунаї між Будапештом і Белградом.

Результати моніторингу санітарно-мікробіологічного стану водних об'єктів Українського Придунав'я у місцях водокористування населення у 2009-2013 рр. показали високі відсотки невідповідності якості води всіх водних об'єктів як 1, так і 2 категорії. Найбільш загрозлива ситуація склалася у м. Ізмаїл, Кілійському, Ренійському та Татарбунарському районах, де відсоток невідповідності за санітарно-мікробіологічними

показниками коливався від 13,6 % для водойм 1 категорії (Кілійський район, 2012 р.) та 14,7% для водойм 2 категорії (Ренійський район, 2013 р.) до 100 % для водойм 1 категорії (м. Ізмаїл, 2009 - 2011 рр.). При цьому, за індексом ЛКП, який є критерієм свіжого забруднення, невідповідність констатовано у 100 % наднормативних проб в Ізмаїлі (2009-2011 рр.), Ренійському та Татарбунарському районах (2009-2013 рр.), Кілійському районі, 2011-2013 рр.). Якщо ж порівнювати ці показники сумарно по всіх районах з даними по області, з'ясується, що питома вага проб, які не відповідають нормативним вимогам, є дуже значною.

У пробах води визначали аденовіруси (АВ), астровіруси (АстВ), ентеровіруси (ЕВ), каліцівіруси (КВ), вірус гепатиту А (ВГА), ротавіруси (РВ). Джерелом аналітичних досліджень служили матеріали санітарно-вірусологічного моніторингу водних об'єктів цього регіону, який виконувався Центральною імунно-вірусологічною лабораторією ДУ «Одеський обласний лабораторний центр держсанепідслужби України» впродовж 1996-2003 рр. Об'єм досліджень за ці роки дещо вирізнявся: у 1996-1999 рр. визначали АВ, РВ, ВГА, ЕВ; із 2000 по 2003 рр. додатково РеВ. Загалом за 1996-2003 рр. проаналізовано результати досліджень водопровідної води (409 проб) на АВ, РВ, ВГА, ЕВ; 85 на РеВ; води поверхневих водойм - 365 та 58 відповідно, стічної води – 84 та 10 відповідно. У кожному випадку розраховували %% ПЛР-позитивності у загальному числі проб за досліджений період. Слід зазначити досить високий відсоток числа невизначень (15-30 % проб) за окремими вірусами у зв'язку із відсутністю відповідних тест-систем.

Результати визначення вірусів у воді поверхневих водойм представлено у табл. 1.3.

Як видно із представлених даних, спостерігається вельми мозаїчна картина забруднення вірусами зазначених

поверхневих водойм, тому слід вважати за доцільне інтерпретацію цих результатів у контексті їх порівняння із попередніми дослідженнями.

Таблиця 1.3

Результати визначення вірусів у воді поверхневих водойм

№ точки відбору	ЕВ	ВГА	РВ	АВ	КВ	АстВ
1	+	-	-	-	-	-
2	-	+	-	+	-	-
3	-	-	+	+	+	-
4	+	-	-	-	-	-
5	-	-	+	+	-	-
6	-	-	+	+	-	-
7	-	-	-	-	-	+
8	-	-	+	+	-	-
9	+	+	-	-	-	-
10	-	-	+	-	-	-
11	-	-	-	-	+	
12	+	-	-	+	-	-
13		+	-	-	-	-
14	-	-	-	+	-	-
15	-	+	-	-	-	-

Примітки: (+) – ПЛР – позитивність (наявність антигенів вірусів); (-) – ПЛР – негативність (відсутність антигенів вірусів).

Узагальнені результати санітарно-вірусологічного моніторингу водних об'єктів Українського Придунав'я

представлені на рис. 1.5. Найбільший відсоток належить беззаперечно стічним водам. Відомо, що інфіковані особи, наприклад хворі гастроентеритом або гепатитом, можуть виділяти від 10^5 до 10^{11} вірусних часток у грамі стільця. У зв'язку із цим віруси інтенсивно забруднюють стічні води, при цьому існуюча практика їх очищення не в змозі гарантувати повне видалення вірусних інфекційних агентів. У водних середовищах віруси накопичуються в осадах, які є резервуаром постійного забруднення води.

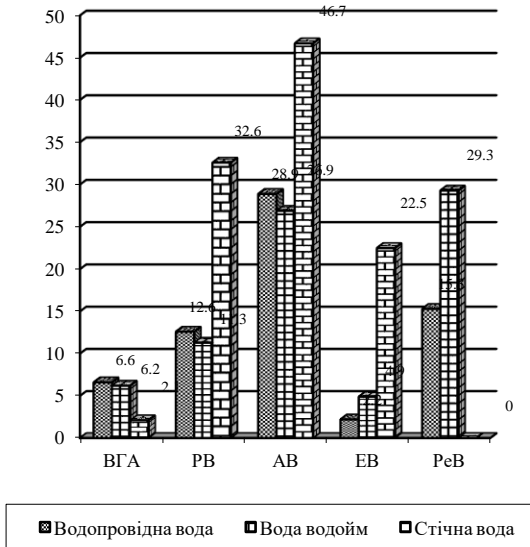


Рис. 1.5 Узагальнені результати санітарно-вірусологічного моніторингу водних об'єктів Українського Придунав'я (%% ПЛР-позитивних проб)

Однак, найбільше занепокоєння, з гігієнічної точки зору, викликає перевищення відсотка ПЛР-позитивних проб водопровідної води над водою водойм. Це, як

зазначено у попередніх дослідженнях [16], є наслідком, по-перше, недостатньої бар'єрної ролі існуючих водоочисних споруд, по-друге – незадовільного санітарно-технічного стану водорозподільних мереж, що позначається на додатковому забрудненні водопровідної води вірусами, які, зокрема ВГА, РВ, АдВ мають досить високі відсотки летальності: 0,60; 0,12; 0,01 відповідно.

Результати санітарно-вірусологічного моніторингу водопровідної води населених пунктів Українського Придунав'я за той же період, представлені на рис. 1.6, показують надзвичайно високі рівні забруднення РВ, АВ та РєВ в м. Рені, Ізмаїл, Болград.

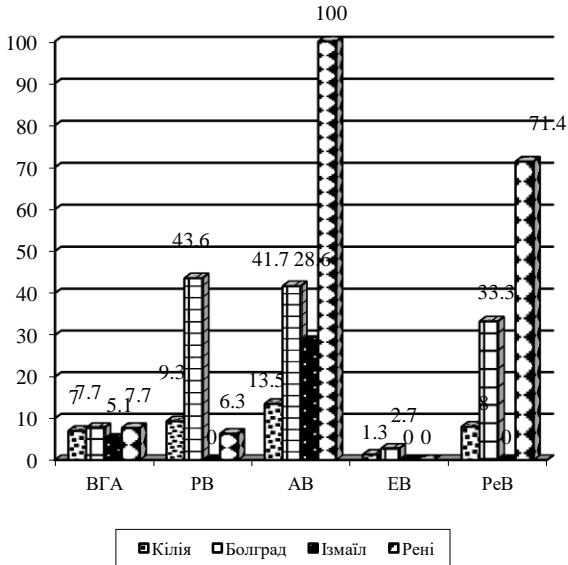


Рис. 1.6 Результати санітарно-вірусологічного моніторингу водопровідної води населених пунктів Українського Придунав'я (%% ПЛР-позитивних проб)

Як видно із представлених даних, превалюючими вірусними контамінантами є АВ, РеВ та РВ.

Результати санітарно-вірусологічного моніторингу води поверхневих водойм за 1996-2003 рр., представлені на рис. 1.7, показують прогресивне вірусне забруднення р. Дунай, яке максимальне у м. Вилково (нижня точка течії) за РеВ, АВ та РВ, досить інтенсивне для РВ, АВ, ЕВ та РеВ для оз. Ялпуг та каналу Дунай-Сасик; оз. Китай вирізняється забрудненням ВГА та АВ.

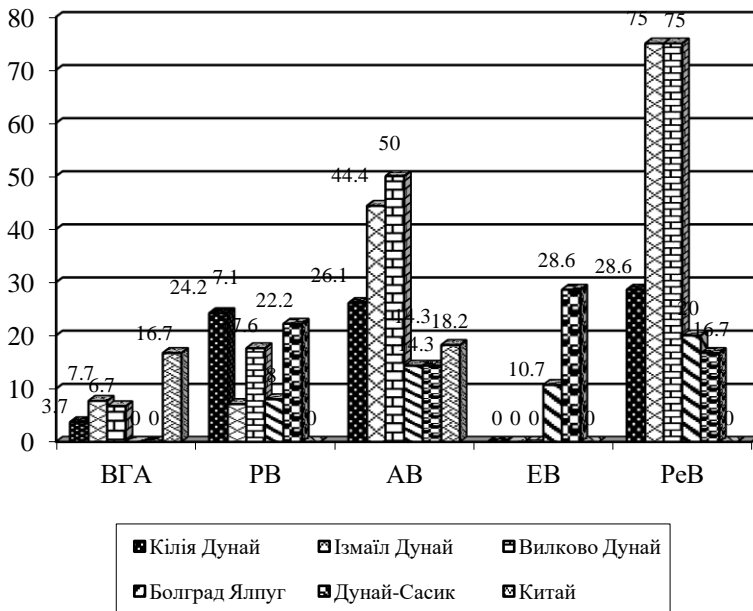


Рис. 1.7 Результати санітарно-вірусологічного моніторингу води поверхневих водойм Українського Придунав'я (%% ПЛР-позитивних проб)

Слід зазначити, що при подібності відсотків ПЛР-позитивності для водойм придунайського регіону (1 категорії – річки, озера) та області за РВ (11,3 та 11,8 відповідно) є певне перевищення у першому випадку за ВГА (у 1,9 рази), ЕВ (2,1), АВ (2,5), РеВ (2,3). Для водопровідної води така різниця наступна: для РВ (у 1,9 рази), ВГА (1,8), АВ (3,8), РеВ (2,5). В обох випадках не враховувати КВ (або норовіруси) та АстВ, які впродовж 1996-2003 рр. не визначали. Слід зазначити, що в досліджених нами пробах води поверхневих водойм за частотою виявлення превальювали РВ (33,3 %) та АВ (46,7 %).

Результати досліджень паразитарної і гельмінтної контамінації води поверхневих водойм регіону представлені у табл. 1.4.

Таблиця 1.4

Результати санітарно - паразитологічного дослідження води поверхневих водойм Українського Придунав'я

№	Яйця гельмінтів / 1 л	Патогенні кишкові найпростіші/ 1 л	Ооцисти <i>Cryptosporidium</i> <i>spp.</i> / 1 л
1	2	3	4
1	не визначено	не визначено	до 5
2	не визначено	не визначено	не визначено
3	не визначено	не визначено	до 5-10
4	не визначено	не визначено	не визначено

5	не визначено	до 10 <i>Entamoeba coli</i>	до 30
6	не визначено	не визначено	до 5
7	не визначено	не визначено	не визначено
8	не визначено	не визначено	до 50
9	не визначено	не визначено	до 80
1	2	3	4
10	до 10 <i>Ascaris lumbricoides</i>	не визначено	до 10
11	не визначено	не визначено	до 20
12	не визначено	не визначено	до 20
13	не визначено	не визначено	не визначено
14	не визначено	не визначено	не визначено
15	не визначено	не визначено	не визначено

Аналіз показує наявність контамінації води поверхневих водойм у першу чергу ооцистами *Cryptosporidium spp.*, яка у нашому випадку набуває неабиякої значущості: 9 із 15 зразків (тобто 60 %) містили у тій чи іншій мірі ці небезпечні збудники. Звертає також увагу одночасна контамінація води оз. Ялпуг (зразок №5), яке є джерелом водопостачання м. Болград, цистами *Entamoeba coli* та ооцистами *Cryptosporidium spp.*

Зважаючи, що технологія очищення та знезараження води із цього джерела застаріла (фільтрування та хлорування), високу резистентність збудників паразитарних захворювань до хлору, цілком слушним є занепокоєння стосовно можливості контамінації питної води, яка споживається населенням, даними збудниками.

Результати ідентифікації ціанобактерій представлені в табл. 1.5. Як видно із представлених даних між досліджуваними озерами є певні відмінності по переважних популяціях ціанобактерій. Так, в озері Кагул найбільш чисельною в період «цвітіння» була *Aphanocapsa pulverea*, в озері Ялпуг - *Synechocystis salina*, а в озері Катлабух - *Spirulina laxissima*, *Merismopedia minima*.

Таблиця 1.5

Видовий спектр ціанобактерій у воді озер
Українського Придонуав'я

Назва водойми	Вид ціанобактерій	кількість клітин/л		
		min	max	Me
Оз. Кагул	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	285000	323000	312000
	<i>Aphanocapsa pulverea</i>	1187000	2227000	2130000
	<i>Oscillatoria planctonica</i>	87000	123000	108000
Оз. Ялпуг	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	55000	63000	61000
	<i>Gleocapsa minima</i>	231000	248000	242000
	<i>Spirulina laxissima</i>	113000	124000	121000
	<i>Synechocystis salina</i>	44660000	44920000	44830000
Оз. Катлабух	<i>Merismopedia minima</i>	3180000	3440000	3360000

	<i>Spirulina laxissima</i>	3780000	4120000	3990000
--	----------------------------	---------	---------	---------

Примітка: жирним шрифтом виділені види, які викликають «цвітіння» води.

Слід зазначити, що в системі контролю антропогенного забруднення водного середовища провідна роль належить біологічним методам оцінки якості вод. При проведенні моніторингу водних об'єктів доцільно використовувати системи оцінки якості вод, засновані на принципі різного відношення до рівня сапробності різних видів організмів. Фітопланктон, як перша ланка трофічного ланцюга, дозволяє оцінити ступінь забруднення і якість вод, а також показує рівень антропогенних впливів і діагностує зміни, що відбуваються у водоймах уже на ранніх строках зміни гідробіоценозу.

Придунайський регіон взагалі і м. Ізмаїл зокрема, знаходяться в зоні додаткових епідеміологічних ризиків внаслідок транскордонного переносу збудників р. Дунай із сусідніх країн. Запобігання таких ризиків можливе, якщо врахувати необхідність виконання умов Протоколу із проблем води та здоров'я, який ратифіковано Україною. У Протоколі, зокрема констатовано, що запобігання, обмеження та скорочення ступеню поширення захворювань, пов'язаних з водою, є важливими і невідкладними завданнями, які можуть бути задовільним образом вирішені лише на основі більш тісного співробітництва на всіх рівнях і між усіма секторами як у межах окремих країн, так і між державами. Для досягнення мети даного Протоколу сторони Протоколу намагаються забезпечити якість води в навколишньому середовищі, яке не загрожує здоров'ю людини, якість питної води, яка відповідає Керівництву ВООЗ з контролю якості питної води, що дозволить скоротити масштаби спалахів і випадків захворювань, пов'язаних з водою.

Проведено оцінку динаміки інфекційної та неінфекційної захворюваності населення регіону в контексті впливу водного фактору. Виявлено конгрегаційний характер розподілу при зіставленні захворюваності населення гастроентероколітами встановленої і невстановленої етіології та ВГА, і контамінації питної води аденовірусами, ентеровірусами, реовірусами, вірусом гепатиту А, ротавірусами, що є непрямим свідченням впливу вірусів на захворюваність кишковими інфекціями в цьому регіоні. Визначено ступені домінантності груп біоценозу вірусів у питній воді населених пунктів регіону (мм. Ізмаїл, Болград, Кілія, Рені) та залежність різноманіття біоценозу вірусів від характеру джерела водопостачання (поверхневе, підземне). Встановлено, що захворюваність у Придунайському регіоні (особливо в м. Ізмаїл та окремих районах, які варіюються в залежності від груп хвороб) вірогідно вище ($\chi^2 \geq 3,841$) по всім групам інфекційних захворювань (за винятком ВГА) та деяким групам неінфекційної захворюваності різних категорій населення (діти 1-го року життя, підлітки, дорослі), чим в цілому в Одеській області.

Прикладом біологічного забруднення питної води в Україні є спалах ротавірусної інфекції в м. Ізмаїл Одеської області в червні 2016 р.

Внаслідок потужних злив 14.06.2016 р., коли у місті за дві години випала місячна норма опадів, була затоплена основна частина міста, особливо південно-західна та північно-західна. Враховуючи рельєф місцевості в цих мікрорайонах, дощова вода тривалий час залишалась на території, на інших територіях міста вода швидко зійшла у бік р. Дунай. Зливова каналізація в даний період не спроможна була справитися з великим об'ємом дощових вод.

Перші випадки захворювань гострою кишковою інфекцією були зареєстровані 15.06.16, коли за медичною

допомогою звернулося двоє хворих (о 14.00 год.), що відповідало щоденному сезонному фону захворюваності. Після 20.00 год. збільшилось звернення хворих з однотипною клінічною картиною. В подальшому розподіл захворюваності за датами звернення виглядав наступним чином: 15.06.16 – всього 6, з них 3 дитини; 16.06.16 – всього 24, з них 18 дітей (приріст у 4 рази); 17.06.16 – всього 84, з них 44 дитини (приріст у 3,5 рази); 18.06.16 – всього 108, з них 67 дітей (приріст 28,5%); 19.06.16 – всього 114, з них 70 дітей (приріст 5,6 %).

Станом на 12.00 год. 19.06.2016 року зареєстровано всього 344 хворих на гострі кишкові інфекції, з них 213 дітей до 18 років.

Всього знаходилось на стаціонарному лікуванні 217 хворих (54 дорослих, 163 дитини). Виписано для продовження лікування (амбулаторно) 147 осіб.

Клінічна картина захворілих: інтоксикація – 100 %, блювота – 98 %, рідкі випорожнення – 95 %, температура до 38 °С – 82 %, біль у животі – 42 %, висип та енантема – до 1%. Перебіг захворюваності у всіх хворих середньої важкості.

За результатами досліджень в стільці хворих в 30 випадках виявлено умовно-патогенну флору, у тому числі, ентеропатогенну *E. coli* (23), стафілококк (5), клебсієллу (1), *Ps. aeruginosa*.

Додатково проведений ПЛР-рота-тест стільця хворих показав наявність 8 позитивних зразків із 11.

Захворюваність за віковими групами: до 1 року – 2 дитини (1,4 %), 0-5 років – 26 %, 5-9 років – 21 %, 10-17 років – 22 %, дорослих – 30 %. Таким чином, найбільш враженою групою були діти від 0 до 9 років. Серед організованого дитячого населення (дошкільні навчальні заклади) захворюваність реєструвалась поодинокими випадками і склала 6,3 % від загальної кількості захворілих дітей.

При анамнезі хворих та аналізі факторів, що сприяли виникненню захворювання, встановлено, що 93 % постраждалих пов'язували свою захворюваність із вживанням сирової питної води, 3 % - з молочними продуктами домашнього приготування, 4 % - із вживанням овочів та фруктів, які були вимиті водопровідною водою.

При проведенні епідемічного розслідування основну захворюваність зареєстровано на північно-західній та південно-західній частині міста, тобто території, яка була найбільше затоплена, зокрема це стосується дворових вбиралень у приватному секторі. Основна захворюваність (57,4 %) зареєстрована у мешканців приватного сектору. В даних населених пунктах водопостачання здійснюється з мереж міського водопроводу.

Крім того, на даній території дощові зливні води затримувались на певний час, а на других територіях таке явище було відсутнє. На даній території розташована зливна каналізація, яка була неспроможна прийняти великі об'єми дощових потоків. На території мікрорайону Південний захворюваність гострими кишковими інфекціями не реєструвалася. Це слід пояснити тим, що населення цього району отримує питну воду від окремих свердловин, які знаходяться на більш вищому рівні у порівнянні з свердловинами, які забезпечують водою населення основної частина міста.

Попередній висновок свідчить про високу вірогідність ротавірусної етіології захворювання.

Прокоментувати це можна наступним чином.

Аналіз спалахів інфекційної патології за період з 1998 по 2006 рр. в Україні показав, що водний фактор передачі збудника був присутній в 20 % випадків захворювань.

В процесі аналізу взаємозв'язку інфекційної захворюваності населення та якістю питної води за 1994-2004 рр. встановлено, що м. Ізмаїл вирізняється позитивною

тенденцією для ентеритів із встановленим збудником (8,404) [16].

Наш аналіз показав: чинник водно-обумовленого спалаху кишкових інфекцій у м. Ізмаїл багатofакторний за двома векторами. Перший: джерело забруднення має всі ознаки послідовності - підтоплення інтенсивно забрудненими зливними водами свердловин, а потім додаткове інтенсивне забруднення ґрунтовими водами свердловин та інфільтрація у водоносний горизонт внаслідок потужного несанкціонованого скидання необроблених стічних вод вверх за течією р. Дунай. Другий: етіологічний – на нашу думку це мікс - інфекція, оскільки переконливо говорити про певний вірусний збудник можна після того, як повністю виключені бактерійний (наприклад, кампілобактер та діареєгенна кишкова паличка O157:H7, які не тестували) та паразитарний (пошук, наприклад, ооцист криптоспоридій не проводився) збудники.

В поточному році автор підготував до публікації друге видання, перероблене і доповнене монографії «Вода и водно-обусловленные инфекции» [5, 6].

В першому томі представлені короткий екскурс в історію, загальний стан проблеми, водно-обумовленої захворюваності у США, Європі, Україні; основні бактеріальні, вірусні, паразитарні і грибкові контамінанти води.

Другий том присвячено окремим аспектам проблеми водно-обумовлених інфекцій. Представлено характеристику водно-обумовленої захворюваності населення Одеської області, детальну оцінку ролі води як фактора розповсюдження нозокоміальних та виникнення таласогених інфекцій, характеристику біоцидної дії діоксиду хлору як засобу забезпечення епідемічної безпечності питної води, оцінку взаємозв'язку стану водорозподільчої мережі і інфекційною захворюваністю

населення. Представлено основні положення розроблених концепцій и гіпотез.

На заключення слід нагадати думку Т. Е. Ford: «Міжнародне співтовариство повинно бути готовим забезпечити швидке реагування без політичних кордонів, оскільки для епідемій, у тому числі водно-обумовлених, кордонів не існує» [10].

Література

1. <https://www.who.int/ru/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
2. «Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2019 році». 2020. 353 с.
3. Проблема инфицирования воды возбудителями микозов и перспективы ее решения. В.В. Гончарук и др. *Химия и технология воды*. 2004. Т.26(2). С.120-144.
4. Прокопов В. О. Питна вода України: медико-екологічні та санітарно-гігієнічні аспекти / за ред. А. М. Сердюка. Київ : ВСВ «Медицина» 2016. 400 с.
5. Вода и водно-обусловленные инфекции. А.В. Мокиенко и др. Одесса: Лерадрук. 2008. Т.1. 412 с.
6. Вода и водно – обусловленные инфекции. А.В. Мокиенко и др. Одесса: ООО «РА «АРТ – В». 2008. Т. 2. 288 с.
7. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization; 2017. 631 p. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.
Режим доступа:
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf>
8. Barrell R. A. E., Hunter P. R., Nichols G. Microbiological standards for water and their relationship to

- health risk. *Communicable disease and public health*. 2000. V.3(1). P. 8-13.
9. Leclerc H., Schwartzbrod L., Dei-Cas E. Microbial agents associated with waterborne diseases. *Crit. Microbiol. Rev.* 2002. V. 28(4). P. 371-409.
10. Ford T. E. Microbiological Safety of Drinking Water: United States and Global Perspectives. *Environ. Health Perspect.* 1999. V. 107(S1). P. 191-206.
11. An approach for developing a national estimate of waterborne disease due to drinking water and a national estimate model application. M. Messner et al. *Journal of Water and Health*. 2006. V. 4(S2). P. 201-240.
12. Світа В.М. Вода як фактор передачі збудників інфекційних захворювань. *СЕС профілактична медицина*. 2005. №3. С. 48 – 50.
13. Петренко Н. Ф. Гігієнічне обґрунтування застосування діоксиду хлору у технологіях водопідготовки : дис. ... к. б. н: 14.02.01; ДУ „Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва Академії медичних наук України”. К., 2002. 164 с.
14. Козишкурт О. В. Епідеміологічна характеристика та роль водного фактору в поширенні гепатиту А в м.Одесі : автореф. дис. на здобуття наук. ступ. канд. мед. наук : спец. 14.02.02 «Епідеміологія». К., 2006. 21 с.
15. Ворохта Ю.М. Гігієнічна оцінка впливу мінерального складу питних вод на здоров'я населення: дис... канд. мед. наук: 14.02.01. Одеський держ. медичний ун-т. О., 2007. 125 с.
16. Мокиєнко А. В. Эколого-гигиенические основы безопасности воды, обеззараженной диоксидом хлора: дис. ... д. мед. н.: 14.02.01. ГУ «Институт гигиены и медицинской экологии им. А.Н. Марзеева АМН Украины». К., 2009. 348 с.

17. Петренко Н. Ф. Наукове обґрунтування комбінованих методів знезараження питної води: дис. ... д. б. н: 14.02.01. ДУ „Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва Академії медичних наук України”. К., 2012. 396 с.
18. Ковальчук Л. Й. Гігієнічне обґрунтування системи медико-біологічної безпеки гирлової зони Українського Придунав'я : дис. ... доктора мед. наук : спец. 14.02.01 «Гігієна та професійна патологія». Харківський національний медичний університет МОЗ України. Харків, 2016. 387 с.
19. Мокієнко А. В., Ковальчук Л. Й. Українське Придунав'я: гігієнічні та медико-екологічні основи впливу води як фактору ризику на здоров'я населення. Одеса. Прес-кур'єр, 2017. 352 с.

Лекція 2

Хімічне забруднення джерел водопостачання і питної води

Забруднення води – головна глобальна проблема, яка потребує ретельної оцінки та перегляду системи використання водних ресурсів на всіх рівнях (від міжнародного до окремих водоносних горизонтів та колодязів). ВООЗ впродовж останніх десятиліть неодноразово наголошувала, що забруднення води є провідною глобальною причиною хвороб і летальних випадків. Число останніх складає 14 000 осіб щодобово. В Індії близько 580 осіб помирає щодня від водно-обумовлених хвороб. Приблизно 90 % води у містах Китаю забруднені, а у 5 000 000 китайців відсутній доступ до безпечної питної води. Розвинені країни також продовжують боротьбу з проблемами забруднення. Наприклад, у новій національній доповіді щодо якості води у Сполучених Штатах 45 % річкового стоку, 47 % озер та 32 % заток та естуаріїв класифіковані як забруднені.

В керівництвах ВООЗ акцентується увага на різноманітності хімічного забруднення води. До джерел такого забруднення віднесені природні фактори (геологічна специфіка, ґрунти, клімат), промислові чинники (переробна галузь, стічні води, осадки стічних вод, витіки палива, міські зливові стоки), сільськогосподарські (добрива, засоби інтенсифікації тваринництва, пестициди, гербіциди); побічні продукти дезінфекції та сполуки, які утворюються у результаті контакту з матеріалом труб; ціанобактерії, джерелом яких є евтрофіковані водойми.

Останнім часом наголошується на актуальності стійких органічних забруднювачів, до яких віднесено

хлороорганічні пестициди (ХОП), поліхлоровані біфеніли (ПХБ), поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ), та так звані небезпечні забруднювачі, до складу яких входять антибіотики, гормони, нестероїдні протизапальні засоби тощо, застосування яких у медицині та побуті зростає, що впливає на стан гідробіоти від китів та риб до морських бактерій.

Визначення реального вмісту хімічних забруднювачів показує, що кількість усе ще ненормованих хімічних сполук у різних об'єктах навколишнього середовища становить від 60 до 90 %, що суттєво мінімізує проведення повноцінного і всебічного аналізу ризику масштабів і специфіки хімічного забруднення для здоров'я населення.

У міру прогресуючого збільшення антропогенного забруднення джерел водопостачання, з одного боку, і накопичення наукових знань про вплив водних забруднень на здоров'я і умови водокористування населення - з іншого, все більше ускладнювалася і удосконалювалася і світова практика оцінки безпеки питної води. Якщо на початку ХХ століття для забезпечення безпечного питного водокористування було досить нормувати один-два мікробіологічних показника, то до 2013 р. невід'ємними складовими законодавчого регулювання якості питної води стали нормативні величини, пов'язані з її хімічними і радіологічними компонентами. Нормування вмісту хімічних речовин в питній воді набуває все більшого значення і за окремими прогнозами в перспективі може не лише порівнятися за значимістю з нормуванням мікробіологічних забруднень, але і перевершити його. Про це свідчить і та обставина, що вже нині у світі зареєстровано близько 150 тис. хімічних речовин, які широко використовуються у виробництві. Згідно з даними ВООЗ (2011 р.), дія окремих хімічних речовин, що знаходяться в

навколишньому і виробничому середовищі, зумовила тільки в 2004 р. у світовому масштабі 4,9 млн випадків смерті (8,3% від загального числа) і 86 млн років життя, втрачених в результаті смерті і інвалідності. При цьому в токсикологічному плані вивчено лише близько 15% від загальної кількості усіх речовин, що використовуються. Таким чином, світова система регулювання якості питної води неминуче повинна розвиватися в інтересах охорони здоров'я населення.

Невпинний ріст забруднення водою хімічними речовинами диктує необхідність інтеграції підходів до оцінки їх ризику для стану здоров'я населення. Цілком очевидної є неможливість та й, певним чином, недоречність, надавати характеристику всім класам забруднювачів. Тому, слід вважати за доцільне зробити докладну оцінку побічним продуктам дезінфекції (ППД), які достатньо вивчені в нашій країні та нормуються, та стійким органічним забруднювачам (СОЗ), актуальність яких з кожним роком зростає та вивчення яких знаходиться в Україні знаходиться на початкових стадіях [1].

В огляді [2] представлено картину проблеми галогенованої органіки в США станом на 1978 рік, коли стало добре відомо, що хлоровані побічні продукти утворюються при знезараженні питної води або під час третинної обробки стічних вод, при цьому останнє також може зрештою вплинути на якість питної води. Природні гумінові речовини є найбільш вірогідним джерелом хлороформу і інших галометанів, а хлороформ виявлений в кожній дослідженій пробі питної води.

Незабаром після того, як дезінфекція хлором стала звичайною практикою (1922 рік), було висловлено припущення, щоб хлор дійсно реагує з органічними речовинами з утворенням хлорорганіки [3]. Таке переконання затвердилося остаточно після дослідження

Jolley's в 1973 [4] відносно хлорування стічних вод з використанням міченого ізотопами хлору, коли стійке формування хлорорганіки за цих умов стало загальноприйнятим. Декілька додаткових досліджень, що включали третинну обробку стічних вод, підтвердили ці висновки.

J. J. Rook у 1974 [5] і 1977 рр. [6] повідомив результати досліджень, згідно з якими хлороформ і ряд галоїдзамісних вуглеводнів хлору сформувалися в результаті введення хлору в природну воду р. Роттердам. Він вперше продемонстрував, що хлороформ є не домішкою хлору, а утворився в результаті реакції між хлором і природними розчиненими речовинами (гуміновими і фульвокислотами).

Майбутня дія повинна продовжитися по двох напрямках: (1) скорочення використання хлору до мінімально необхідного з використанням альтернативних схем дезінфекції, де це тільки можливо; і (2) подальші дослідження для визначення істинного значення проблеми і удосконалення альтернативних методів дезінфекції. Пріоритетна мета подальших досліджень полягатиме у визначенні значення хлорованої органіки під час хлорування. Має бути визначена міра небезпеки малих концентрацій цих речовин. Мають бути пояснені умови реакції, при яких стимулюється або гальмується утворення органогалогенів [2].

Робота Т.А. Веллар із співавт. [7], як одна з перших, присвячених проблемі ГВС в контексті хлорування води, заслуговує детальнішого цитування.

Виявлений прямий взаємозв'язок між вмістом початкової органіки і концентрацією галоїдвмісних соплук. Вивчення причин появи тригалоїдзаміщених метанів на заводі очищення води дозволило встановити, що значне зростання рівня хлороформу йшло за збільшенням

концентрації вільного хлору і зменшення після введення розчину активованого вугілля. Авторами показано також, що збільшення концентрації хлороформу в хлорованих стічних водах, ймовірно, відбувається внаслідок хлорування.

У заключенні автори відмічають, що найвищі концентрації (37-150 мкг/л) органогалогенів були знайдені у водопровідних водах, отриманих з поверхневих джерел. Ці сполуки формуються в результаті процесів хлорування під час очищення води. Оскільки первинним лімітуючим чинником є присутність вільного хлору у воді, повторне введення хлору на різних стадіях процесу обробки відіграє важливу роль у формуванні остаточних концентрацій органогалогенів. Хоча ці сполуки не представляють гострої небезпеки людині на виявлених рівнях (оральна летальна доза хлороформу для миш складає 120 мг/кг), їх присутність свідчить про необхідність контролювати в очищених водах органогалогени і визначати їх хронічні ефекти. Існує наполеглива потреба розробити аналітичну методологію так, щоб хімія процесу хлорування могла бути повністю вивчена і зрозуміла.

У роботі Joseph A. Cotruvo [18] сформульована головна мета з трьох складових: захист питної води у вододжерелі, під час обробки і при розподілі. Це стосується, у тому числі нормування ТГМ як складової частини Національних правил якості питної води. Цій проблемі присвячений великий фрагмент. Показано, що кількість галоформних сполук (ГФС) складає близько 50. При цьому, окрім легких утворюються нелеткі ГФС, причому у більшій кількості. Це підтверджується представленими даними експериментальних досліджень.

У [9] підкреслюється, що окрім формування ТГМ при хлоруванні існують інші приклади несприятливої зміни якості води : 1) утворення органогалогенів додатково до

ТГМ при хлоруванні і інших процесах окислення; 2) формування органіки, яка розкладається мікроорганізмами, при озонуванні з подальшим збільшенням бактерійного зростання в системі розподілу; 3) проблема органічних і неорганічних інгібіторів корозії, пов'язана з підвищенням концентрації важких металів у водопровідній воді. Автори встановили, що бромовані ТГМ утворюються в процесі хлорування води у присутності бромідів.

У дисертаційній роботі [10], присвяченій гігієнічній оцінці потенційної небезпеки забруднення питної води централізованих водопроводів високопріоритетними ГВС, зроблені наступні висновки.

1. Проблема ГВС має важливе значення, особливо для міст, що використовують відкриті вододжерела : питна вода не відповідала ОБРВ по хлороформу в 62 % і рекомендаціям ВООЗ - в 72 % з числа 32 обстежених міст. Максимальне перевищення допустимого вмісту тетрахлоретилену відзначалося до 4 разів, чотирихлористого вуглецю до 10 разів, хлороформу - до 60 разів, що підтверджує важливе значення останнього як індикаторного показника забруднення води ГВС. Для практичних цілей запропоновано 5-ти ступінчасте ранжування ступеню забруднення ГВС питної води із змістом хлороформу відповідно до 30, 60, 120, 300 і більше 300 мгк/л.

2. Найбільш важливим чинником високого вмісту ГВС у воді було її первинне хлорування в процесі водообробки і дози хлору, що вводилися. Подальше деяке (до 25 - 40 %) зниження вмісту після коагуляції, відстоювання і фільтрування нівелювалося, як правило, при вторинному хлоруванні води. Найбільш ефективними з вивчених виявилися технологічні схеми без попереднього хлорування води, попередньою дією сильних окисників (KMnO₄, озону) і преамонізацією.

3. Основні закономірності сезонних коливань вмісту ГВС в питній воді характеризувалися весняно-літньо-осінніми або літньо-осінніми підйомами.

4. Системи гарячого водопостачання також характеризувалися високим рівнем ГВС у воді, що перевищував рекомендації ВООЗ до 10 і більше разів, і аналогічними сезонними змінами. Відзначався високий вміст ССІ4 з максимальним збільшенням в осінній період до величин, що в 5 і більше разів перевищують рекомендований ВООЗ рівень (3 мкг/л).

5. Попри те, що вміст ГСС у воді зворотно пропорційний до часу її кип'ятіння і для води досягає нульових значень при кип'ятінні впродовж 20-40 хвилин, повторне хлорування прокип'яченої води свідчило про те, що зниження вмісту попередників ГВС при кип'ятінні відбувається менш інтенсивно, що має важливе теоретичне значення. У зв'язку з летючістю ГВС і їх попередників найбільш високі рівні вмісту ГВС виявлені в опрісненій воді, отриманих на промислових дистиляційних установках.

6. На прикладі 20 плавальних басейнів показано, що вміст ГВС знаходиться в прямій залежності від тривалості експлуатації басейнів впродовж фільтроциклу і від їх об'єму.

7. Вміст ГВС знаходиться в зворотній залежності від температури і часу зберігання води, а методи зворотного осмосу і фільтрації води через активоване вугілля мають обмежені можливості по затриманню ГВС і їх попередників.

8. Виявлена відсутність надійного корелятивного зв'язку змісту ГВС із загальноприйнятими в санітарній практиці показниками якості води (кольоровістю, окиснюваністю та ін.) що визначає необхідність визначення індикаторного показника - хлороформу.

9. Для біотестування якості питної води, що містить високі концентрації ГВС, рекомендується визначення сумарної мутагенної активності по тесту Еймса. Встановлена мутагенна активність питної опрісненої води, отриманої методом дистиляції з високим вмістом ГВС.

Проведений авторами [11] аналіз літератури показав, що при обробці води хлором утворюються тригалогенметани (ТГМ), галоацетонітрили, похідні галогенкислот, хлорфеноли, хлорований кетон тощо. У питній воді після хлорування виявлено близько 24 ГВС, серед яких до високопріоритетних віднесені хлороформ, чотирихлористий вуглець, дихлорбромметан, дибромметан, трихлоретилен, перхлоретилен, бромформ, дихлорметан, дихлоретан і 1,1-дихлоретилен.

Спостереження, проведені у ряді населених пунктів колишнього СРСР, показали, що питна вода з поверхневих джерел водопостачання за вмістом хлороформу не відповідала існуючим гігієнічним нормативам в 72 % випадків. При цьому встановлено максимальне перевищення допустимого вмісту хлороформу в 60 разів, чотирихлористого вуглецю - в 10 разів, тетрахлоретилену - в 4 рази [12].

В рамках виконання дисертаційної роботи [13] проведено вивчення вмісту у воді ГВС при дезінфекції води і систем водопостачання озоном і хлором на морських суднах. В результаті досліджень концентрації ГВС у питній воді 25 суден, що знаходились на стоянці в Одеському порту, встановлено широкий діапазон коливань концентрацій : від 60 до 667 мкг/л. Хромато-маспектрометричне визначення високопріоритетних ГВС в пробах води, відібраних на 8 суднах (табл. 2.1), свідчить, що домінуюче значення в створенні таких високих рівнів ГВС мають високопріоритетні сполуки (хлороформ, чотирихлористий вуглець, дихлорбромметан,

дибромхлорметан, бромоформ), які представляють найбільшу небезпеку для здоров'я.

Таблиця 2.1

Концентрація деяких пріоритетних ГВС в запасах хлорованої питної води на морських судах (М, (мін. – макс.)

ГВС	Концентрація, мкг/л	ГДК мкг/л	Рівень пріоритетності
Хлороформ	335 (115 -445)	30	1
Чотирихлористий вуглець	7 (3 -12)	6	2
Дихлорбромметан	112 (12 -223)	—	3
Дибромхлорметан	36 (2 -77)	—	4
Бромоформ	3 (0 -7)	—	7

Встановлено, що дезінфекція хлорпрепаратами суднової системи водопостачання приводить до підвищення у питній воді ГВС, сумарна концентрація яких при рівні залишкового активного хлору близько 5 мг/л складає понад 900 мкг/л, тобто більш ніж в 9 разів перевищує ГДК. Одним з негативних наслідків хлорування суднових систем водопостачання є необхідність скидання відпрацьованих розчинів хлору і промивних вод в акваторію порту або судноремонтного заводу. Встановлено, що в контрольних пробах морської води залишковий активний хлор був відсутній, концентрація ГВС складала $19 \pm 2,3$ мкг/л. У кінцевий момент скидання відпрацьованого розчину хлорпрепарату концентрація залишкового активного хлору в морській воді в точці відбору (за відсутності хвилювання моря) складала 81,1 мг/л, а вміст ГВС в пробах води знаходився на рівні 1227 ± 13 мкг/л. Після першого промивання системи водопостачання, здійсненого через 8 годин, концентрація активного хлору і

ГВС в точці скидання складали відповідно $15 \pm 3,4$ мг/л і 1232 ± 23 мкг/л, а в протилежній точці через 8 годин відповідно $0,3 \pm 0,08$ і $285 \pm 9,6$ мкг/л.

Дослідження впливу озону і хлору на утворення ГВС при знезараженні опрісненої мінералізованої води в натурному експерименті проводили в умовах арктичного плавання на д/е л/п "Капітан Сорокін". Отримані результати свідчать (рис. 2.1), що при концентраціях антропогенних забруднювачів, що значно перевищують ГДК, в забортній воді істотно знижувалася бар'єрна роль суднового опріснювача.

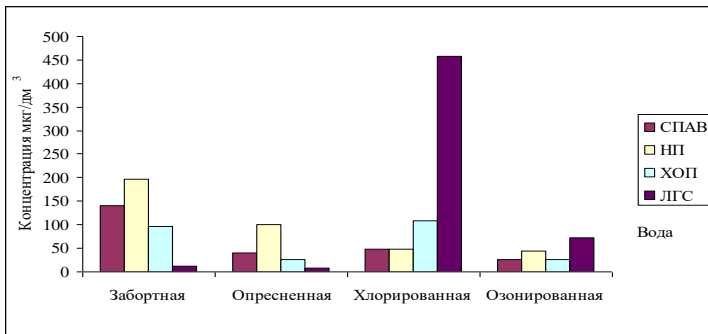


Рис. 2.1 Взаємозв'язок концентрації ГВС і способу кондиціонування штучної питної води (натурні дослідження)

Утворення таких високих концентрацій ГВС в знезараженій хлором забрудненій мінералізованій воді тоді автор пояснив наступним чином [14]. Ймовірно, тут мала місце сумація незалежних, і в той же час, тісно пов'язаних ефектів, описаних в літературі: утворення ГВС з хлороорганічного пестициду як попередника [15]; стимуляції утворення ГВС у присутності нафтопродуктів [16]; перерозподілу (редистрибуції) забрудників - як початкових

(ХОП, НП), так і тих, що утворюються (ГВС) - СПАРами [17]. У коментарі до такого висновку автор [13] констатує, що детальний аналіз хімізму цього явища не входив в завдання цього дослідження (1988 рік). Це зроблено автором пізніше, у 2011 р. [18].

Дисертаційна робота [19] з гігієнічного обґрунтування шляхів мінімізації утворення хлорорганічних сполук (ХОС) при застосуванні хлору у водопідготовці показала наступне.

Вивчення особливостей та закономірностей утворення та видалення ХОС на водоочисних спорудах водопроводів при застосуванні хлору в технології підготовки питної води.

При дослідженні процесу утворення хлороформу (ХФ) на етапах водопідготовки на Дніпровській та Деснянській водоочисних станціях (ВС) виявлено, що основна його кількість утворюється в змішувачі та камері реакції (70-100 % від загального обсягу)

Порівняльна оцінка різних хлорвмісних агентів щодо реакційної спроможності до утворення ХОС у воді поверхневих вододжерел.

Встановлено, що хлорреагенти в порядку зменшення їх реакційної активності щодо утворення ХОС можна розташувати в такій послідовності: гіпохлорит натрію > хлорне вапно > рідкий хлор > хлораміачна вода. Особливо чітко ця залежність простежується при підвищених дозах хлоруючих агентів.

Експериментальними дослідженнями показано, що при хлоруванні води рр. Десна та Дніпро різними хлоруючими агентами в дозах від 3 до 10 мг/л (тобто

реагентами та дозами, котрі застосовують на ВС) у воді утворюється ХФ та тримхлоретилен (ТХЕ), проте, перевищення ГДК встановлено тільки по ХФ. Основна кількість ХФ та ТХЕ утворюється у перші 30 хвилин контакту хлору з необробленою водою і в подальшому їх вміст зростає (в середньому на 26%). Рівень вмісту цих сполук з підвищенням дози активного хлору поступово зростає при окисленні хлорною водою, а при використанні хлорного вапна та хлораміачної води різке збільшення виявляється при збільшенні дози від 3 до 5 мг/л, а гіпохлориту - від 5 до 7 мг/л.

Результати цих досліджень дозволили скласти загальну картину щодо забруднення хлорованої питної води України ХОС, визначити найбільш небезпечні регіони (населені пункти) з високим вмістом ХОС у питній воді та підвищеним ризиком для здоров'я населення від споживання такої води, обґрунтувати низку профілактичних заходів по попередженню або мінімізації утворення ХОС на ВС.

Наукове обґрунтування та розробка шкали оцінки канцерогенного ризику для здоров'я людей від споживання питної води, що містить хлорорганічні сполуки.

Встановлено, що при споживанні протягом життя питної води з вмістом ХФ на рівні 0,06 мг/л (ГДК в Україні), можна очікувати розвиток 0,8 випадків на 10 тис. людей, що відповідає „низькому“ (прийнятному) канцерогенному ризику, з вмістом ХФ на рівні 0,2 мг/л - „середньому“ канцерогенному ризику.

Норматив ХФ - 0,006 мг/л відповідає „допустимому“ ризику онкозахворюваності, його запропоновано для фасованої питної води України, яка повинна мати якість, ліпшу за якість водопровідної води централізованої системи

господарсько-питного водопостачання. Гігієнічні нормативи щодо вмісту чотирихлористого вуглецю (ЧХВ), ТХЕ та дибромхлорметану відповідають „низькому” канцерогенному ризику.

В дисертаційній роботі надано шкали щодо визначення канцерогенного ризику для здоров'я споживачів хлорованої питної води для канцерогенних ХОС (ХФ, ЧХВ, ТХЕ, дибромхлорметану), які рекомендуються для використання в практиці санітарно-епідеміологічної служби. Результати моніторингу хлорованої питної води на вміст ХОС, розрахунки ризиків новоутворень, шкали включені в розроблені методичні вказівки „Оцінка канцерогенного ризику для здоров'я населення від споживання хлорованої питної води“.

Результати проведених досліджень стали науковою базою для обґрунтування шляхів попередження або зменшення утворення токсичних ХОС при хлоруванні поверхневих вод. Досягнення цієї мети можливо шляхом заміни хлорування на інші альтернативні методи обробки, а також за рахунок впровадження більш безпечних хлорних технологій з використанням менш реакційних реагентів, зокрема хлораміачної води. Надійним заходом щодо видалення ХОС з хлорованої води може стати використання на ВС фільтрів із завантаженням ефективними сорбційними матеріалами або локальних систем для доочищення питної води у побуті.

Шляхи щодо попередження або мінімізації забруднення питної води ХОС.

Ефективна охорона водних об'єктів від забруднення ХОС та органічними речовинами-попередниками ХОС:

- заміна хлорування стічних вод на альтернативні безхлорні методи обробки;

- доочищення стічних вод від органічних речовин-попередників (найбільш привабливим є біологічний метод із застосуванням фільтрації води через волокнисті насадки із закріпленою мікрофлорою);
- очищення зливових поверхневих стічних вод;
- дотримання відповідних санітарно-епідеміологічних вимог при веденні водогосподарської діяльності на території водного басейну;
- модернізація традиційної технології водопідготовки;
- попередня очистка природної води рід органічних речовин перед її хлоруванням (аерація води в акваторії водозабору, забір води через берегові колодязі, сорбційне чи біологічне очищення, коагуляція на першому етапі очищення тощо);
- використання комбінованих методів знезаражування вод чи використання менш реакційних щодо утворення ХОС хлорних реагентів (зокрема, хлораміачної води);
- застосування сорбційних фільтрів промислового призначення;
- перенесення місця вводу хлору у кінець технологічної схеми ВС (ближче до фільтрів);
- доочищення водопровідної води на місці використання (у побуті);
- застосування сорбційних фільтрів індивідуального призначення (на водорозбірному крані);
- використання сорбційних фільтрів колективного призначення (на вході у будівлю).

У дисертаційній роботі [20] розкрито важливу наукову проблему – установлено зміни стану громадського здоров'я внаслідок впливу забруднення хлороформом питної води, обґрунтовано систему санітарно-гігієнічного контролю, спрямованого на обмеження вмісту хлороформу у питній воді.

Показано, що погіршення якості питної води, отриманої з поверхневих вододжерел, пов'язане з перевищенням гігієнічних нормативів перманганатної окиснюваності – в 2,0 рази, каламутності – в 10,4 раз, забарвленості – в 1,9 раз ($p < 0,01$). Питна вода контрольного населеного пункту (підземного вододжерела) характеризувалася перевищенням стандартів загальної жорсткості – в 2,3 рази, сухого залишку – в 1,5 рази ($p < 0,01$).

Встановлено вміст хлороформу у вихідній воді водозаборів усіх типів на рівні від 3 до 5 мкг/л, після знезаражування поверхневої питної води хлором на водопровідних станціях – в інтервалі 55 - 452 мкг/л, водопровідних вузлах – 49 - 531 мкг/л, магістральних водоводах – 42 - 386 мкг/л і в розподільних мережах – 38 - 239 мкг/л ($p < 0,001$). При змішуванні води поверхневого й підземного вододжерел у співвідношенні 40 % : 60 % відповідно, концентрація хлороформу знижувалася в 2 - 3 рази. У питній воді з підземного вододжерела хлороформ не визначався протягом усього водогону.

Доведено обумовленість інтенсивності утворення хлороформу у питній воді при її хлоруванні з урахуванням низки факторів, прямий и зворотний вплив яких підтверджували коефіцієнти кореляції ($p < 0,001$): дози хлору ($r = 0,80$), перманганатної окиснюваності ($r = 0,79$), каламутності ($r = 0,72$), забарвленості ($r = 0,64$), рН ($r = 0,61$), температури води ($r = 0,59$), загального заліза ($r = 0,52$), загальної жорсткості ($r = - 0,70$), сухого залишку ($r = - 0,68$) і амонію ($r = - 0,55$). Спільний вплив санітарно-хімічних ознак питної води збільшував інтенсивність кореляційного зв'язку до $R = 0,90$ ($p < 0,01$). Установлено, що в 40 % проб поверхневої питної води вміст хлороформу перевищував ГДК удвічі, в 5 % – від 2 до 5 разів і в 2 % проб – більше як

у 5 разів. У змішаній воді в 22 % проб реєструвалися дворазові перевищення ГДК хлороформу.

Характеристика фізико-хімічного складу та антропогенного забруднення води поверхневих водойм Українського Придунав'я показала наступне [21].

Результати визначення санітарно-хімічних показників свідчать, що за вмістом неорганічних сполук азоту, які мають біогенне походження, вивчені водні об'єкти відносяться до джерел 2-4 класу. Це може означати наявність джерел органічного антропогенного забруднення. За вмістом фенолів та нафтопродуктів вода озер та малих річок відповідає 2 класу.

Констатовано високі рівні забруднення води поверхневих водойм загальним органічним вуглецем, що є прогностично несприятливим фактором утворення при хлоруванні води хлорорганічних сполук, які мають канцерогенну дію та інші несприятливі віддалені ефекти. Тому для первинного окислення води тих водойм, які придатні за своїм фізико-хімічним складом для використання у якості джерел централізованого господарського-питного водопостачання, слід застосовувати більш ефективний окиснювач діоксид хлору.

Як свідчать отримані дані, хлорування води озер супроводжується очікуваним достовірним ($p < 0,05$) ростом утворення високих рівнів хлороформу в залежності від дози введеного хлору, які в 2 (при хлоруванні води оз. Кагул дозою хлору 1 мг/л) – 20 разів (при хлоруванні води оз. Катлабух дозою хлору 7 мг/л) перевищують чинний норматив цієї сполуки для питної води. Певним чином це підтверджує результати попередніх досліджень (1998 р.) якості води м. Болград, джерелом водопостачання якого є оз. Ялпуг. Технологічна схема підготовки води включала фільтрацію води на швидких піщаних фільтрах та знезараження хлором. Встановлено, що концентрація суми

ТГМ у водопровідній воді перевищувала чинний на той час гігієнічний норматив майже у 9 разів (877 мкг/л), що пояснюється високим вмістом природних органічних сполук, лужним середовищем природної води та високими концентраціями хлору, що застосовуються для знезараження.

В останні десятиліття світ зіштовхнувся з гострою проблемою забруднення навколишнього середовища стійкими органічними забруднювачами (СОЗ). Ці речовини утворюються і виділяються переважно в результаті діяльності людини, надзвичайно стійкі в навколишньому середовищі, мають токсичні і віддалені ефекти.

Новим етапом у спільній роботі світового співтовариства по охороні навколишнього середовища стало прийняття в Стокгольмі в травні 2001 року Конвенції про стійкі органічні забруднювачі (СОЗ). Згідно із цим документом, який Україна ратифікувала у квітні 2007 року, завдання полягає в знищенні, а там де це неможливо - мінімізації утворення СОЗ. Мова йде про 12 найнебезпечніших для людини і навколишнього середовища хлорорганічних сполук (так звана «брудна дюжина»). Слід зазначити, що левову частину в цьому переліку становлять хлорорганічні пестициди (ХОП), меншою мірою поліхлоровані біфеніли (ПХБ). Крім цих сполук до СОЗ традиційно відносять поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ).

За результатами еколого-гігієнічного моніторингу ропи та пелоїдів деяких причорноморських лиманів встановлено наступне [22].

За узагальнюючим показником - індексом забрудненості води (ІЗВ) ропу лиману Бурнас можна характеризувати як дуже чисту; Куяльницького лиману - як чисту; ропу Хаджибейського лиману як забруднену; ропу Шаболатського (Будакського) лиману як помірно

забруднену, тоді як у 2010 ця ропа характеризувалась як чиста.

В результаті ідентифікації і кількісного визначення методом хромато-мас-спектрометрії основних СОЗ ропа та пелоїдів Шаболатського (Будакського) лиману встановлено наступне.

Дослідження вмісту ХОП свідчить про свіже забруднення лиману ДДТ, концентрації якого у пробах донних відкладів перевищують закордонні нормативи, і акумуляцію ліндану і α -ГХЦГ в лікувальних грязях у результаті седиментації (рис. 2.1., 2.2).

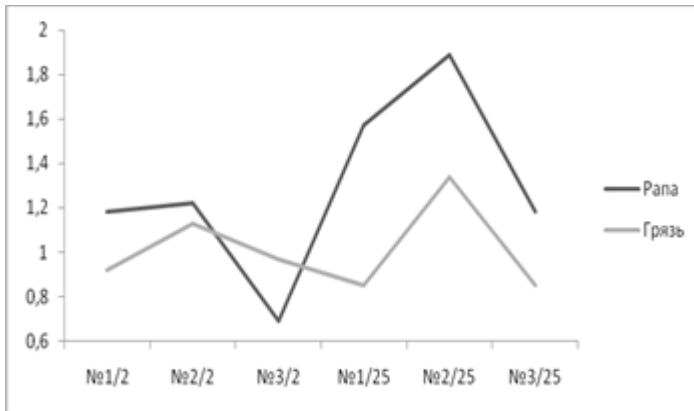


Рис. 2.1 Порівняння значень співвідношення ДДТ/ДДЕ у пробах ропа і донних відкладів (відбір проб - березень 2011 р.)

Незважаючи на те, що за сумарною концентрацією ПХБ ропа лиману помірно забруднена, а в донних відкладах ці забруднювачі не перевищують нормативні рівні, наявність у ропа лиману ПХБ № 118,101 дозволяє судити про «старе» джерело забруднення лиману, а донні відклади

лиману розглядати як джерело вторинного забруднення ропи ПХБ (рис. 2.3, 2.4).

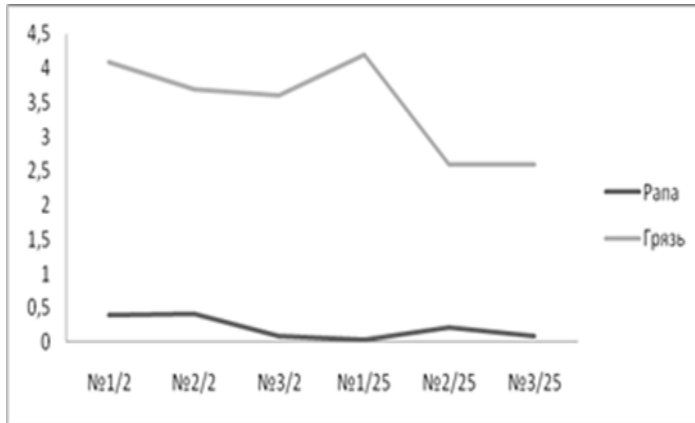


Рис. 2.2 Порівняння значень співвідношення ліндан/α-ГХЦГ у пробах ропи і донних відкладів (відбір проб - квітень 2011 р.)

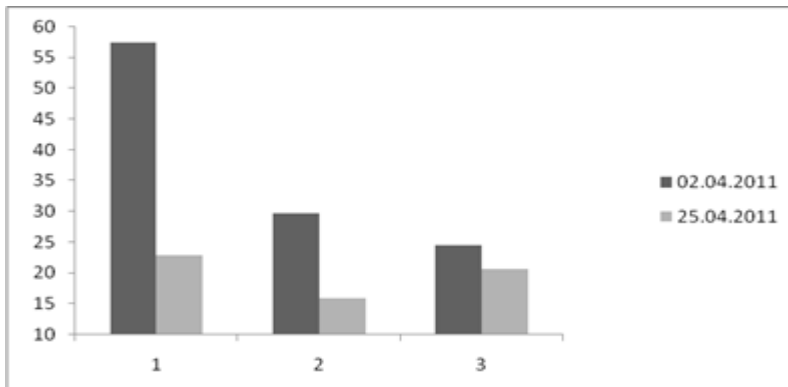


Рис. 2.3 Сумарний вміст ПХБ у ропі станом на березень та квітень 2011

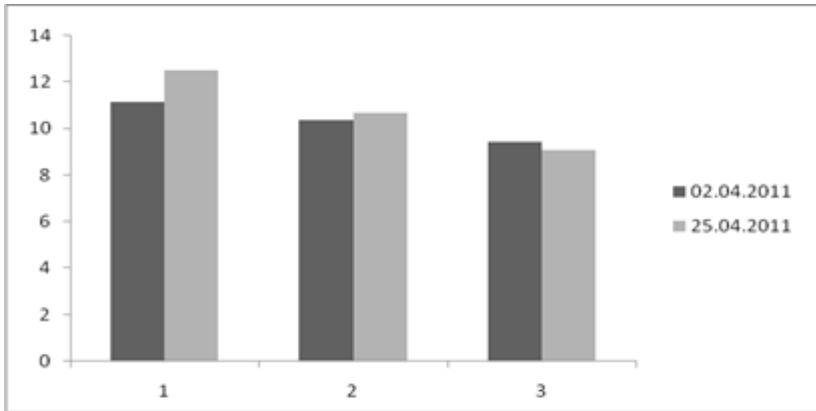


Рис. 2.4 Сумарний вміст ПХБ у донних відкладеннях станом на березень та квітень 2011 р.

Головним джерелом забруднення прісноводних і морських водойм ПХБ є промислові стічні води. ПХБ попадають у водне середовище зі стоками техногенного походження, з витоками і викидами водного транспорту, з атмосферними переносами. Нерозчинні в воді ПХБ у водоймах перебувають у зваженому стані і поступово осідають у донні відкладання, де й відбувається їхнє накопичення. ПХБ стійкі в навколишньому середовищі, малорозчинні у воді, концентруються в мулових відкладів водойм, невелика частина їх зазнає біотрансформації мікроорганізмами і водоростями. Тому вміст ПХБ у донних відкладах можна розглядати як інтегровану в часі суму техногенного впливу на водойму.

Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ) — органічні сполуки, для яких характерна наявність у хімічній структурі трьох і більше конденсованих бензольних кілець. Основними джерелами емісії техногенних ПАВ в навколишнє природне середовище є підприємства енергетичного комплексу, автомобільний транспорт,

хімічна і нафтопереробна промисловість. В основі практично всіх техногенних джерел ПАВ лежать термічні процеси, пов'язані зі спалюванням і переробкою органічної сировини: нафтопродуктів, вугілля, деревини, сміття, їжі, тютюну тощо.

Результати аналізу 16 ПАВ показали, що триває поступова акумуляція забруднення в пелоїдах лиману в результаті седиментації (рис. 2.5). Вміст бенз(а)пірену в пелоїдах за період досліджень (березень, квітень, липень, вересень 2011 р.) зростає, тоді як вміст у ці ж місяці в ропі зменшується, однак не за прямої залежності. Пелоїди за сумарної концентрації ПАВ легко забруднені. Разом з тим, отримані дані свідчать про персистувальний характер антропогенного впливу на досліджену акваторію Шаболатського (Будакського) лиману, імовірним джерелом якого є як низько-, так і високотемпературні (піролітичні) процеси.

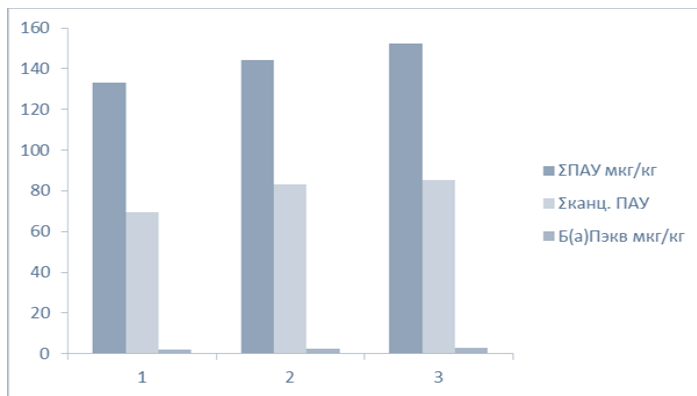


Рис. 2.5 Співвідношення рівнів забруднення пелоїдів лиману 16 ПАВ, 7 канцерогенними ПАВ і сумарним Б(а)Пєкв (відбір проб - вересень 2011 р.)

Таким чином, слід визнати актуальною необхідність систематичного моніторингу антропогенного забруднення СОЗ ропи і пелоїдів як природних лікувальних ресурсів.

Виконано комплексні дослідження хімічної, включаючи стійкі органічні забруднювачі (СОЗ) контамінації поверхневих водойм Українського Придунав'я [21].

Встановлено, що за основними фізико-хімічними показниками озера Катлабух, Китай, річки Ялпуг, Карасулак, Єніка відносяться до джерел 3-4 класу і повністю непридатні як джерела централізованого господарсько-питного водопостачання. Високий вміст неорганічних сполук азоту свідчить про наявність джерел органічного антропогенного забруднення. Констатовано високі рівні забруднення води поверхневих водойм загальним органічним вуглецем.

Встановлено наявність джерела забруднення ДДТ р. Дунай та оз. Ялпуг в районі питних водозаборів, оскільки порівнянність концентрацій метаболітів і ДДТ дозволяє судити про певне надходження ДДТ в ці водні об'єкти. Обґрунтовано «свіжий» характер забруднення лінданом води питних водозаборів мм. Вилкове (р. Дунай), Болград (оз. Ялпуг) (рис. 2.6).

Ідентифіковано порівняно високі сумарні концентрації ПХБ в районі питних водозаборів мм Ізмаїл, Кілія, Вилкове, Болград (рис. 2.7).

Отримані характеристичні індекси ПАВ вказують на забруднення досліджених вод ПАВ в результаті термічних процесів, що підтверджує техногенність їх походження (рис. 2.8).

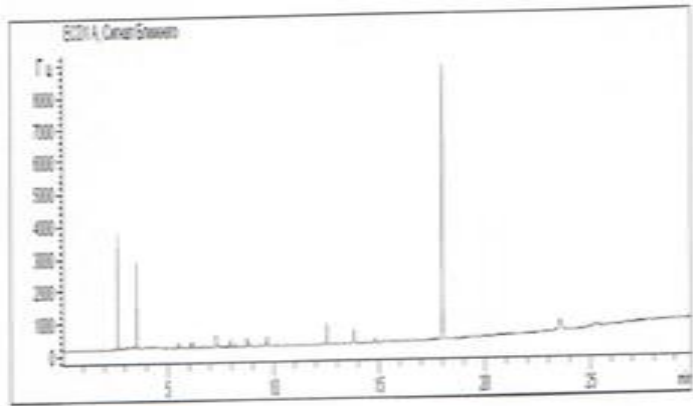


Рис. 2.6 Результати визначення ХОП у воді р. Дунай (зразок № 3 /питний водозабір м. Кілія/ (4,25 нг/л ДДТ)

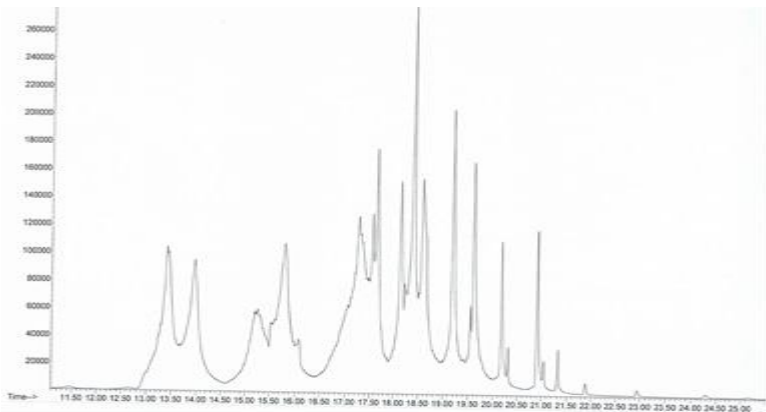


Рис. 2.7 Результати визначення суми ПХБ у воді оз. Кагул, Болградський питний водозабір, с. Оксамитне Болградського району, (зразок № 6) (61,2 нг/л).

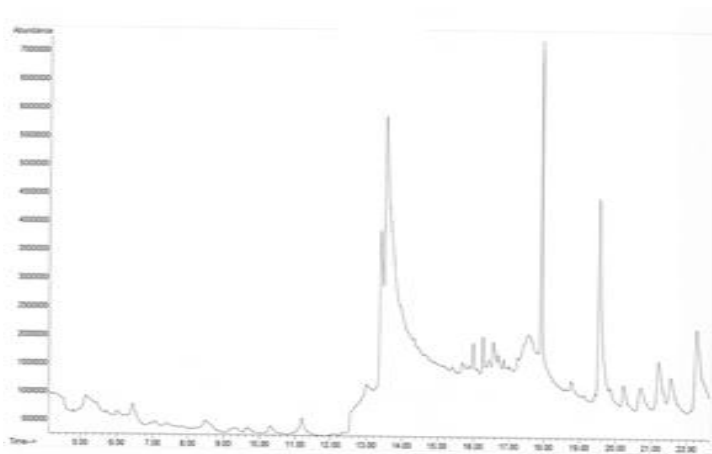


Рис. 2.8 Результати визначення суми ПАВ у воді р. Ялпуг (зразок № 12) (173,3 нг/л).

Слід зазначити, що для суттєвого поліпшення якості водопостачання населення як Одеської області, так і України в цілому є доцільним впровадження сучасних інформаційно-комунікаційних технологій для моніторингу якості води, призначеної для споживання людиною. При цьому в автоматизованих базах даних повинні не тільки фіксуватися результати усіх видів контролю якості води, але і передбачатися критерії змін якості, за якими необхідно проводити позачерговий контроль та вживати заходи з поліпшення якості води. Окрім цього, такий контроль повинен передбачати моніторинг та аналіз результатів відомчого (внутрішнього) лабораторного контролю, періодичне проведення міжлабораторного контролю та аналізу стандартизованих проб води для оцінки відповідності результатів контролю реальним показникам якості води.

Прокоментувати це можна також думкою авторів роботи [23]: стратегічною метою сталого розвитку є відновлення і збереження екологічно безпечного стану природних комплексів навколишнього середовища, насамперед, водних ресурсів і джерел, а стратегією дій – мінімізація антропогенного впливу (мінімізація забору, мінімізація скиду забруднень тощо). При цьому життєві й соціально-економічні потреби людей повинні бути задоволені на основі відповідного ресурсозберігаючого і безвідходного розвитку суспільного виробництва. В першу чергу, необхідно відновити річки та інші природні джерела води. Всі рішення управління повинні мати цільову спрямованість – мінімізацію забору води з природних джерел, мінімізацію скиду в них забруднюючих речовин на основі удосконалення і перманентного оновлення у сфері споживання технологій основного виробництва і систем водопостачання з врахуванням освоєння найновіших досягнень науки, інженерно-промислового відтворення водних ресурсів, замкнених безвідходних виробничих процесів.

Стан водних ресурсів України вимагає невідкладних заходів щодо його покращення. Це можливо лише при суттєвій зміні організаційної системи управління використанням, охороною та відновленням водних ресурсів на основі екосистемного підходу і за басейновим принципом. Для цього необхідно реформувати систему державного управління використанням і охороною вод на основі інтеграції та екологізації всіх управлінських елементів, дій та заходів [23].

Література

1. 100 лет законодательного регулирования качества питьевой воды: ретроспектива, современное состояние и

- перспективы. Ю.А. Рахманин и др. *Гигиена и санитария*. 2014. №2. С. 5-18.
2. Deinzer M., Schaumburg F., Kleint E. Environmental Health Sciences Center Task Force on Halogenated Organics in Drinking Water. *Environmental Health Perspectives* 1978. V.24. P. 209-239
 3. Donaldson W. Observations on chlorination tastes and odors. *Eng. Contracting Waterworks Monthly*. 1922. V. 58. P. 74.
 4. Jolley R. L. Chlorination effects on organic constituents in effluents from domestic sanitary sewage treatment plants. Oak Ridge National Laboratory. ORNL-TM-4290. Oak Ridge. Tennessee. October. 1973.
 5. Rook J. J. Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treatment and Examination*. 1974. V.23 (Part 2). P. 234/
 6. Rook J. J. Chlorination reactions of fulvic acids in natural waters. *Environ. Sci. Technol.* 1977. V.11. P. 478.
 7. Bellar T. A., Lichtenberg J. J., Kroner R. C. The occurrence of organohalides in chlorinated drinking waters. *J. Am. Water Works Assoc.* 1974. V.66. P.703-706.
 8. Cotruvo J. A. EPA policies to protect the health of consumers of drinking water in the United States. *Science of The Total Environment*. 1981. V. 18. P. 345-356.
 9. Kühn W., Sontheimer H. Treatment: Improvement or deterioration of water quality? *Science of The Total Environment*. 1981. V.18. P. 219-233.
 10. Рыжова И. Н. Гигиеническая оценка потенциальной опасности загрязнения питьевой воды централизованных водопроводов высокоприоритетными галогеносодержащими соединениями. Автореф. дис.... канд. мед. наук:14.00.07 / НИИ общей и ком. гиг. М., 1986. 17 с.

11. Прокопов В.А., Мактаз Э. Д., Толстопятова Г. В. Влияние отдельных факторов на образование тригалогенметанов в хлорированной воде. *Химия и технология воды*. 1993. Т. 15(9-10). С. 633-640.
12. Некоторые итоги гигиенической оценки галогенсодержащих соединений, образующихся при хлорировании воды. Ю. А. Рахманин и др. Гигиена окружающей среды : Сб. науч. тр. НИИОКХ им. А. Н. Сысина. М. 1990. С. 161-163.
13. Мокиенко А.В. Гигиеническое обоснование способа автономной дезинфекции воды и систем водоснабжения озоном на морских судах. дис.... канд. мед. наук: 11.01.1990. М., 1990. 120 с.
14. Мокиенко А.В. О необходимости оптимизации кондиционирования опресненной минерализованной питьевой воды. Материалы 3-го Всес. совещания "Гигиенические аспекты опреснения воды". Шевченко, 1988. С.115-116.
15. Изучение опасности галогенизированных органических соединений, образующихся в процессе хлорирования питьевой воды. Ю.А. Рахманин и др. *Гигиена и санитария*. 1985. №3. С. 4-7.
16. Гюнтер Л. И., Алексеева Л. П., Хромченко Я. П. Влияние органических примесей в природной воде на образование токсичных летучих галогеналканов при ее хлорировании. *Химия и технология воды*. 1986. Т. 8(6). С. 37-41.
17. Ильин И. Е. Гигиенические основы перераспределения химических и биологических загрязнителей в водной среде. *Гигиена и санитария*. 1985. №3. С. 7-11.
18. Мокиенко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.И. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Т. 1. Хлор и его соединения. Одесса. ТЭС, 2011. 484 с.

19. Зоріна О. В. Гігієнічне обґрунтування шляхів мінімізації утворення хлорорганічних сполук при застосуванні хлору у водопідготовці : автореф. дис. на здобуття наук. ступ. канд. біол. наук : спец. 14.02.01 – гігієна та професійна патологія. ДУ «Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва НАМН України», Київ, 2006. 19 с.
20. Дмитренко О.А. Гігієнічна оцінка впливу хлороформу питної води на здоров'я населення: автореф. дис. на здобуття наук. ступ. канд. біол. наук : спец. 14.02.01 – гігієна та професійна патологія. ДУ «Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва НАМН України», Київ, 2011. 20 с.
21. Мокієнко А. В., Ковальчук Л. Й. Українське Придунав'я: гігієнічні та медико-екологічні основи впливу води як фактора ризику на здоров'я населення. Одеса. Прес-кур'єр, 2017. 352 с.
22. Причерноморские лиманы: гигиенические и медико-экологические аспекты сохранения природных лечебных ресурсов. Под ред. А.В. Мокиенко, Е.М. Никипеловой, К.Д. Бабова. Одесса, ТЭС. 2012. 274 с.
23. Наукові засади нормування антропогенного навантаження річкових басейнів. А.В. Яцик та ін. Збірка доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК – 2015». 8-12 червня 2015 р., м. Іллічівськ. С. 311-322.

Лекція 3

Знезараження води хлором та його сполуками

Знезаражування питної води служить для створення надійного бар'єра на шляху передачі через водне середовище збудників інфекційних хвороб. Методи знезаражування води спрямовані на знищення патогенних і умовно-патогенних мікроорганізмів, чим забезпечується епідемічна безпека води. У підручниках [1, 2] докладно представлено різні аспекти знезараження води хлором.

Воду знезаражують на кінцевому етапі очищення після освітлення й знебарвлення перед надходженням у резервуари чистої води, які одночасно виконують функції контактних камер. Для знезаражування води застосовують реагентні (хімічні) і безреагентні (фізичні) методи. Реагентні методи засновані на введенні у воду сильних окиснювачів (хлору, діоксиду хлору, озону та ін.), іонів важких металів. Безреагентні включають термічну обробку, ультрафіолетове опромінення, обробку ультразвуком, γ -опромінення, обробку струмом надвисокої частоти. Метод обирають залежно від кількості та якості вихідної води, методів її попереднього очищення, вимог до надійності знезаражування, з урахуванням техніко-економічних показників, умов поставки реагентів, наявності транспорту, можливості автоматизації процесу.

У підручниках [1, 2] докладно представлено різні аспекти знезараження води хлором.

На сьогоднішній день найпоширенішим методом знезаражування води на водопровідних станціях залишається хлорування. Серед хлорвмісних сполук, враховуючи певні гігієнічні й технічні переваги, найчастіше використовують рідкий хлор. Можливо також застосування

хлорного вапна, кальцію й натрію гіпохлориту, діоксиду хлору, хлорамінів тощо.

Для використання в практиці господарсько-питного водопостачання допускаються лише хлорвмісні сполуки, що пройшли гігієнічну апробацію й одержали позитивний висновок державної санітарно-епідеміологічної експертизи.

Уперше в практиці водопідготовки хлор був застосований задовго до відкриття Л. Пастером мікробів, доказу Р. Кохом етіологічного значення патогенних мікроорганізмів у розвитку інфекційних хвороб, остаточного усвідомлення Т. Ешеріхом мікробіологічної сутності водних епідемій і бактерицидних властивостей хлору. Застосовували його з метою дезодорації води, яка мала неприємний «септичний» запах. Хлор виявився дуже ефективним дезодорантом і, крім того, після обробки води хлором у людей значно рідше діагностували кишкові інфекції. З початком хлорування води в багатьох країнах Європи припинилися епідемії черевного тифу й холери. Було висловлене припущення, що причиною хвороб були поганий запах і смак води, які ефективно усував хлор. Лише згодом довели мікробну етіологію водних епідемій кишкових інфекцій і визнали роль хлору як знезаражуючого агента.

Для хлорування води застосовують рідкий хлор, який зберігається під тиском у спеціальній тарі (балонах, контейнерах), або речовини, що містять активний хлор.

1. Хлорування води рідким хлором

Хлор є газом жовто-зеленого кольору з різким, неприємним запахом. Атомна маса хлору 35,457. У вільному стані хлор утворює молекулу із двох атомів Cl. При атмосферному тиску й звичайній температурі хлор перебуває в газоподібному стані. При зниженні температури або при підвищенні тиску хлор переходить із

газоподібного в рідкий стан. Рідкий хлор - масляниста рідина, яка має темно-зеленувато-жовте забарвлення. Рідкий хлор, що випускається промисловістю, повинен містити не менше 99,5% (за об'ємом) хлору Cl_2 . Питома вага рідкого хлору при 15°C - 1,4273.

Газоподібний хлор добре розчиняється у воді, причому розчинність його знижується з підвищенням температури. При розчиненні газоподібного хлору у воді утворюється так звана хлорна вода. Швидкість розчинення хлору у воді може бути збільшена шляхом перемішування. Випаровуючись в атмосферних умовах при температурі 0°C і тиску 760 мм. рт. ст., 1 кг рідкого хлору дає 316 л газу. Хлор для знезаражування води доставляється на водопровідні станції в рідкому вигляді, а перед його застосуванням переводиться в газоподібний стан. Внаслідок значної розчинності хлору введення його у воду не зустрічає ускладнень.

При розчиненні хлору має місце наступна реакція:



Гідроліз Cl_2 дає 99,9% HOCl при 0°C і 99,97% при 25°C .

Далі відбувається дисоціація з утворення хлорноватистої кислоти:



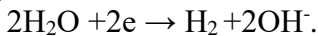
У результаті дисоціації хлорноватистої кислоти утворюються гіпохлорит-іони OCl^- , які поряд із недисоційованими молекулами хлорноватистої кислоти мають бактерицидну властивість. Суму $\text{Cl}_2 + \text{HOCl} + \text{OCl}^-$ називають вільним активним хлором.

При введенні у воду аміаку утворюються монохлораміни NH_2Cl і дихлораміни NHCl_2 , які також виявляють бактерицидну дію, трохи меншу, ніж вільний хлор, але більш тривалу. Хлор у вигляді хлорамінів, на

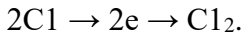
відміну від вільного, називається зв'язаним активним хлором.

Гіпохлорит кальцію $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ одержують насиченням вапняного молока газоподібним хлором і наступним відділенням $\text{Ca}(\text{OCl})_2$ від надлишку продуктів реакції. У товарному гіпохлориті кальцію міститься від 30 до 45% Cl_2 . Гіпохлорит кальцію не гігроскопічний і може, не втрачаючи активності, довго зберігатися в сухому темному прохолодному приміщенні.

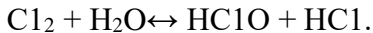
Сьогодні у практику водопостачання впроваджується хлорування води гіпохлоритом натрію, який одержують електролітичним способом на місці споживання шляхом електролізу концентрованого розчину хлориду натрію. Електролітичний спосіб отримання гіпохлориту натрію заснований на одержанні хлору і його взаємодії з лугом у тому самому електролізері. При електролізі хлориду натрію на катоді розряджаються молекули води з виділенням водню:



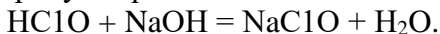
Гідроксильні іони, що залишаються в розчині, утворюють з іонами натрію розчин лугу. На аноді розряджаються іони Cl^- з виділенням газоподібного хлору:



При розчиненні хлору в аноліті відбувається його гідроліз із утворенням хлорноватистої і соляної кислот:



Як тільки в прианодному просторі виявиться надлишкова лужність, відразу ж відбувається утворення гіпохлориту натрію:



Якщо порівняти процеси, що відбуваються при введенні в оброблювану воду гіпохлориту натрію



і газоподібного хлору



то видно, що в обох випадках утворюються ті самі агенти - HOC1 і ClO^- .

Іншими словами, знезаражування води електролітичним гіпохлоритом натрію представляє, по суті, один із видів хлорування.

При $\text{pH} < 6,0$ майже весь вільний хлор залишається у вигляді недисоційованої HOC1 . Зі збільшенням pH збільшується ступінь дисоціації. Після $\text{pH} 9,0$ майже весь вільний хлор перебуває у вигляді OCl^- .

Таким чином, при знезаражуванні води всіма зазначеними вище сполуками (Cl_2 , гіпохлорити, хлорне вапно) активними є HOC1 і OCl^- . Співвідношення їх буває різним і обумовлюється pH середовища.

Електролізні установки розділяють на проточні й порціонні. До їхнього складу входять електролізери, різнотипні баки. Розчин натрію хлориду 10% концентрації подають у бак постійного рівня, звідки розчин впливає з постійною витратою. Після заповнення бачка-дозатора спрацьовує сифон і зливає певний обсяг розчину в електролізер. Під впливом електричного струму в електролізері утворюється натрію гіпохлорит. Нові порції розчину солі виштовхують натрію гіпохлорит у видатковий бак, з якого він дозується насосом-дозатором. Бак-накопичувач повинен вміщати обсяг натрію гіпохлориту не менше, ніж на 12 годин.

Перевагою одержання натрію гіпохлориту електролітичним методом у місці застосування є те, що відпадає необхідність у транспортуванні й зберіганні токсичного зрідженого хлору. Серед недоліків можна назвати значні енерговитрати.

2. Знезаражування води прямим електролізом

Метод полягає в прямому електролізі прісної води, у якій природний зміст хлоридів не нижче 20 мг/л, а жорсткість - не вище 7 мМоль/л. Застосовують на водопровідних станціях потужністю до 5000 м³/добу. Внаслідок прямого електролізу на аноді відбувається розрядження хлорид-іонів, що перебувають у воді, і утворюється молекулярний хлор, який гідролізується з утворенням хлорноватистої кислоти.

Під час обробки електролізом води з рН у межах 6-9 головними дезінфекційними агентами є хлорноватиста (гіпохлоритна) кислота HClO , гіпохлорит-аніон ClO^- і монохлораміни NH_2Cl , які утворюються внаслідок реакції між HClO і амонійними солями, що містяться в природній воді. Одночасно під час обробки води електролітичним методом на мікроорганізми діє електричне поле, у якому вони перебувають, що підсилює бактерицидний ефект.

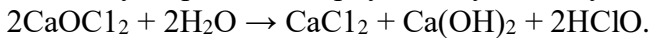
3. Знезаражування води сполуками хлору

Знезаражування води хлорним вапном застосовують на малих водопровідних станціях (продуктивністю до 3000 м³/добу), попередньо приготувавши розчин. Хлорним вапном також заповнюють керамічні патрони для знезаражування води в шахтних колодязях або на локальних водопроводах.

Хлорне вапно - білий порошок із різким запахом хлору й сильними окиснювальними властивостями. Це суміш кальцію гіпохлориту й кальцію хлориду. Одержують хлорне вапно з вапняків. Кальцію карбонат при температурі 700°C розпадається з утворенням кальцію оксиду, який після взаємодії з водою перетворюється в гашене вапно

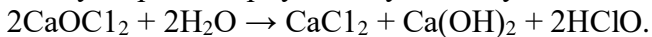
(кальцію гідроксид). При взаємодії хлору з гашеним вапном утворюється хлорне вапно.

Технічний продукт містить не більш 35% активного хлору. У процесі зберігання хлорне вапно частково розкладається. Те ж відбувається з кальцію гіпохлоритом. Світло, вологість і висока температура прискорюють втрату активного хлору. Хлорне вапно втрачає приблизно 3-4% активного хлору за місяць внаслідок реакцій гідролізу й розкладання на світлі. У вологому приміщенні хлорне вапно розкладається, утворюючи хлорнуватисту кислоту:

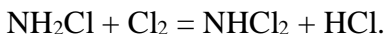


Тому перед використанням хлорного вапна й кальцію гіпохлориту перевіряють їхню активність - виражений у відсотках вміст активного хлору у хлорвмісному препараті.

Бактерицидною дією хлорне вапно, так само, як і гіпохлорити, зобов'язані групі (ClO), яка у водному середовищі утворює хлорнуватисту кислоту:



До хлорвмісних препаратів відносяться й хлораміни (неорганічні й органічні), які в практиці водопідготовки використовують обмежено, але застосовують як знезаражуючі агенти під час проведення заходів дезінфекції, зокрема в лікувально-профілактичних установах. Неорганічні хлораміни (монохлораміни NH_2Cl і дихлораміни NCl_2) утворюються при взаємодії хлору з аміаком або амонійними солями:



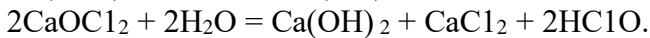
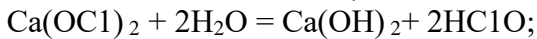
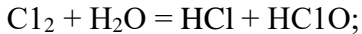
Разом із неорганічними сполуками хлору для знезаражування використовують і органічні хлораміни (RNHCl , RNC1_2). Їх одержують у процесі взаємодії хлорного вапна з амінами або їх солями. При цьому один

або два атоми водню амінної групи заміщаються хлором. Різні хлораміни містять 25-30% активного хлору.

4. Механізм бактерицидної дії хлору

Процес знезаражування води хлорвмісними препаратами відбувається в кілька стадій:

1. Гідроліз хлору та хлорвмісних препаратів:



2. Дисоціація хлорноватистої кислоти.

При $\text{pH} \sim 7,0$ HClO дисоціює: $\text{HClO} \rightarrow \text{H}^+ + \text{ClO}^-$.

3. Дифузія в бактеріальну клітку молекули HClO та іона ClO^- .

4. Взаємодія знезаражуючого агента з ферментами мікроорганізмів, які окиснюються хлорноватистою кислотою й гіпохлорит-іоном.

Активний хлор (HClO и ClO^-) спочатку дифундує усередину бактеріальної клітини, а потім вступає в реакцію з ферментами. Найбільшу бактерицидну і віруліцидну дію виявляє недисоційована хлорноватиста кислота (HClO). Швидкість процесу знезаражування води визначається кінетикою дифузії хлору усередину бактеріальної клітини й кінетикою відмирання клітин у результаті порушення метаболізму. З підвищенням концентрації хлору у воді, її температури та з переходом хлору у недисоційовану форму хлорноватистої кислоти, яка легко дифундує, загальна швидкість процесу дезінфекції підвищується.

Механізм бактерицидної дії хлору полягає в окисненні органічних сполук бактеріальної клітини: коагуляції й ушкодженні її оболонки, пригнобленні й денатурації ферментів, що забезпечують обмін речовин і енергії. Найбільше ушкоджуються тіолові ферменти, що

містять SH-групи, які окиснюються хлорнуватистою кислотою та іоном гіпохлориту. Серед тіолових ферментів найактивніше інгібується група дегідрогеназ, які забезпечують дихання і енергетичний обмін бактеріальної клітини. Під впливом хлорнуватистої кислоти й гіпохлорит-іона інгібуються дегідрогенази глюкози, етилового спирту, гліцерину, бурштинової, глютамінової, молочної, пірвіноградної кислот, формальдегіду та ін. Інгібування дегідрогеназ призводить до гальмування процесів окиснення на початкових етапах. Наслідком цього є як гальмування процесів розмноження бактерій (бактеріостатична дія), так і їхня загибель (бактерицидна дія).

Механізм дії активного хлору на віруси складається із двох фаз. Спочатку відбуваються адсорбція хлорнуватистої кислоти та гіпохлорит-іона на оболонці вірусу й проникнення через неї, а потім - інактивація ними РНК або ДНК вірусу.

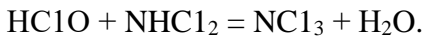
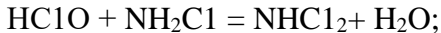
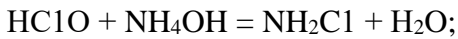
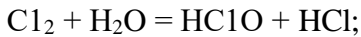
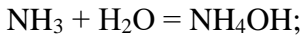
З підвищенням значення рН бактерицидність хлору у воді знижується. Наприклад, для зменшення кількості бактерій у воді на 99% при дозі вільного хлору 0,1 мг/л тривалість контакту збільшується з 6 до 180 хв при підвищенні рН відповідно з 6 до 11. Отже, воду доцільно знезаражувати хлором при низьких значеннях рН, тобто до введення лужних реагентів.

Наявність у воді органічних сполук, здатних до окиснення, неорганічних відновників, а також колоїдних і зважених речовин, що обволікають мікроорганізми, приводить до вповільнення процесу знезаражування води.

Взаємодія хлору з компонентами води - складний і багатостадійний процес. Невеликі дози хлору повністю зв'язуються органічними речовинами, неорганічними відновниками, зваженими частками, гуміновими речовинами й мікроорганізмами води. Для надійного

зnezаражувального ефекту води після її хлорування необхідно визначати залишкові концентрації вільного або зв'язаного активного хлору.

При хлоруванні води, що не містить аміаку або інших азотвмісних сполук, зі збільшенням кількості внесеного у воду хлору зростає вміст у ній залишкового вільного хлору. Але картина змінюється при наявності у воді аміаку, амонійних солей та інших азотвмісних сполук, які є складовою частиною природної води або штучно вносяться в неї. При цьому хлор і хлорні агенти взаємодіють із присутнім у воді аміаком, амонійними та органічними солями, що містять аміногрупи. Це приводить до утворення моно- і дихлорамінів, а також надзвичайно нестійких трихлорамінів:

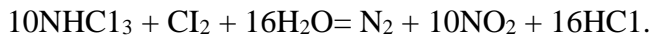
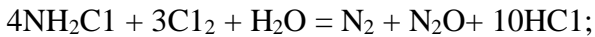
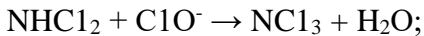
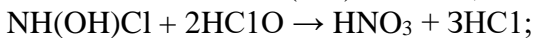
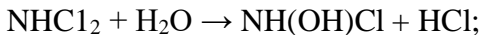


Хлораміни є зв'язаним активним хлором, бактерицидна дія якого в 25-100 разів нижча, ніж у вільного хлору. Крім того, залежно від рН води змінюється співвідношення між моно- і дихлорамінами. При низьких значеннях рН (5-6,5) переважно утворюються дихлораміни, а при більших значеннях рН (більше 7,5) - монохлораміни, бактерицидна дія яких в 3-5 разів слабша, ніж дихлорамінів. Бактерицидність неорганічних хлорамінів у 8-10 разів вища, ніж хлорпохідних органічних амінів. При додаванні до води невисоких доз хлору при молярному співвідношенні $\text{Cl}_2:\text{NH}_4 < 1$ утворюються моно- і дихлораміни. Тому у воді накопичується залишковий зв'язаний з амінами хлор.

Безаміачної води в природі немає. Її можна приготувати лише в лабораторних умовах із дистильованої води.

При збільшенні дози хлору утворюється більше хлорамінів і концентрація залишкового зв'язаного хлору підвищується до максимуму.

При подальшому збільшенні дози хлору молярне співвідношення введеного хлору та іона NH_4^+ , що міститься у воді, стає більше одиниці. При цьому моно-, ди- і, особливо, трихлораміни окиснюються надлишковим хлором відповідно до наведених реакцій:



При молярному співвідношенні $\text{Cl}_2:\text{NH}$ до 2 (10 мг Cl_2 на 1 мг N_2 у вигляді NH) внаслідок окиснення хлорамінів надлишковим хлором кількість залишкового зв'язаного хлору у воді різко знижується, що називається точкою перелому. Графічно вона має вигляд глибокого провалу на кривій залишкового хлору.

При подальшому збільшенні дози хлору після точки перелому концентрація залишкового хлору у воді знову починає поступово зростати. Цей хлор не пов'язаний із хлорамінами, зветься вільним залишковим (активним) хлором і має найвищу бактерицидну активність. Діє на бактерії й віруси подібно активному хлору при відсутності у воді аміаку й амонійних сполук.

Як свідчать дані досліджень, воду можна знезаражувати двома дозами хлору: до- і післяпереломною. Однак при хлоруванні допереломною дозою вода

зnezаражується за рахунок дії хлорамінів, а при хлоруванні післяпереломною - вільного хлору.

5. Хлорпоглинання води

Під час зnezаражування води хлор, що додається, витрачається як на взаємодію з мікробними клітинами й вірусами, так і на окиснення органічних і мінеральних сполук (сечовини, сечової кислоти, креатиніну, аміаку, гумінових речовин, солей двовалентного заліза, амонійних солей, карбаматів та ін.), які містяться у воді у зваженому й розчиненому стані. Кількість хлору, поглиненого домішками води (органічними речовинами, неорганічними відновниками, зваженими частками, гуміновими речовинами й мікроорганізмами), називається хлорпоглинанням води. Оскільки природні води мають різний склад, то й величина хлорпоглинання в них неоднакова. Таким чином, хлорпоглинання - це кількість активного хлору, яка поглинається зваженими частками й витрачається на окиснення бактерій, органічних і неорганічних сполук, що містяться в 1 л води.

Розраховувати на успішне зnezаражування води можна лише при наявності деякого надлишку хлору стосовно кількості, яка поглинається бактеріями й різними сполуками, що містяться у воді. Ефективною є доза активного хлору, рівна сумарній кількості поглиненого й залишкового хлору. Із присутністю у воді залишкового хлору (або, як його ще називають, надлишкового) пов'язана ефективність зnezаражування води.

При хлоруванні води рідким хлором, кальцію й натрію гіпохлоритами, хлорним вапном 30-хвилинний контакт забезпечує надійний зnezаражуючий ефект при концентрації залишкового хлору не менше 0,3 мг/л. Але при хлоруванні із преамонізацією контакт повинен бути

протягом 1-2 год, а ефективність знезаражування буде гарантована при наявності залишкового зв'язаного хлору в концентрації не менш 0,8 мг/л.

Хлор і хлорвмісні сполуки значною мірою впливають на органолептичні властивості питної води (запах, присмак), а в певних концентраціях подразнюють слизові оболонки ротової порожнини та шлунку. Гранична концентрація залишкового хлору, при якій питна вода не здобуває хлорного запаху й присмаку, встановлена для вільного хлору на рівні 0,5 мг/л, а для зв'язаного - 1,2 мг/л. За токсикологічними ознаками граничною концентрацією активного хлору в питній воді є 2,5 мг/л.

Отже, для знезаражування води необхідно додати таку кількість хлорвмісного препарату, щоб після обробки вода містила 0,3-0,5 мг/л залишкового вільного або 0,8-1,2 мг/л залишкового зв'язаного хлору. Такий надлишок активного хлору не шкодить здоров'ю, не погіршує смаку води, але гарантує її надійне знезаражування.

Таким чином, для ефективного знезаражування до води додають дозу активного хлору, рівну сумі хлорпоглинання і залишкового активного хлору.

Хлорпоглинання води - це кількість активного хлору (у міліграмах), необхідна для ефективного знезаражування 1 л води, що забезпечує вміст залишкового вільного хлору в межах 0,3-0,5 мг/л після 30-хвилинного контакту з водою, або кількість залишкового зв'язаного хлору в межах 0,8-1,2 мг після 60-хвилинного контакту.

Вміст залишкового активного хлору контролюють після резервуарів чистої води перед подачею у водогінну мережу. Оскільки хлорпоглинання води залежить від її складу і є неоднаковим для води з різних джерел, то в кожному випадку хлорпоглинання визначають експериментально шляхом пробного хлорування. Орієнтовно хлорпоглинання освітленої й знебарвленої

коагуляцією, відстоюванням і фільтрацією річкової води коливається в межах 2-3 мг/л (іноді - до 5 мг/л), води підземних міжпластових вод - у межах 0,7-1 мг/л.

Фактори, що впливають на процес хлорування води, пов'язані з:

- 1) біологічними особливостями мікроорганізмів;
- 2) бактерицидними властивостями хлорвмісних препаратів;
- 3) станом водного середовища;
- 4) умовами, у яких здійснюється знезаражування.

Відомо, що спорові культури в багато разів стійкіші за вегетативні форми до дії дезінфікуючих засобів. Ентеровіруси стійкіші, ніж кишкові бактерії. Сапрофітні мікроорганізми більш резистентні, ніж патогенні. При цьому серед патогенних мікроорганізмів найбільш чутливими до хлору є збудники черевного тифу, дизентерії, холери. Збудник паратифу В більш стійкий до дії хлору. Крім того, чим вища ініціальна контамінація води мікроорганізмами, тем нижча при однакових умовах ефективність знезаражування.

Бактерицидна активність хлору і його сполук пов'язана з величиною його окисно-відновного потенціалу. Окисно-відновний потенціал зростає при однакових концентраціях у ряді: хлорамін → хлорне вапно → хлор → діоксид хлору.

Ефективність хлорування залежить від властивостей і складу водного середовища, а саме: від вмісту зважених речовин і колоїдних сполук, концентрації розчинених органічних сполук і неорганічних відновників, рН води, її температури.

Зважені речовини й колоїди перешкоджають впливу дезінфікуючого агенту на мікроорганізми, що перебувають у товщі часток, поглинають активний хлор внаслідок адсорбції й хімічного зв'язування. Вплив на ефективність

хлорування органічних сполук, розчинених у воді, залежить як від їхнього складу, так і від властивостей хлорвмісних препаратів. Так, азотвмісні сполуки тваринного походження (білки, амінокислоти, аміни, сечовина) активно зв'язують хлор. Сполуки, що не містять азоту (жири, вуглеводи), слабше реагують із хлором. Оскільки наявність у воді зважених речовин, гумінових та інших органічних сполук знижує ефект хлорування, для надійного знезаражування каламутні й підвищеної кольоровості води попередньо освітлюють і знебарвлюють.

При зниженні температури води до 0-4°C зменшується бактерицидний ефект хлору. Ця залежність особливо помітна в дослідах із високою ініціальною контамінацією води та у випадку її хлорування невисокими дозами хлору. У практиці роботи водопровідних станцій, якщо забруднення води джерела відповідає нормативним вимогам, зниження температури помітно не впливає на ефективність знезаражування.

Механізм впливу рН води на її знезаражування хлором пов'язаний із особливостями дисоціації хлорнуватистої кислоти: у кислому середовищі рівновага зміщується у бік молекулярної форми, у лужному - іонної форми. Хлорнуватиста кислота в недисоційованій молекулярній формі краще проникає через оболонки в середину бактеріальної клітини, ніж гідратовані іони гіпохлориту. Тому в кислому середовищі процес знезаражування води прискорюється.

На бактерицидний ефект хлорування значно впливають доза реагенту й тривалість контакту: бактерицидний ефект зростає при підвищенні дози й збільшенні тривалості дії активного хлору.

6. Способи хлорування води

Існує кілька способів хлорування води з урахуванням характеру залишкового хлору, вибір яких визначається особливостями складу оброблюваної води. Серед них:

- 1) хлорування післяпереломними дозами;
- 2) звичайне хлорування або хлорування за хлорпоглинанням;
- 3) суперхлорування;
- 4) хлорування із преамонізацією.

У перших трьох варіантах воду знезаражують вільним активним хлором. При хлоруванні із преамонізацією бактерицидний ефект обумовлений дією хлорамінів, тобто зв'язаного активного хлору. Крім того, застосовуються комбіновані способи хлорування.

Хлорування післяпереломними дозами передбачає, що після 30 хв контакту у воді буде присутній вільний активний хлор. Дозу хлору підбирають таким чином, щоб вона була трохи вища тієї дози, при якій утворюється перелом на кривій залишкового хлору. Підібрана таким способом доза обумовлює появу у воді залишкового вільного хлору в найменшій кількості. Цей метод відрізняється ретельним добором дози. Він дає стійкий і надійний бактерицидний ефект, перешкоджає появі запахів у воді.

Звичайне хлорування (хлорування за хлорпоглинанням) є найпоширенішим способом знезараження питної води при централізованому господарсько-питному водопостачанні. Хлорування за хлорпоглинанням проводиться такою післяпереломною дозою, яка через 30 хв контакту забезпечує присутність у воді залишкового вільного хлору в межах 0,3-0,5 мг/л.

Оскільки природні води суттєво відрізняються за складом і тому мають різне хлорпоглинання, його визначають експериментально шляхом досліду

хлорування води, що підлягає знезаражуванню. Крім правильного вибору дози хлору, обов'язковою умовою ефективного знезаражування води є ретельне змішування й час експозиції, тобто час контакту хлору з водою (не менш 30 хв).

Як правило, на водопровідних станціях хлорування за хлорпоглинанням проводять після освітлення й знебарвлення води. Хлорпоглинання такої води коливається в межах 1-5 мг/л. Оптимальну дозу хлору вводять у воду відразу після фільтрації перед РЧВ.

Виходячи із хлорпоглинання, можна проводити й подвійне хлорування, при якому перший раз хлор подають у змішувач перед камерою реакції, а другий - після фільтрів. При цьому експериментально певну оптимальну дозу хлору не змінюють. Хлор при введенні в змішувач перед камерою реакції поліпшує коагуляцію й знебарвлення води, чим дає можливість знизити дозу коагулянту. Крім того, він пригнічує ріст мікрофлори, яка забруднює пісок на фільтрах. Загальні витрати хлору при подвійному хлоруванні практично не збільшуються й залишаються майже такими ж, як і при одноразовому.

Подвійне хлорування заслуговує на широке застосування. До нього слід звертатися в тих випадках, коли забруднення річкової води порівняно високе або часто коливається. Подвійне хлорування підвищує санітарну надійність знезаражування води.

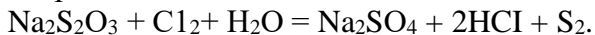
Суперхлорування (перехлорування) є способом знезаражування води, при якому використовуються підвищені дози активного хлору (5-20 мг/л). Ці дози фактично є післяпереломними. До того ж вони значно перевищують хлорпоглинання природної води й обумовлюють наявність у ній високих (понад 0,5 мг/л) концентрацій залишкового вільного хлору. Тому метод суперхлорування не вимагає попереднього визначення

хлорпоглинання води й ретельного добору дози активного хлору, однак після знезаражування необхідно вилучити надлишковий вільний хлор.

Суперхлорування використовують при особливій епідеміологічній обстановці, при неможливості визначити хлорпоглинання води й забезпечити достатній час контакту хлору з водою, а також з метою попередження появи запахів води й боротьби з ними. Цей метод зручний у воєнно-польових умовах, при надзвичайних ситуаціях.

Суперхлорування ефективно забезпечує надійне знезаражування навіть мутної води. Від високих доз активного хлору гинуть стійкі до дії дезінфектантів збудники, такі, як риккетсії Бернета, цисти дизентерійної амеби, мікобактерії туберкульозу й віруси. Але навіть такі дози хлору не можуть надійно знезаразити воду від спор сибірської виразки і яєць гельмінтів.

При суперхлоруванні залишковий вільний хлор у знезараженій воді значно перевищує 0,5 мг/л, що робить воду непридатною для вживання внаслідок погіршення її органолептичних властивостей (різкий запах хлору). Тому виникає необхідність у звільненні її від надлишку хлору. Такий процес називається дехлоруванням. Якщо надлишок залишкового хлору невеликий, його можна вилучити шляхом аерації. В інших випадках воду очищають, фільтруючи через шар активованого вугілля або за допомогою хімічних методів, таких як обробка натрію гіпосульфитом (тіосульфатом), натрію бісульфітом, сірчистим ангідридом (діоксидом сірки), сульфатом заліза. На практиці застосовують переважно натрію гіпосульфит (тіосульфат) - $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$. Кількість його розраховують залежно від кількості надлишкового хлору, виходячи з наступної реакції:



Згідно з наведеною реакцією зв'язування між активним хлором і натрію гіпосульфідом при мольному співвідношенні 1:1, на 0,001 г хлору використовується 0,0035 г кристалогідрата натрію гіпосульфїта, або на 1 мг хлору - 3,5 мг $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$.

7. Хлорування із преамонізацією

Метод хлорування з преамонізацією використовується:

1) з метою запобігання появі неприємних специфічних запахів, які виникають після хлорування води, що містить фенол, бензол і етилбензол;

2) для запобігання утворенню канцерогенних речовин (хлороформ та ін.) при хлоруванні питної води, що містить гумінові кислоти, вуглеводні метанового ряду;

3) для зниження інтенсивності запаху й присмаку хлору, особливо відчутного в літню пору;

4) для економії хлору при високому хлорпоглинанні води й відсутності запахів, присмаків і високого бактеріального забруднення. Якщо природна вода містить феноли (наприклад, внаслідок забруднення водою стічними водами промислових підприємств) навіть у незначних кількостях, то при знезаражуванні хлорвмісними сполуками, які гідролізуються з утворенням хлорнуватистої кислоти, вільний активний хлор відразу ж взаємодіє з фенолом, утворюючи хлорфеноли, які навіть у невеликих концентраціях надають воді аптечний присмак і запах.

У той же час зв'язаний активний хлор - хлорамін, маючи більш низький окисно-відновний потенціал, не взаємодіє з фенолом з утворенням хлорфенолів, і тому під час знезаражування не погіршуються органолептичні властивості води. Аналогічно вільний активний хлор здатний взаємодіяти з вуглеводнями метанового ряду з

утворенням тригалометанів (хлороформу, дибромхлорметану, дихлорбромметану), що є канцерогенами. Запобігти їхньому утворенню можна знезаражуючи воду зв'язаним активним хлором.

При хлоруванні із преамонізацією у воду, яку знезаражують, спочатку додають розчин аміаку або його солей, а через 1-2 хв вводять хлор. Внаслідок цього у воді утворюються хлораміни (монохлораміни NH_2Cl і дихлораміни NHC1_2), які мають бактерицидну дію.

Співвідношення речовин, що утворюються, залежить від рН, температури й кількості реагуючих сполук. Ефективність хлорування із преамонізацією залежить від співвідношення NH_3 і Cl_2 , причому використовують дози цих реагентів у пропорціях 1:2, 1:4, 1:6, 1:8. Для води кожного джерела водопостачання необхідно підбирати найбільш ефективне співвідношення. Швидкість знезаражування води хлорамінами нижча, ніж швидкість дезінфекції вільним хлором, тому тривалість дезінфекції води у випадку хлорування із преамонізацією повинна бути не менше 2 годин. Особливості бактерицидної дії хлорамінів, а також їх здатність не утворювати хлоропохідні, специфічні запахи пояснюється їх значно меншою окисною активністю, оскільки окисно-відновний потенціал хлорамінів значно нижчий, ніж у хлору.

Крім преамонізації (введення аміаку за 1-2 хв до введення хлору), іноді застосовують постамонізацію, коли аміак вводять після хлору безпосередньо в резервуари із чистою водою. Завдяки цьому хлор фіксується довше, чим досягається збільшення тривалості його дії.

8. Комбіновані способи хлорування води

Крім розглянутих методів хлорування води, запропоновано ряд комбінованих, коли разом із

хлорвмісними сполуками використовують ще один хімічний або фізичний дезінфікуючий агент, який підвищує ефект знезаражування. Хлорування можна комбінувати з обробкою води солями срібла (хлорсрібний метод), калію перманганатом (хлорування з мангануванням), озоном або ультрафіолетом, ультразвуком тощо.

Хлорування з мангануванням (з додаванням розчину KMnO_4) використовують при необхідності посилення окисної й бактерицидної дії хлору, тому що калію перманганат сильніший окиснювач. Спосіб слід застосовувати при наявності у воді запахів і присмаків, які обумовлені органічними речовинами, водоростями. При цьому калію перманганат вводять до хлорування. Додавати KMnO_4 слід перед відстійниками в дозах 1-5 мг/л або перед фільтрами в дозі 0,08 мг/л. Відновлюючись до нерозчинного у воді MnO_2 , він повністю затримується у відстійниках і на фільтрах.

Хлорсрібний метод використовують на судах річкового флоту (на установках КВУ-2 і УКВ-0,5). Він забезпечує посилене знезаражування води та її консервацію на тривалий строк (до 6 міс.) при додаванні іонів срібла в кількості 0,05-0,1 мг/л.

Крім того, хлорсрібний метод використовують для знезаражування води в плавальних басейнах, де необхідно в міру можливості знизити дозу хлору. Це можливо тому, що бактерицидна дія забезпечується в межах сумарного ефекту доз хлору й срібла.

Бактерицидна, віруліцидна й окисна дія хлору може бути посилена за рахунок одночасного впливу ультразвуком, ультрафіолетовим випромінюванням, постійним електричним струмом.

9. Критерії знезаражування води хлором

Контроль за ефективністю хлорування води здійснюють на водопровідних станціях за непрямими показниками, які свідчать про епідемічну безпеку води.

Проби води відбирають після резервуарів чистої води перед подачею у водогінну мережу. Контроль ефективності хлорування по залишковому активному хлору здійснюють щогодини, тобто 24 рази за добу. Хлорування вважається ефективним, якщо вміст залишкового вільного хлору перебуває в межах 0,3-0,5 мг/л через 30 хв контакту, або вміст залишкового зв'язаного хлору становить 0,8-1,2 мг/л через 60 хв контакту.

За мікробіологічними показниками епідемічної безпеки воду після РЧВ досліджують двічі за добу, тобто 1 раз за 12 годин. У воді після знезаражування визначають загальне мікробне число й індекс БГКП (колі-індекс). Знезаражування води вважається ефективним, якщо коли-індекс не перевищує 3, а загальне мікробне число - не більше 100.

10. Негативні наслідки хлорування води для здоров'я населення

У результаті реакції хлору з гуміновими сполуками, продуктами життєдіяльності гідробіонтів і деякими речовинами промислового походження утворюються десятки небезпечних галоформних сполук, у тому числі канцерогени, мутагени й високотоксичні речовини із ГДК на рівні мікрограмів на 1 л. Індикаторами цієї групи є тригалометани: хлоро- і бромформ, дибромхлорметан, бромдихлорметан. У знезараженій питній воді й воді гарячого водопостачання найчастіше та у більш високих концентраціях виявляють хлороформ - канцероген групи

2Б, за класифікацією МАДР (Міжнародне агентство з дослідження раку).

Галоформні сполуки надходять в організм із водою не тільки ентерально. Деякі речовини проникають через неушкоджену шкіру під час контакту з водою, зокрема при плаванні в басейні. Під час приймання ванни або душа галоформні сполуки попадають у повітря. Аналогічний процес відбувається в процесі кип'ятіння води, білизни, приготування їжі.

З урахуванням небезпеки галоформних сполук для здоров'я людини розроблено комплекс заходів щодо зниження їх рівнів у воді. Він передбачає:

- охорону джерела водопостачання від забруднення стічними водами, які містять попередники галоформних сполук;
- зниження евтрофікації поверхневих водойм;
- відмову від перехлорування (первинного хлорування) або його заміну ультрафіолетовим опроміненням чи додаванням сульфату міді;
- оптимізацію коагуляції для зниження кольоровості води, тобто видалення гумінових речовин (попередників галоформних сполук);
- використання дезінфектантів, що мають меншу здатність до утворення галоформних сполук, зокрема діоксиду хлору, хлорамінів;
- використання хлорування із преамонізацією;
- аерацію води або використання гранульованого активованого вугілля як найбільш ефективного способу видалення галоформних сполук із води.

У роботі [3] представлено узагальнення даних літератури щодо знезараження води хлором та його сполуками.

Вперше обробка великих кількостей води хлором була застосована в Німеччині в 1894 р. А. Траубе, який використав в якості реагенту хлорне вапно. Завдяки добрим результатам хлорування води незабаром знайшло повсюдне застосування в Західній Європі і США. З 1910 р. в Англії, Німеччині, США, а потім і у багатьох інших країнах дезінфекція води хлорним вапном замінюється обробкою газоподібним хлором. Використання фільтрації і хлорування води дозволило різко знизити захворюваність водно-обумовленими кишковими інфекціями. Про це красномовно свідчать дані Е. W. Steel (1952) (рис. 3.1).

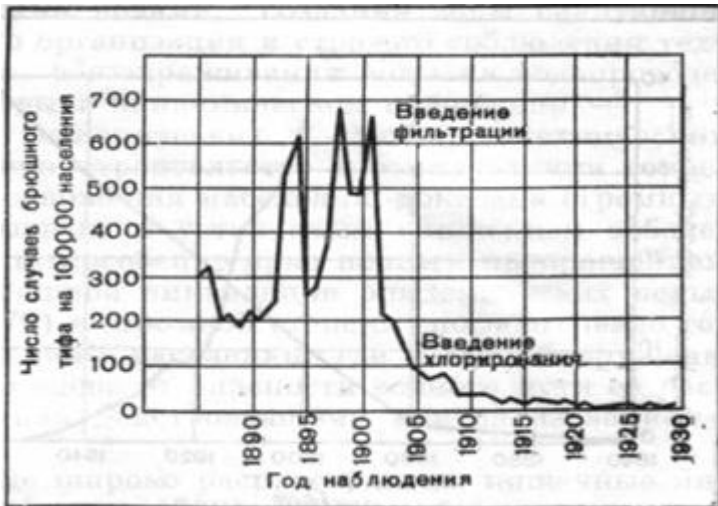


Рис. 3.1 Захворюваність черевним тифом у Фудельфії

Як видно з представлених в табл. 3.1 даних, порушення процесу очищення і знезараження води було найбільш частою причиною спалахів черевного тифу в

абсолютному і відносному численні (141, 19,5 % відповідно).

Таблиця 3.1

Причини виникнення водних спалахів черевного тифу у США і Канаді (1929-1945 рр.)

Причина спалахів	Кількість спалахів	
	абс.	%%
Використання неочищеної води поверхневих вододжерел	122	16,9
Забруднення ґрунтових вод з поверхні	124	16,9
Забруднення глибоких підземних вод	114	15,8
Забруднення води в накопичувальних резервуарах	14	1,7
Порушення процесу очищення і знезараження води	141	19,5
Забруднення очищеної води в водорозподільній мережі	114	15,6
Інші і нез'ясовані причини	93	13,9
Всього	722	100

Хлорування великих кількостей води в Росії уперше було застосоване в 1910 р. як примусовий захід під час епідемії холери в Кронштадті і черевного тифу в Нижньому Новгороді. Період з 1910 по 1913 р. є початком розвитку хлорування питних вод в Росії. Зокрема, застосування освітлених розчинів хлорного вапна на Ростовській водопровідній станції в 1911 році викликало "повне знищення холерних мікробів" і запобігло "водній" епідемії холери. Спочатку хлорування робилося розчином хлорного вапна. Перші дослідження по застосуванню газоподібного хлору

були виконані у 1917 р. на Петроградській станції водопідготовки. Проте широке використання для дезінфекції води газоподібний хлор отримав лише в 1928-1930 рр., коли з'явилися перші апарати-хлоратори вітчизняної конструкції, які забезпечували дозування газоподібного хлору и добре розчинення його у воді.

У інактивації мікроорганізмів хімічними дезінфектантами, як вважали раніше, є особливості хімічної реакції першого порядку, в якій нахил кривої інактивації залежить від типу дезінфектанту, виду мікроорганізму і концентрації обох. Хоча фактичні дані найчастіше показують відхилення від кінетики першого порядку, такий спрощений підхід корисний для оцінки порівняльної ефективності дезінфектантів або порівняльній стійкості мікроорганізмів. Для вираження цих порівнянь були запропоновані різні методи. Ваumann і Ludwig описали простий підхід, за яким концентрації дезінфектанту і експозиції інактивації пропорційні специфічній мікробній популяції за певних умов температури і рН.

Автори розраховували криві (рис. 3.2), використовуючи загальне рівняння: $C^n t = K$, де C - концентрація дезінфектанту (мг/л), t - контактний час, потрібний для цього відсотка інактивації, n - позитивна константа, що вказує нахил кривої інактивації для цього мікроорганізму при цьому C і t і K - константа для певного мікроорганізму при цій температурі і рН води.

Діапазон значень St хлору для різних потенційних водних патогенов представлений в таблиці. 3.2. Ці дані представляють залишковий вільний хлор при рН 6,0 і 5 °С. Значення St ясно показують надзвичайну варіабельну (на чотири порядки) величини стійкості до хлору різних типів хвороботворних мікроорганізмів.

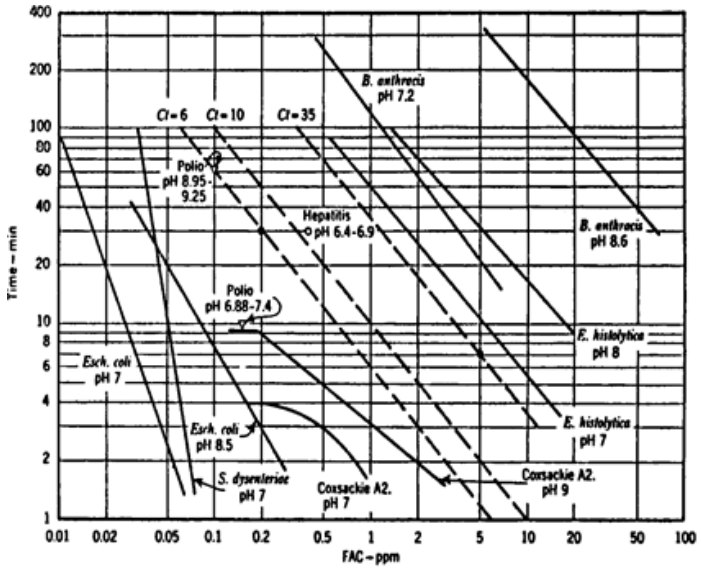


Рис. 3.2 Інактивація мікроорганізмів вільним хлором при 20-29 °С (Baumann and Ludwig).

Табл. 3.2

Інактивація різних мікроорганізмів вільним хлором при 5 °С и рН 6,0¹

Мікроорганізм	Концентрація хлору, мг/л	Експозиція, хв	Ct
<i>E. coli</i>	0,1	0,4	0,04
<i>Poliovirus 1</i>	1,0	1,7	1,7
<i>E. histolytica</i> cysts	5,0	18	90 ³
<i>G. lamblia</i> cysts ⁴	1,0	50	50
	2,0	40	80
	4	20	80
	8	9	72
<i>G. lamblia</i> cysts ⁴	2,5	30	75
<i>G. lamblia</i> cysts ⁵	2,5	100	250 ³

<i>G. muris</i> cysts	2,5	100	250 ³
-----------------------	-----	-----	------------------

Примітки: ¹ Дані Hoff J. C., Rice E. W., Schaefer F. W.;
² для 99 % інактивації; ³ екстрапольовані дані; ⁴ цисти від
симптоматичних носіїв; ⁵ цисти від асимптоматичних
носіїв.

Теорія і практика знезараження води свідчать -
багато чинників можуть змінити нахил кривої інактивації
або викликати відхилення від очікуваних норм інактивації
першого порядку. Типи відмічених кривих представлені
рис. 3.3.

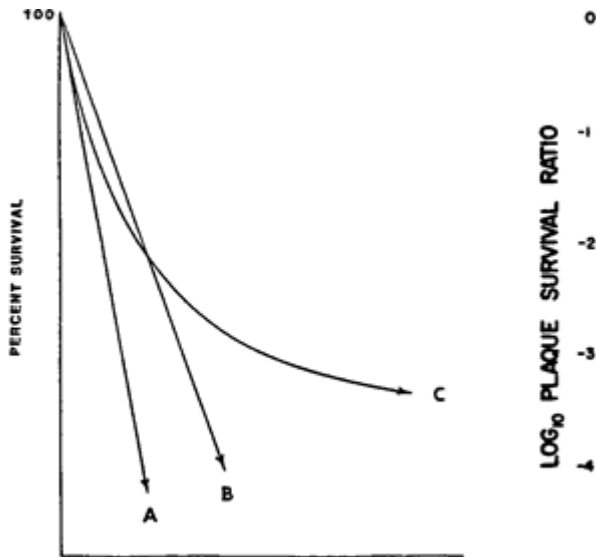


Рис 3.3 Тип мікроорганізму і криві виживання при
дезінфекції: (А) чутливі гомогенні популяції; (В) стійкіші
гомогенні популяції; (С) гетерогенні популяції або частково
захищені в агрегатах.

Криві А і В показують інактивацію першого порядку по різних нормах. Ці криві вказують інактивацію двох гомогенних популяцій з внутрішньою стійкістю, що відрізняється, до дезінфектанту. Вигин С є типовим відхиленням від кінетики першого порядку, що характеризується початковою, відносно лінійною нормою інактивації з поступовим уповільненням і "затиханням" норми. Такі криві типові для негомогенних популяцій з різною внутрішньою стійкістю або захистом частини популяції периферичними чинниками, такими як екранування через асоціацію з частками або агрегатами мікроорганізмів.

Як правило, лінійні норми інактивації підтримуються принаймні через два - три порядки величини інактивації. Головним чином з тієї причини, що 99%-ий рівень інактивації зазвичай використовується в обчисленні порівняльних значень Ст. Як показано в табл. 3.2, різні ізоляти *G. lamblia* можуть змінитися в їх внутрішній стійкості до інактивації.

Механізм інактивації бактерій хлором включає основні аспекти впливу на структуру клітини і її метаболізм, наприклад окислення мембрани, ушкодження ДНК і інгібування дихання. До механізмів пошкоджуючої дії хлору на бактерії відносять порушення метаболізму після деструкції ключових ферментів, руйнування синтезу білку, окислювальне декарбоксілювання амінокислот до нітрилу і альдегідів, реакції з нуклеїновими кислотами, пуринами і піримідинами, формування хлорпохідних 2-окси-б-амінопіримідина, утворення хромосомної аберації, індукцію ушкоджень ДНК з супутньою втратою її трансформуючої здатності, інгібування поглинання кисню і окислювального фосфорильовання.

При інактивації хлором вірусів які-небудь конформаційні зміни вірусного капсиду не спостерігалися. При дослідженні механізмів інактивації вірусу гепатиту А хлором показана повна інактивація інвазивної здатності вірусу гепатиту А (HAV) хлором через 30 хв дії хлором в дозі 10 або 20 мг/л і найвищий рівень чутливості у фрагменті РНК вірусу 5'NTR, інактивація якого була пов'язана з втратою інвазивної здатності HAV. Проте, за цих умов антигенність не була повністю усунена. Деякі фракції в області кодування були стійкі до хлору. Дослідження базової точки геному 1 - 1023 показало, що послідовність 1 - 671 була найчутливішою до хлору областю. Результати свідчать, що інактивація HAV хлором відбувалася через пошкодження 5'NTR.

Спороцидний ефект залежить від рН і концентрації активного хлору. Встановлено, що при знезараженні хлором оболонка спори відділяється від кори і відбувається її розпад. Окрім цього, хлор викликає збільшення проникності оболонки спори.

Вивчена активність гіпохлориту натрію в концентраціях 5,25, 2,63 і 1,31 % по відношенню до суспендованих ооцист *Cryptosporidium parvum*. Експозиція складала 10, 30, 60, 120 хв при 21 °С, після чого ооцисти вводили шляхом шлункової інтубації новонародженим мишам лінії BALB/с. Результати гістологічних досліджень показують, що незважаючи на використання максимальних концентрацій гіпохлориту (5,25 %) і експозиції (120 хв) інвазивна здатність ооцист не усувалася, незважаючи на скорочення числа заражених епітеліоцитів.

Досліджено вплив хлорування на життєздатність синьо-зелених водоростей (ціанобактерій) *Microcystis aeruginosa* і *Anabaena circinalis*, продуцентів b - суслоітал і geosmin відповідно. Показана чутливість обох ціанобактерій до хлору і зменшення концентрація їх

метаболітів, що вивільняються в процесі знезараження і розриву клітинних мембран. Механізми інактивації ціанобактерій різні: для *A. circinalis* це руйнування мембрани хлором, для *M. aeruginosa* - інгібування ферментів, відповідальних за синтез β - cyclocitral.

Вищезазначене, особливо наявність хлоррезистентності [3] та утворення ГВС [3] (лекція 2) свідчить про нагальну необхідність впровадження альтернативних та комбінованих технологій знезараження води.

Література

1. Комунальна гігієна. Є.Г. Гончарук та ін. за ред. Є.Г. Гончарука. К.: Здоров'я, 2006. 792 с.
2. Коммунальная гигиена и экология человека. Под редакцией проф. С.И. Гаркавого, проф. Д.О. Ласткова. Одесса: Пресс-курьер, 2012. 239 с.
3. Мокиенко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.И. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Т. 1. Хлор и его соединения. Одесса: ТЭС, 2011. 484 с.

Лекція 4

Знезаражування води діоксидом хлору

Діоксид хлору - досить відомий і розповсюджений засіб знезаражування питної води, що пояснюється його істотними перевагами в порівнянні із традиційним хлоруванням, зокрема, більшої биоцидній ефективності і відсутності утворення хлорорганічних сполук.

Застосування діоксиду хлору для обробки питної води одержало розвиток тільки з появою комерційної готовності промислового виробництва хлориту натрію, який є дотепер основним вихідним реагентом при виробництві діоксиду хлору. Перше повідомлення про промислове застосування діоксиду хлору для обробки питної води на водоочисній станції Ніагарського водоспаду датується 1944 роком.

В 1977 році 103 водоочисні станції в Сполучених Штатах і 10 у Канаді використовували діоксид хлору для підготовки води; у Європі кілька тисяч підприємств водопідготовки застосовували діоксид хлору, головним чином, як фінальний дезинфектант у системах водорозподілу. У США за станом на 1986 рік число устаткування для обробки води діоксидом хлору становило 400 одиниць із тенденцією до росту.

Слід зазначити, що в СРСР перше дисертаційне дослідження з гігієнічної оцінки діоксиду хлору як засобу для знезаражування питної води було виконано в 1943 році Н.Н. Трахтман на кафедрі комунальної гігієни І Московського державного ордена Леніна медичного інституту. Згодом вивчення діоксиду хлору було продовжено колективом авторів у складі Т.С. Бедулевич, М.Н. Светлаковой, Н.Н. Трахтман.

Апробація промислового використання діоксиду хлору в СРСР уперше була проведена на Томському

водопроводі в 1954 році.

Наприкінці 90-х років у містах-супутниках Одеси Іллічівську (Чорноморську) і Южному вперше (мова йде про країни пострадянського простору) було впроваджене устаткування по генеруванню і дозуванню діоксиду хлору, яке успішно експлуатується дотепер. Потім аналогічна технологія впроваджується в м. Жовті Води, Дніпропетровська область. В останні роки діоксид хлору використовується для обробки води в м. Ізмаїл (Одеська область), Горішні плавні (Полтавська область) і Києві.

З 2002 по 2012 рік в Україні захищена кандидатська і дві докторські дисертації [1-3], присвячені різним гігієнічним аспектам застосування діоксиду хлору в технологіях водопідготовки.

Аналіз хімічних, біологічних, токсикологічних, технологічних, екологічних і економічних аспектів застосування діоксиду хлору у водопідготовці, узагальнений у трьох монографіях [4-6] показав наступне.

4.1 Хімічний

Діоксид хлору (оксид хлору (IV), двоокис хлору) має молекулярну формулу ClO_2 , складається з одного атома хлору і двох атомів кисню. Молекула діоксиду хлору має непарне число електронів - 19.

Кожна з електронних структур, яку можна приписати діоксиду хлору, має один неспарений електрон і можна припустити, що цей неспарений електрон резонує між трьома атомами, а електронна структура є резонансним гібридом.

Діоксид хлору при кімнатній температурі газ жовто-зеленого кольору, більш щільний, чим повітря, з різким запахом, має дратівну дію на верхні і нижні відділи дихальних шляхів, ГДК у повітрі робочої зони становить 0,1

г/л (1-й клас небезпеки).

Діоксид хлору чутливий до світла; молекула, поглинаючи світло з довжиною хвилі 365 нм, зазнає наступним перетворенням :



Триоксид хлору димеризується:

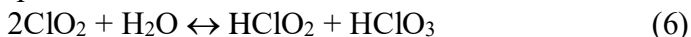


або розкладається на хлор і кисень:



У присутності вологи газоподібний діоксиду хлору поступово перетворюється в суміш кислот HClO , HClO_2 , HClO_3 і HClO_4 .

У характерному для питної води інтервалі рН 6-9 діоксид хлору (на відміну від хлору) залишається у водяному розчині як молекулярно розчинений газ, тому що рівновага реакції



зміщена вліво, а константа рівноваги при 20°C становить $1,2 \times 10^{-7}$.

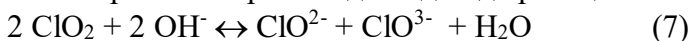
Стабільність водних розчинів діоксиду хлору залежить від їхньої концентрації, рН, температури, дії світла. Розчини з концентраціями ≥ 30 г/л нестабільні, тому при синтезі ClO_2 концентрації його в реакторі повинні бути менш 10 мг/л при нормальному тиску і температурі 20°C , а якщо розчини зберігаються перед дозуванням у воду, концентрація ClO_2 повинна бути менш 1 г/л. По закінченню процесу поглинання водою залишковий діоксид хлору зберігається тривалий період часу (навіть у віддалених розгалуженнях водопровідної мережі, аж до кінцевої лінії), тим самим ефективно попереджаючи повторне забруднення води. При застосуванні діоксиду хлору не потрібен високий

залишковий вміст дезинфектанта.

У концентраціях 5 - 10 мг/л і при рН = 12 діоксид хлору залишається в розчині як молекулярно розчинений газ протягом від 20 хв. до 3 годин.

Солянокислі 2 %-ні розчини діоксиду хлору нестійкі; при зберіганні при +4 °С концентрація діоксиду хлору через 24 години становить 30 % від початкової; продуктами розпаду є хлориди, хлорати і хлорноватиста кислота.

При пропущенні газу ClO_2 через лужний розчин утворюються хлорити і хлорати відповідно до реакції:



Діоксид хлору застосовується в технології підготовки питної води як на стадії передокислення природної води (обробка «сирої» води), так і на стадії постзнезаражування (обробка очищеної води). Реагуючи з багатьма органічними і неорганічними сполуками у воді, ClO_2 відновлюється залежно від умов і природи відновника до хлорит- (ClO_2^-), гіпохлорит- (ClO^-) і хлорид- (Cl^-) іонів.

Діоксид хлору більш ефективний, чим хлор, для видалення присмаків, запахів і кольоровості.

4.2 Біологічний

Біоцидна дія діоксиду хлору (ДХ) перебуває в широкому діапазоні рН стосовно різних мікробних об'єктів.

Завдяки високій окисній здатності і мономолекулярному стану ДХ може легко проникати через мембрану бактерії, порушуючи трансмембранний градієнт і проникність мембрани за рахунок інгібування фосфаттрансфераз. У процесі інактивації бактерій діоксид хлору впливає на ферментний ланцюг глюкозооксидази, зокрема на меркаптогрупи (-SH), окиснюючи їх до -S-S-груп, що приводить до втрати активності ензимів.

Слід виділити надзвичайно важливу перевагу діоксиду хлору у порівнянні з озоном - наявність пролонгованої дії (післядії). На відміну від хлору і озону діоксид хлору проявляє двостадійну окисню і біоцидну дію. На першій стадії протікають швидкі реакції окиснення і інактивації мікроорганізмів під дією діоксиду хлору. На другій стадії протікають повільні реакції окиснення, інактивації мікроорганізмів під дією хлорит-іонів, які обумовлюють бактеріостатичну і пролонговану дія діоксиду хлору.

У цьому контексті надзвичайно важливою принциповою перевагою діоксиду хлору перед хлором і озоном є видалення біоплівки і мікробних обростань систем питного і технічного водопостачання і, як наслідок, запобігання утворенню таких. Враховуючи незадовільний санітарно - технічний і епідеміологічний стан водорозподільних мереж переважної більшості населених пунктів, така властивість діоксиду хлору може визначати перспективу його впровадження.

Результати натурних досліджень у процесі гігієнічної апробації впровадження діоксиду хлору в конкретні технологічні схеми водопідготовки показали, що діоксид хлору у встановлених дозах на рівні 0,5-1,0 мг/л у всіх випадках забезпечував епідемічну безпеку води.

Наприклад, знезаражування води діоксидом хлору в м. Іллічівськ Одеської обл. у 1996 році дозволило знизити рівень захворюваності гепатитом А населення цього міста більш ніж у три рази у порівнянні з аналогічними показниками в інших населених пунктах Одеської області, м. Одесі, Одеській області і в Україні в цілому.

Оцінка ефективності діоксиду хлору у порівнянні з іншими розповсюдженими засобами (озоном, хлором і хлораминами) підкреслює його істотну перевагу як засобу знезаражування води, яка полягає в оптимальному

співвідношенні біоцидної дії, стабільності і післядії як основних критеріїв оцінки хімічних дезінфектантів.

4.3 Токсикологічний

На відміну від хлору діоксид хлору окислює органічні речовини з утворенням органічних сполук, що містять кисень (спирти, кетони, альдегіди та ін.), не утворює хлорорганічні речовини (ТГМ, хлорфеноли тощо), не реагує з аміаком та солями амонію з утворенням хлорамінів; не реагує з бромідами з утворенням броматів на відміну від озону.

У процесі окислення та знезаражування діоксид хлору відновлюється до хлорит-аніону (ClO_2^-) та хлорид-аніону (Cl^-); можливе утворення незначної кількості хлорат-аніону (ClO_3^-) та гіпохлорит-аніону (ClO^-).

За даними ВООЗ рекомендована концентрація діоксиду хлору у питній воді не встановлена у зв'язку з його швидким розпадом. Пороговою концентрацією діоксиду хлору за впливом на запах води є 0,45-0,40 мг/л. Присмак інтенсивністю 1-2 бали виявляється при більш високих концентраціях цієї сполуки у воді.

За нормативами США (IBWA, FDA, EPA) для питної води концентрація залишкового діоксиду хлору та хлорит-аніону не повинна перевищувати 1,0 та 0,8 мг/л відповідно.

За рекомендаціями ВООЗ (2004, 2011, 2017 рр.) залишкові концентрації хлорит-аніону та хлорат-аніону не повинні перевищувати 0,7 мг/л. Ці нормативи рекомендовані до затвердження МОЗ на засіданні Комісії з гігієнічного нормування хімічних речовин у воді водоймищ (протокол №1 від 02 лютого 2021 року).

4.4 Технологічний

Діоксид хлору використовують у технології підготовки питної води як на стадії передокислення, так і на стадії постзнезаражування.

На стадії передокислення природної води діоксид хлору застосовують у дозах 0,5-5,0 мг/л, що покращує процес коагуляції, видаляє залізо та марганець, запобігає росту водоростей, забезпечує деструкцію деяких токсичних органічних речовин, не призводить до утворення у питній воді тригалогенметанів та інших хлорорганічних сполук.

Можливий надлишок хлоритів видаляють при фільтруванні через активоване вугілля або відновленням його до хлоридів при дозуванні у воду сульфідів, солей двовалентного заліза та інших відновлювачів.

Для знезаражування води, що пройшла очистку, застосовують дози 0,1-0,5 мг/л, при яких залишкові концентрації хлоритів відповідають діючим гігієнічним нормативам.

При знезаражуванні води діоксидом хлору залишкова концентрація реагенту 0,05-0,1 мг/л після 15-30 хв. контакту забезпечує мікробіологічну якість води.

Знезаражування води діоксидом хлору сприяє видаленню та запобігає утворенню біоплівки на внутрішній поверхні труб водорозподільних мереж значної довжини, особливо враховуючи їх незадовільний санітарно-технічний стан.

Для знезаражування води використовують комбіноване застосування діоксиду хлору з іншими окислювачами – озоном, хлором, що попереджує утворення хлоритів, тригалогенметанів, а також зменшує витрати реагентів.

Застосування діоксиду хлору для знезаражування води у технологічній схемі обробки води пов'язане з перевагами, які він має у порівнянні з газоподібним хлором:

- незалежність окислювально-відновлювального

потенціалу від рН води;

- значно нижчі концентрації, необхідні для знезаражування води;
- висока біоцидна активність по відношенню до всіх форм мікроорганізмів, включаючи віруси, спори, цисти найпростіших, мікроводорості тощо;
- тривалий пролонгований бактеріцидний ефект у водопровідних мережах;
- запобігання утворенню біоплівки та її видалення у водопровідних мережах;
- покращення органолептичних (присмак, запах, кольоровість, каламутність) властивостей води;
- відсутність утворення токсичних хлорорганічних сполук;
- відсутність реакції з аміаком та іонами амонію з утворенням хлорамінів;
- екологічна безпечність (хлорити як похідні діоксиду хлору у навколишньому середовищі відновлюються до хлоридів).

Для обробки води діоксид хлору одержують на місці використання у вигляді водного розчину за допомогою спеціального обладнання, яке призначене для синтезу розчину діоксиду хлору, розбавлення у разі необхідності та дозування його у проточну водопровідну систему або до резервуару з водою.

До найбільш розповсюджених методів промислового одержання діоксиду хлору відносяться окислення хлоритів або відновлення хлоратів.

Метод отримання діоксиду хлору з хлориту натрію та соляної кислоти найчастіше використовується для знезаражування питної води. Цей метод відповідає вимогам до якості розчину, піддається автоматизації, контролю, безпечний в експлуатації. Хімізм даного процесу наступний:



Для повного перетворення хлорит-аніону у діоксид хлору застосовують 300 % надлишок соляної кислоти у порівнянні зі стехіометричними кількостями. Водневий показник (рН) реакційного середовища повинен мати значення 0,5-1,0.

Складовою частиною обладнання є генератори для синтезу діоксиду хлору, де виробляється 2% розчин діоксиду хлору із розбавлених водних розчинів хлориту натрію (7,5%), соляної кислоти (9%) або концентрованих водних розчинів хлориту натрію (24,5%), соляної кислоти (30-38 %) та води, що залежить від продуктивності водоочисних споруд.

Генератори повністю автоматизовані і працюють за принципом пропорційного генерування та дозування залежно від потоку води, що обробляється, та дози діоксиду хлору, що необхідна для знезаражування.

Основною метою знезаражування діоксидом хлору води централізованого господарсько-питного водопостачання є епідемічна безпека, хімічна нешкідливість та сприятливі органолептичні властивості питної води.

Знезаражування діоксидом хлору води централізованого господарсько-питного водопостачання необхідно проводити, коли:

- вода джерел водопостачання є епідемічно небезпечною, тобто містить патогенні бактерії, віруси, цисти кишкових найпростіших тощо;
- вода джерел водопостачання має підвищений вміст органічних речовин (для попередження утворення хлорорганічних сполук);
- вода має лужне значення водневого показника;

- водорозподільна мережа знаходиться у незадовільному санітарно-технічному стані.

У загальному випадку доза діоксиду хлору, що вводитьься в очищену воду (резервуар чистої води), не повинна перевищувати 0,5 мг/л.

Доза діоксиду хлору, що вводитьься на стадії передокислення, визначається експериментально, залежно від якості природної води.

У загальному випадку залишкові концентрації:

- діоксиду хлору у воді після 15-30 хв. контакту повинні мати значення не менше 0,1 мг/л;
- діоксиду хлору у всіх точках водорозподільних мереж повинні бути не менше 0,05 мг/л;
- хлоритів у воді, що надходить до споживачів, не повинні перевищувати 0,2 мг/л.

Порядок здійснення поточного санітарно-епідеміологічного нагляду та лабораторно-виробничого контролю за якістю води, що знезаражена діоксидом хлору, повинен відповідати вимогам чинних нормативних документів.

Доза діоксиду хлору, що вводитьься для знезаражування, та залишкова концентрація його у воді після резервуару чистої води перед подачею у водопровідну мережу визначаються автоматичними аналізаторами та реєструються у спеціальному журналі за визначеним інтервалом часу.

При проведенні лабораторно-виробничого контролю залишкові концентрації діоксиду хлору та хлоритів виконують за атестованими методиками.

4.5 Екологічний

Встановлено ефективність діоксиду хлору у дозах

≤ 2 мг/л при знезаражуванні вторинно-очищених стічних вод. Визначено безпечний рівень хлоритів для довго - циклічного бентосного гідробіонту - водорості *Ulva rigida*, що складає 1,0 мг/л, і токсикометричні показники хлоритів для коротко-циклічних планктонних гідробіонтів: медіанна летальна концентрація LC_{50} для *A. salina* і *D. magna* становить 1,2 та 0,8 мг/л відповідно. Це свідчить про екологічну безпечність діоксиду хлору при знезараженні стічних вод.

4.6 Економічний

Повна вартість обробки води діоксидом хлору в м. Гамільтон (штат Огайо, США) становила 3 000 доларів/рік або 0,036/рік/споживача (1974).

При вивченні цієї проблеми Університетом Штату Північна Кароліна в 1983 р. встановлено, що середнє підвищення вартості води становить 1,77 долара/рік/споживача.

Орієнтовний (тобто далеко не повний) соціально-економічний ефект тільки по одному м. Іллічівську (Чорноморську) за рахунок зниження числа хворих гепатитом А за два роки (1995, 1996) становив біля 240 тис. грн. Таким чином, сумарний ефект тільки по населених пунктах, де питна вода є епідемічно небезпечною, слід розглядати як досить значний.

4.7 Гігієнічна оцінка знезаражування (окислення) води діоксидом хлору на різних стадіях технологічного процесу підготовки питної води [1]

4.7.1 Гігієнічна оцінка вторинного знезаражування води діоксидом хлору

Натурні дослідження вторинного знезаражування діоксидом хлору водопровідної води м. Южного проведені за період з 12.1997 р. до 07.1999 р. у процесі експлуатації хлордіоксидної установки CDO-F 260/91 (серійне обладнання "БеллоЗон" фірми "Промінент", ФРН) продуктивністю 7-10 тис.м³/добу.

Необхідність вторинного знезаражування води діоксидом хлору зумовлена погіршенням показників епідемічної безпеки, а саме наявністю вірусологічного забруднення у воді, що надходить до м.Южний від ВОС "Дністер", та спалахами захворювань (гострих кишкових захворювань, гепатиту А), які мають водну етіологію. Гіперхлорування на ВОС "Дністер" та вторинне хлорування на підстанціях не запезбечують інактивацію вірусів у водопровідній воді.

Досліджували проби водопровідної води до та після вторинного знезаражування діоксидом хлору за органолептичними, санітарно-хімічними, санітарно-мікробіологічними та вірусологічними показниками.

Особливістю вторинного знезаражування водопровідної води діоксидом хлору є те, що знезаражується вода, яка містить залишковий вільний хлор у концентраціях 0,2-0,9 мг/л.

При вторинному знезаражуванні водопровідної води м.Южного використовували дози діоксиду хлору 0,15-0,30 мг/л, які контролювалися експрес-лабораторією при введенні у воду. Результати визначення залишкових концентрацій сполук хлору через 1 год. після відбору у зразках води до та після знезаражування діоксидом хлору показують, що концентрація вільного хлору зменшується після обробки ДХ.

На прикладі натурального дослідження органолептичних та санітарно-хімічних показників водопровідної води до та після її знезаражування ДХ можна

пересвідчитися про відсутність додаткових або сторонніх запахів та присмаків у воді, яку відбирали після її обробки у хлордіоксидній установці у порівнянні з водою, що надходить до м. Южний від ВОС "Дністер". Не виявлено також погіршення показників каламутності та кольоровості води. Встановлено, що у водопровідній воді після знезаражування діоксидом хлору у порівнянні з тим же контролем відсутні зміни якості, які можуть свідчити про погіршення показників її хімічної безпеки. За вивченими санітарно-хімічними показниками водопровідна вода після вторинного знезаражування ДХ відповідала гігієнічним вимогам.

Слід зазначити, що значення деяких показників (Σ ТГМ, ПО) у знезараженій діоксидом хлору воді мали тенденцію до зменшення. Концентрації хлоритів у воді після обробки ДХ не перевищували гігієнічний норматив і складали 0,05-0,09 мг/л.

Результати вірусологічних досліджень свідчать, що у разі надходження до насосної станції води, в якій виявлялись антигени вірусів, знезаражена дозами ДХ 0,15-0,30 мг/л вода не містила цих антигенів, тобто була епідемічно безпечною і відповідала гігієнічним вимогам.

Результати санітарно-бактеріологічних досліджень свідчать, що за період проведення досліджень вода до і після знезаражування діоксидом хлору відповідала гігієнічним вимогам.

Незважаючи на те, що при проведенні санітарно-хімічних досліджень у знезараженій воді не виявлено перевищення ГДК хлоритів, проведено експрес-токсикологічні дослідження (тест Еймса) тієї ж води, що дозволило, додатково до вищевикладеного, глибше оцінити вплив досліджуваної води на мікроорганізми, тобто на рівні клітин. Встановлено зниження рівня мутагенного ефекту проб води, які оброблені діоксидом хлору, та зростання

мінімального титру води (досліджених зразків) з токсичним ефектом.

На основі проведених досліджень отримано дозвіл МОЗ України на постійно діючу хлордіоксидну установку вторинного знезаражування водопровідної води у м. Южному.

4.7.2 Гігієнічна оцінка процесу передокислення води із поверхневого джерела діоксидом хлору

Вивчення процесу передокислення поверхневої води діоксидом хлору проводили на воді Ізобільненського водосховища - джерела питної води м. Алушти.

Мета даного дослідження – гігієнічне обґрунтування можливості використання діоксиду хлору для передокислення поверхневої води у технологічній схемі підготовки води для господарсько-питного водопостачання м. Алушти.

Технологічна схема водопідготовки на Ізобільненській ВОС включала передокислення рідким хлором, коагуляцію (розчином сірчанокислового алюмінія), освітлення у горизонтальних відстойниках, фільтрацію на швидких фільтрах та постзнезаражування хлором відповідно до існуючих рекомендацій. Фільтроцикл складає 5 годин. Проектна продуктивність ВОС складала 40 тис.м³/добу; фактично влітку - 35-40 тис.м³/добу, взимку- 20-30 тис.м³/добу.

Заміна газоподібного хлору на діоксид хлору обумовлена як необхідністю гарантованого забезпечення епідемічної безпеки і хімічної нешкідливості питної води в умовах недостатньої санітарно-технічної надійності водорозподільних мереж м.Алушти, так і екологічної безпеки міста-курорту (зникає необхідність збереження балонів із стиснутим хлором).

Дослідження проведені у травні–червні 1999 року у м. Алушті та Одесі.

Природна вода Ізобільненського водосховища містить незначні концентрації органічних речовин природного походження і практично не містить органічних речовин антропогенного походження (ХОП, аніонактивні СПАР, нафтопродукти, ін.), катіонів "важких" металів.

Для природної води характерні лужна реакція та низькі значення мінералізації, концентрацій нітратів, нітритів, аміаку; періодичне підвищення каламутності до 30 мг/л та індексу ЛКП до 2000-3000 КУО/л.

Ізобільненське водосховище за санітарно-хімічними показниками якості води відноситься до поверхневих джерел води II класу і має відповідну технологічну схему водопідготовки. Одним із факторів, що сприяє заміні хлору на діоксид хлору, є рН природної води 8,0-8,3, при якому бактеріцидна дія діоксиду хлору на відміну від хлору не знижується.

Враховуючи якість природної води, відносно низьке її хлорпоглинання, дослідження були проведені таким чином, щоб на стадії передокислення (первинного знезаражування) поверхневої води діоксидом хлору досягти гігієнічних нормативів за санітарно-бактеріологічними показниками. Це означає, що вода, яка поступає до резервуару чистої води, повинна бути знезаражена, містити залишкову концентрацію окислювача, а концентрація хлоритів не повинна перевищувати гігієнічний норматив - 0,2 мг/л.

Для гігієнічного обґрунтування процесу передокислення води діоксидом хлору проведені наступні серії дослідів:

I. Вивчення ефективності знезаражування природної води та утворення побічних продуктів знезаражування (доза-час-ефект).

II. Вивчення впливу процесу коагуляції на ефективність передокислення природної води діоксидом хлору та утворення побічних продуктів.

III. Вивчення впливу каламутності на ефективність первинного знезаражування природної води діоксидом хлору.

IV. Вивчення ефективності первинного знезаражування природної води діоксидом хлору при відтворенні повної технологічної схеми водопідготовки (передокислення ДХ, коагуляція, відстоювання, фільтрування через швидкі піщані фільтри).

Отримані результати свідчать, що знезаражування природної води з рівнем мікробного забруднення 180-540 КУО/л за індексом БГКП до гігієнічного нормативу досягається через 1 год. після введення концентрацій діоксиду хлору $\geq 0,3$ мг/л. При мінімальній знезаражуючій концентрації 0,3 мг/л залишкова концентрація ДХ через 1 год. складає 0,14 мг/л. Отже, у даному випадку знезаражування забезпечується залишковими концентраціями ДХ $\geq 0,14$ мг/л через 1 год. після його введення. Поглинання природною водою з рівнем мікробного забруднення 180-540 КУО/л діоксиду хлору за 1 год. складає 0,16 – 0,27 мг/л при введених концентраціях 0,3-0,6 мг/л. Утворення хлоритів за першу годину протікає з середнім виходом $61,8 \pm 1$ % від прореагованого діоксиду хлору і не перевищує гігієнічний норматив вмісту – 0,2 мг/л (рис. 4.1).

При знезаражуванні природної води з високим рівнем мікробного забруднення 1600- 2400 КУО/л достатніми концентраціями є 0,4-0,5 мг/л через 1 год. після введення діоксиду хлору з залишковими концентраціями ДХ $\geq 0,10$ мг/л (рис. 4.2).

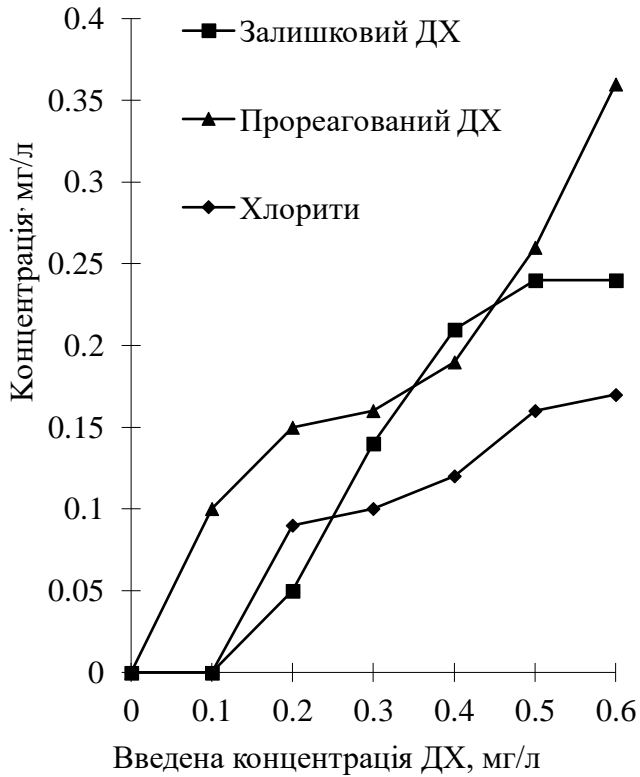


Рис. 4.1. Залежність концентрацій залишкового, прореагованого діоксиду хлору та утворених хлоритів у природній воді від введеної концентрації діоксиду хлору (індекс БГКП = 180 КУО/л; τ = 1 год. після знезаражування).

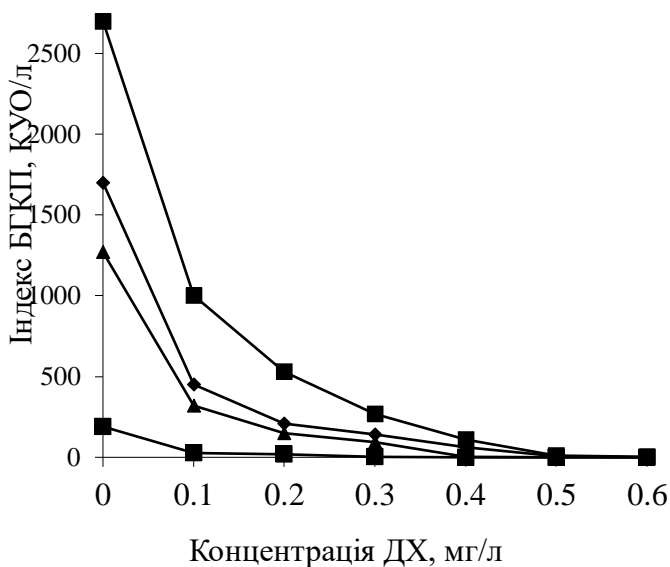


Рис. 4.2. Залежність “доза-ефект” процесу первинного знезаражування природної води діоксидом хлору ($\tau=1$ год).

Слід зазначити, що поглинання природною водою діоксиду хлору збільшується і складає 0,3-0,48 мг/л при введених дозах 0,3-1,0 мг/л, а середній вихід хлоритів складає $39,4 \pm 1$ % (рис. 4.3).

Через 5 год. (тривалість фільтроциклу) після введення діоксиду хлору мікробіологічна якість води покращується навіть при недостатньому знезараженні та при відсутності залишкової концентрації ДХ. Залишкова концентрація ДХ знижується на 61 ± 3 %. Концентрація хлоритів збільшується на 10-20%.

Діоксид хлору у концентраціях $\geq 0,5$ мг/л проявляє віруліцидну дію по відношенню до виявлених у природній воді ротавірусів.

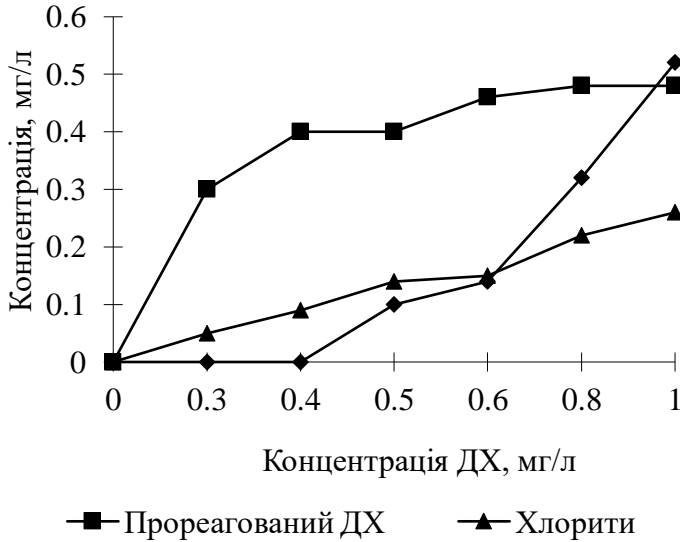


Рис. 4.3. Залежність концентрацій залишкового ДХ, прореагованого ДХ та утворених хлоритів від введеної концентрації діоксиду хлору (індекс БГКП = 2400 КУО/л; $\tau=1$ год.).

Передокислення природної води діоксидом хлору покращує її органолептичні властивості (запах, смак) за винятком води, яка оброблена дозою ДХ 1 мг/л, знижує значення ПО (загальну суму відновників у воді), не приводить до утворення ТГМ.

Висока каламутність природної води (≥ 30 мг/л) знижує ефективність бактеріцидної дії ДХ і потребує збільшення дози, що вводиться. При максимальній

несприятливих умовах (каламутності 30 мг/л і індексу БГКП >2700 КУО/л) такою концентрацією ДХ є 0,6 мг/л.

Введення коагулянту до обробленої води через 18 хв. після діоксиду хлору з наступним відстоюванням покращує мікробіологічну якість води та знижує концентрацію хлоритів у воді у середньому на 10-12 %.

При відтворенні в експерименті повної технологічної схеми підготовки природної води Ізобільненського водосховища (передокислення діоксидом хлору, коагуляція, відстоювання, фільтрування через швидкі піщані фільтри) встановлено, що процес фільтрації видаляє не тільки завислі речовини, але й покращує мікробіологічні показники води, знижує концентрацію хлоритів на 10-12%.

Передокислення природної води, що має каламутність близько 30 мг/л та мікробне забруднення за індексом БГКП близько 3000 КУО/л, дозами діоксиду хлору 0,5-0,6 мг/л забезпечує якість води, що надходить до резервуару, за санітарно-мікробіологічними показниками, при цьому концентрація хлоритів не перевищує ГДК, а залишкові концентрації діоксиду хлору <0,05 мг/л. Залишкові концентрації ДХ>0,05 виявляли у воді, що пройшла через технологічну схему водопідготовки, при передокисленні природної води дозами діоксиду хлору 0,8-1 мг/л.

Мікробіологічна якість води після обробки діоксидом хлору зберігається не менш 7 діб (при відсутності вторинного мікробного забруднення).

Результатом виконаних досліджень стало обґрунтування рекомендацій про доцільність застосування діоксиду хлору у технологічній схемі водопідготовки м.Алушти на стадії передокислення поверхневої води.

4.7.3 Гігієнічна оцінка постзnezаражування води із поверхневого джерела діоксидом хлору

Дослідження процесу постзnezаражування поверхневої води діоксидом хлору проводили на технологічній схемі водопідготовки м.Болграда, вододжерелом якого є вода озера Ялпуг.

Мета даного дослідження – гігієнічне обґрунтування можливості використання діоксиду хлору для постзnezаражування природної води після очищення її на піщаних фільтрах (фільтрату) у зв'язку з невідповідністю водопровідної води м. Болграда гігієнічним нормативам за санітарно-бактеріологічними показниками.

Технологічна схема підготовки води на Болградській ВОС включає фільтрацію поверхневої води на швидких піщаних фільтрах та зnezаражування хлором. Продуктивність ВОС складає 5-7 тис.м³/добу.

Дослідження проведені у липні-серпні 1998 р. у мм.Болграді та Одесі.

Результати санітарно-хімічних досліджень проб води свідчать, що природна вода у точці діючого водозабору характеризується високими значеннями мінералізації, твердості, ПО, каламутності та кольоровості. Вода має лужну реакцію (рН=8,7). Антропогенні забруднювачі відсутні.

По діючій технологічній схемі природна вода фільтрується через швидкі піщані фільтри, а потім зnezаражується хлором. Фільтрат має значно більше мікробне забруднення (за ЗМЧ) у порівнянні з природною водою до фільтрів, що є результатом мікробного обростання піщаних фільтрів. Хлорування фільтрату не забезпечує мікробіологічну якість водопровідної води (ЗМЧ >> 100 КУО/см³).

Водопровідна вода не відповідає гігієнічним нормативам для питної води за такими органолептичними та санітарно-хімічними показниками як кольоровість, каламутність, твердість, ПО, сухий залишок, концентрації натрію, хлоридів, сульфатів, заліза.

Концентрація суми ТГМ у водопровідній воді перевищує гігієнічний норматив майже у 9 разів, що пояснюється високим вмістом природних органічних сполук, лужним середовищем природної води та високими концентраціями хлор-газу, що застосовуються для знезаражування.

Для гігієнічного обґрунтування постзнезаражування води діоксидом хлору проведені дослідження залежності дози окислювача, що необхідна для знезаражування води після піщаних фільтрів (фільтрату), від рівня мікро-біологічного забруднення (доза-час-ефект); впливу діоксиду хлору на санітарно-хімічні показники води та утворення побічних продуктів знезаражування. Особливістю дослідження процесу знезаражування цієї води є вплив таких показників як ПО, значення якої ≥ 9 мгО/л, та твердості, значення якої ≥ 10 ммоль/л.

Враховуючи відсутність БГКП та *Pseudomonas aeruginosa* у фільтраті, контроль за якістю знезаражування фільтрату проводили за ЗМЧ. Результати дослідження показують, що достатніми дозами ДХ для знезаражування фільтрату з рівнем мікробного забруднення по ЗМЧ = 10^4 КУО/см³ та значенням ПО = 8,19 мгО/л є концентрації $\geq 0,3$ мг/л. Знезаражуючий ефект спостерігався через 0,5 год. після введення ДХ.

Збільшення мікробного забруднення фільтрату вимагає підвищення доз діоксиду хлору до $\geq 0,4$ мг/л при значенні ЗМЧ = 24400 КУО/см³ та $\geq 0,5$ мг/л, якщо ЗМЧ = 142000 КУО/см³.

При обробці фільтрату діоксидом хлору спостерігається зниження значення ПО (сумарної концентрації відновників), яке прямопропорційне концентрації введеного ДХ та майже не відрізняється через 0,5 та 2 год. після введення окислювача (рис. 4.4).

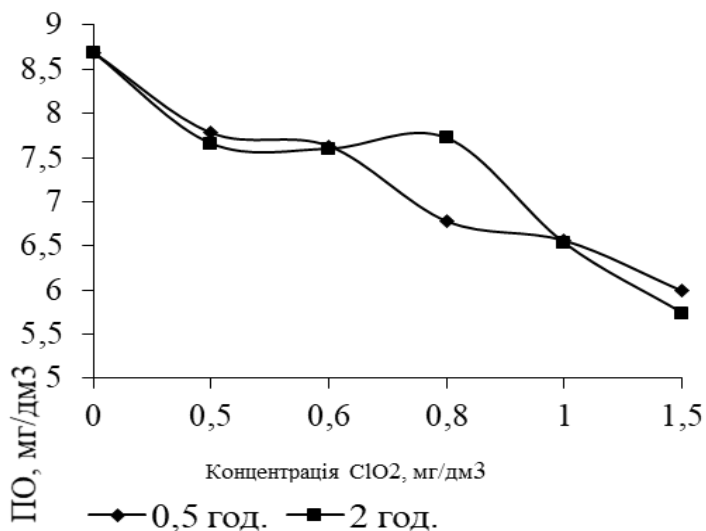


Рис. 4.4. Залежність ПО фільтрату від дози діоксиду хлору ($\tau=0,5$; 2 год.).

Утворення ТГМ у воді вивчали при знезаражуванні води дозами діоксиду хлору 0,1-1,5 мг/л. Отримані результати показують, що збільшення ТГМ в обробленій воді не відбувається, а навпаки, спостерігається зниження їх концентрації у порівнянні з вихідною водою. Слід зазначити, що утворення вільного хлору при знезаражуванні фільтрату діоксидом хлору не спостерігалось.

Утворення побічних продуктів знезаражування води ДХ (хлоритів) вивчали при обробці води дозами 0,1 –1,5 мг/л через 0,5; 2; 4 год. після введення окислювача. Перевищення нормативної величини для хлоритів ($>0,2$ мг/л) спостерігали при введенні ДХ у концентраціях: 0,8 мг/л- (через 4 год.); 1,0-1,5 мг/л (через 2 і 4 год.). Концентрації хлоритів за перші 30 хв. суттєво не залежать від введених концентрацій ДХ (0,5-1,5 мг/л) і складають величини 0,11-0,13 мг/л (рис. 4.5).

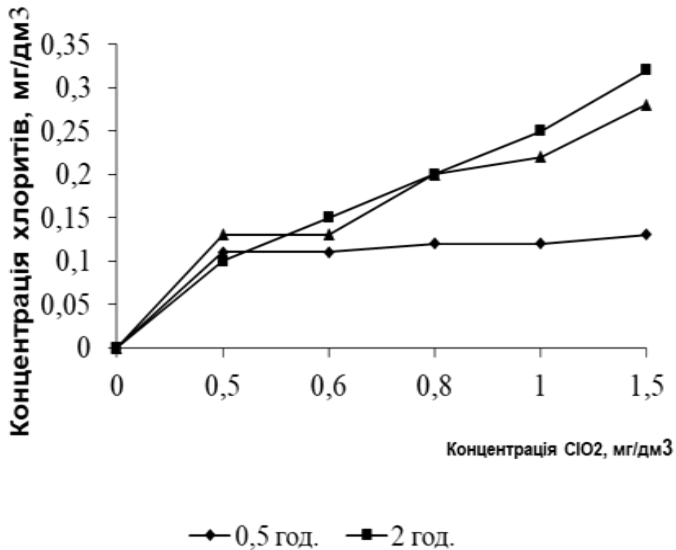


Рис. 4.5. Залежність “доза-час-ефект” процесу утворення хлоритів при знезаражуванні фільтрату діоксидом хлору.

Середнє поглинання фільтратом діоксиду хлору за 0,5 год. складає 0,38 мг/л, а вихід хлоритів становить 31% від прореагованого окислювача. Через 2 год. залежність між

рівноважною концентрацією хлоритів та введеною концентрацією ДХ представляє пряму $[ClO_2^-] = 0,23 C_{ClO_2}$ з коефіцієнтом кореляції 0,98, тобто вихід хлоритів складає 23% від введеного діоксиду хлору (рис. 4.6).

Поглинання фільтратом діоксиду хлору за 2 год. у порівнянні з цією величиною через 0,5 год. збільшуються у середньому на 0,1-0,2 мг/л, через 4 год. поглинання фільтратом діоксиду хлору практично відсутнє, тобто має місце хімічна рівновага.

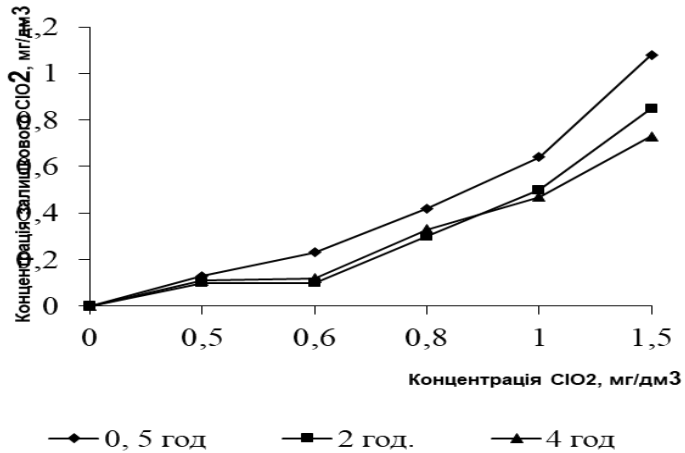


Рис. 4.6. Залежність залишкової концентрації діоксиду хлору у фільтраті від введеної дози діоксиду хлору ($\tau=0,5; 2; 4$ год.).

Низькі виходи хлоритів, на нашу думку, свідчать про те, що хлорити утворюють нерозчинні основні солі з катіонами кальцію та магнію, адже твердість фільтрату - 10 ммоль/л, а рН = 8,65, та про можливість взаємодії хлоритів з органічними сполуками води.

У зв'язку з високим мікробним забрудненням фільтрату доцільно було провести дослідження первинного знезаражування природної води діоксидом хлору.

Дослідження по знезаражуванню природної води з рівнем мікробного забруднення за ЗМЧ = 3300 КУО/см³ та значенням ПО=13,73 мгО/л показали, що достатніми дозами діоксиду хлору для досягнення епідемічної безпеки є також концентрації $\geq 0,3$ мг/л при експозиції 0,5 год.

4.7.4 Гігієнічна оцінка знезаражування води із підземних джерел діоксидом хлору

Вивчення процесу знезаражування води із підземних джерел діоксидом хлору проводили на технологічній схемі водопідготовки м. Новополоцька Вітебської області (Республіка Беларусь).

Причина, що зумовила необхідність заміни хлор-газу на діоксид хлору для знезаражування питної води у м. Новополоцьку, полягає у невідповідності вимог до ширини санітарно-захисної зони (СанПіН 2.1.4.027-95 “Зоны санитарной охраны источников водоснабжения и водопроводов хозяйственно-питьевого назначения”).

Цей документ збільшує мінімально припустимий розмір санітарно-захисної зони житлових та суспільних будинків до 300 м замість 100 м, регламентованих СНіП 2.04.02-84 “Водоснабжение. Наружные сети и сооружения” для водопровідних споруд з розміщеними на їх території хлораторними, які включають склади хлору. Збільшення відстані санітарно-захисної зони для діючих споруд у сформованому мікрорайоні неможливе. У той же час концентрація запасів рідкого хлору у хлораторних комунальних систем водопостачання, на площадках очисних та інших водопровідних споруд, що розміщені, як правило, у межах забудови населених місць, становить потенційну небезпеку через можливість виникнення надзвичайних аварійних ситуацій, а застосування діоксиду хлору суттєво зменшує цю небезпеку.

Водопостачання міста забезпечується артезіанським водозабором із 47 свердловин продуктивністю 54 тис. м³/добу. Для водопідготовки використовується метод

“спрощеної аерації” з наступною фільтрацією через піщані фільтри. Для знезаражування використовується рідкий хлор у дозах 0,7-1,2 мг/л. Кількість води, яка повинна бути знезаражена при постійному потоці – 2250 м³/год.

Мета дослідження – гігієнічне обґрунтування процесу знезаражування підземної води діоксидом хлору (до чи після піщаних фільтрів). Особливістю знезаражування даної підземної води діоксидом хлору до фільтрації є те, що вона містить двовалентні катіони заліза.

Підземна вода характеризується підвищеними значеннями таких показників, як кольоровість, каламутність, концентрації заліза, азоту амонійного, індекс БГКП. Вода із 47 артезіанських свердловин по водопровідним мережам поступає у прийомну камеру; мікробіологічне забруднення підземної води БГКП відбувається під час її транспортування. Водопровідна вода не відповідає гігієнічним нормативам за вмістом азоту амонійного, навіть після знезаражування хлором, який зв’язує іони амонію з утворенням хлорамінів.

Результати дослідження процесу знезаражування підземної води після піщаного фільтру (фільтрату) діоксидом хлору та утворення побічних продуктів знезаражування полягають у наступному.

При початковому мікробному забрудненні фільтрату за індексом БГКП 1090-1100 КУО/л достатньою для знезаражування дозою діоксиду хлору є 0,4 мг/л; якщо індекс БГКП фільтрату >1100 КУО/л, достатньою дозою ДХ є 0,6 мг/л через 1 год. після введення окислювача.

Для вивчення рівня утворення побічних продуктів (хлоритів) при знезаражуванні фільтрату діоксидом хлору досліджували концентрації 0,4 і 0,6 мг/л (мінімальна і максимальна дози ДХ, що необхідні для знезаражування

фільтрату при початковому значенні індексу БГКП ≥ 1100 КУО/л).

Отримані результати показують, що при знезаражуванні фільтрату ДХ (0,4-0,6 мг/л), концентрації побічних продуктів (хлоритів) не перевищують гігієнічний норматив - 0,2 мг/л. Вихід хлоритів, який розраховано на прореагований ДХ, становить через 1 год. 46,7 (0,4 мг/л)-42,9% (0,6 мг/л); через 2 год. - 42,9% (0,4 мг/л)- 42,5% (0,6 мг/л). У фільтраті, який оброблено зазначеними вище дозами діоксиду хлору, спостерігається незначне зниження таких показників, як ПО (сумарна концентрація відновників), концентрація нітритів.

Для вивчення ймовірності утворення ТГМ у воді при обробці фільтрату ДХ були проведені додаткові лабораторні дослідження. У фільтраті після знезаражування ДХ спостерігається зниження ТГМ у порівнянні з вихідною водою; вільний хлор, як побічний продукт, при обробці даної води не утворюється.

Результати дослідження процесу знезаражування діоксидом хлору підземної води, яка містить Fe^{2+} в концентраціях 0,35-0,45 мг/л, свідчать про наступне.

Концентрація діоксиду хлору, яка необхідна для знезаражування підземної води, що містить двовалентне залізо у концентраціях 0,35-0,45 мг/л, збільшується від 0,4-0,5 мг/л до 0,5-0,6 мг/л; двовалентне залізо відсутнє через 30 хв. після введення ДХ; концентрації хлоритів у знезараженій природній воді значно нижчі у порівнянні з концентраціями хлоритів, які утворюються при знезаражуванні фільтрату (при відсутності Fe^{2+}).

На основі виконаних досліджень обґрунтовано рекомендації про доцільність застосування діоксиду хлору

у технологічній схемі водопідготовки м.Новополицька для знезаражування підземної води.

Висновки даної роботи [1] полягають у наступному.

1. Проведені натурні дослідження процесу вторинного знезаражування водопровідної води, що містить залишковий вільний хлор у концентраціях 0,2-0,8 мг/л, діоксидом хлору свідчать, що діоксид хлору у дозах 0,15-0,3 мг/л проявляє віруліцидну дію, зменшує мутагенну активність води, покращує органолептичні властивості води, не збільшує концентрації ТГМ у воді; знижує концентрації залишкового хлору та утворює незначні концентрації хлоритів ≤ 40 % від введеного діоксиду хлору.

2. Досліджено процес первинного знезаражування (передокислення) діоксидом хлору поверхневої води. Вивчено залежності “доза-час-ефект”: при рівнях мікробного забруднення природної води за індексом БГКП 190-2700 КУО/л достатніми для досягнення гігієнічного нормативу дозами діоксиду хлору є 0,3-0,6 мг/л при експозиції 1 година. Поглинання природною водою діоксиду хлору за 1 годину прямо пропорційне рівню мікробного забруднення і складає 0,16-0,48 мг/л. Середній вихід хлоритів за першу годину обернено пропорційний рівню мікробного забруднення та введеної дозі окислювача; складає 61,8 – 39,4 % від прореагованого ДХ.

Встановлено, що через 5 годин після введення діоксиду хлору залишкова концентрація окислювача знижується на 61 ± 3 %; мікробіологічна якість води покращується при відсутності залишкової концентрації діоксиду хлору; концентрація хлоритів збільшується на 10-20%. Наступні за передокисленням води діючим хлору стадії очистки видаляють завислі речовини, покращують

мікробіологічні показники води, знижують концентрацію хлоритів на 10-12%.

При відтворенні в експерименті повної технологічної схеми водо-підготовки природної води залишкова концентрація окислювача виявлялась в очищеній воді при окисленні дозами діоксиду хлору 0,9- 1 мг/л.

Вивчено вплив каламутності природної води на ефективність знезаражування природної води ДХ. Встановлено, що каламутність природної води (≥ 30 мг/л) знижує бактеріцидну дію окислювача і вимагає збільшення дози, що вводиться. При максимально несприятливих умовах (каламутності 30 мг/л і індексу БГКП >2700 КУО/л) такими концентраціями є $\geq 0,6$ мг/л.

3. Досліджено процес постзнезаражування води із поверхневого джерела діоксидом хлору. Вивчено залежності “доза-час-ефект”: при рівнях мікробного забруднення води після піщаних фільтрів за $ZMЧ = 10^4-10^5$ КУО/см³ достатніми для досягнення гігієнічного нормативу дозами діоксиду хлору є 0,3-0,5 мг/л при експозиції 0,5 год; фільтрат з максимальним мікробним забрудненням поглинає за 0,5 год. 0,38 мг/л діоксиду хлору, а вихід хлоритів становить 31% від прореагованого окислювача. Через 2 год. вихід хлоритів складає 23% від введеного діоксиду хлору.

Встановлено, що високі значення ПО (8-9 мгО/л) та твердості (10 ммоль/л) води не впливають на ефективність бактеріцидної дії діоксиду хлору по відношенню до мезофільних бактерій.

4. Досліджено процес знезаражуванню підземної води діоксидом хлору: при рівнях мікробного забруднення

води після піщаних фільтрів за індексом БГКП ≥ 1100 КУО/л достатніми для досягнення гігієнічного нормативу дозами діоксиду хлору є 0,4-0,6 мг/л при експозиції 1 год. Вихід хлоритів становить через 1 год. 46,7 (0,4 мг/л)- 42,9% (0,6 мг/л); через 2 год. - 42,9% (0,4 мг/л)- 42,5% (0,6 мг/л) від прореагованого окислювача, що не перевищує їх ГДК.

Знезаражування підземної води, яка містить Fe^{2+} , вимагає збільшення концентрації діоксиду хлору для знезаражування води, але забезпечує повне окислення Fe^{2+} до Fe^{3+} та приводить до утворення мінімальних концентрацій хлоритів.

У роботах [4-6] представлено наступні результати впровадження діоксиду хлору в технології водопідготовки.

4.7.5 Гігієнічна оцінка застосування діоксиду хлору для підготовки води централізованого господарсько-питного призначення м. Кременчук.

Заміна газоподібного хлору на діоксид хлору на очисних спорудах м. Кременчук (Полтавська обл., Україна) обумовлена як необхідністю гарантованої епідемічної безпеки і хімічної нешкідливості питної води, так і дотримання екологічної безпеки (відсутня необхідність зберігання скрапленого хлору). Поверхнєве джерело водопостачання м. Кременчука - Кременчуцьке водосховище відноситься до джерел 2 класи, характеризується низькими значеннями мінералізації (не більше 350 мг/л), високим вмістом розчинених органічних речовин, про що свідчать високі значення хімічного споживання кисню (ХПК), перманганатної окиснюваності (ПО) і кольоровості. За макрокомпонентним складом вода є гідрокарбонатно-кальцієвою, значення рН впродовж року

знаходяться в інтервалі значень 7,3-8,6. Вода практично не містить антропогенні забруднювачі: ХОП, нафтопродукти, ПАР, катіони важких металів, за винятком марганцю, концентрації якого за даними ХБЛ можуть досягати значення 0,6 мг/л. В період "цвітіння" Кременчуцького водосховища знижується концентрація розчиненого кисню у воді, підвищуються значення таких показників як кольоровість, каламутність, ХПК, ПО. В період проведення досліджень (з серпня 2002 р. по березень 2003 р.) в річковій воді були виявлені: БГКП, у тому числі фекальні коліформи, *P. aeruginosa*, бактерії роду Сальмонелла, ентерококи, плісневі і дріжджові гриби.

Технологія підготовки питної води на КП "Кременчукводоканал" включає передокислення хлором (2-5 мг/л), коагуляцію (розчином сірчаноокислого алюмінію), освітлення в горизонтальних відстійниках, фільтрацію на швидких фільтрах і постзnezараження хлором. Фільтроцикл триває до 5 годин. Продуктивність ВОС 100-120 тис.м³/доба. Дана технологія очищення природної води не забезпечує якість питної води нормативним вимогам за показниками ПО, концентрації хлороформу, чотирихлористого вуглецю. Для гігієнічного обґрунтування доз діоксиду хлору, необхідних і достатніх для забезпечення епідемічної безпеки і хімічної нешкідливості води на стадіях передокислення і постзnezараження, проведені наступні серії дослідів :

1. Санітарно-гігієнічні дослідження якості фільтрату, отриманого на ВОС КП "Кременчукводоканал", до і після зnezараження діоксидом хлору.

2. Санітарно-гігієнічні дослідження якості природної води до і після передокислення різними дозами діоксиду хлору.

3. Санітарно-гігієнічні дослідження якості природної води до і після передокислення різними дозами діоксиду хлору з подальшими стадіями коагуляції, фільтрування і постзnezараження.

Санітарно-гігієнічні показники води після фільтрів свідчать про те, що якість очищення природної води незадовільна - вода після фільтрів має високі значення кольоровості, каламутності, ПО. Концентрація марганцю вища, ніж в річковій воді і перевищує ГДК (0,1 мг/л). Концентрації хлороформу і чотирихлористого вуглецю у фільтраті перевищують ГДК, що стало результатом застосування хлору на стадії передокислення річкової води, яка містить органічні сполуки. Фільтрат забруднений сальмонелами, що свідчить про несприятливий санітарно-гігієнічний стан водойми і неефективність хлору як зnezаражувального засобу.

Дослідження по зnezараженню фільтрату діоксидом хлору показали залежність між рівнем мікробного забруднення фільтрату і концентрацією діоксиду хлору, достатньою для його зnezараження. Поглинання діоксиду хлору фільтратом за 30 хвилин складає 0,35-0,54 мг/л, що ще раз підтверджує низьку якість передочищення природної води.

Зnezараження фільтрату до гігієнічних нормативів забезпечувалося дозою ДХ, рівною 0,2 мг/л (при якій відбувалася інактивація сальмонел), але залишкові концентрації діоксиду хлору і хлоритів відсутні, що неприпустимо перед поданням води з РЧВ в мережу. Оптимальною концентрацією для зnezараження фільтрату з цими рівнями мікробного забруднення є 0,5 мг/л. При цьому, залишкові концентрації діоксиду хлору (0,08 мг/л) і хлоритів (0,09 мг/л) достатні для збереження

мікробіологічної якості питної води у водорозподільних мережах. При цьому покращуються органолептичні і санітарно-хімічні показники фільтрату: знижуються значення кольоровості на 25,2 %, каламутності - на 57,0 %, ПО - на 15,6 %, нітриту - на 58,3 %, рН - на 0,3 ед.

Концентрація ТГМ у фільтраті знижувалася на 3,88-9,80 %. Знезараження фільтрату, мікробна контамінація якого наростала в процесі зберігання при 22 °С впродовж 7 діб, до гігієнічних нормативів досягається мінімальною дозою 0,6 мг/л. В результаті дослідження процесу передокислення природної води діоксидом хлору встановлено, що при вивчених рівнях бактерійного і хімічного забруднення природної води хлор-діоксид-поглинання за 30 хвилин складає 0,91-0,93 мг/л, незалежно від бактерійного забруднення. Це пов'язано із високим вмістом органічних речовин. Дози діоксиду хлору, необхідні для знезараження річкової води до гігієнічних нормативів питної води (хоча таке завдання не вирішується на стадії передокислення), залежать від мікробного забруднення природної води і складають 0,5 - 1,0 мг/л. Утворення хлоритів в річковій воді при 22 оС відбувається з середнім виходом 10,5 % з розрахунку на введений діоксид хлору. Низькі концентрації хлоритів свідчать про присутність в річковій воді органічних і неорганічних відновників, які взаємодіють з хлоритами, відновлюючи їх до хлоридів. Аналогічні дані отримані при обробці діоксидом хлору природної води оз. Ялпуг (Одеська обл.) [розділ 4.7.3].

Санітарно-гігієнічні дослідження якості природної води до і після передокислення різними дозами діоксиду хлору з подальшими стадіями коагуляції і фільтрування показали високу ефективність застосування діоксиду хлору на цій стадії: зниження кольоровості відбувається на 68,9-

77,2 %, ПО - 42,2 - 46,7 %, каламутності на 100 %, відсутнє утворення ТГМ. Слід зазначити, що в цих лабораторних дослідах для коагуляції застосовували мінімальні об'єми 28,5 % розчину сульфату алюмінію, при яких відбувається утворення пластівців. Фільтрацію проводили через колонку з кварцовим піском. Санітарно-гігієнічні дослідження по знезараженню фільтрату, який отриманий після передокислення діоксидом хлору, з подальшими стадіями коагуляції, фільтрування дозволяють зробити наступні висновки:

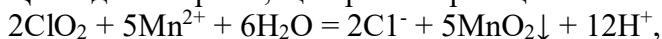
- попри те, що фільтрат, який поступає на знезараження, відповідає гігієнічним нормативам за санітарно-мікробіологічними показниками на питну воду, дози діоксиду хлору складають 0,4-0,5 мг/л;
- хлор-діоксид-поглинання фільтрату (значення ПО після передочищення складають 3,84-4,16 мгО/л) за 30 хвилин складає 0,42-0,43 мг/л;
- введення таких доз забезпечує залишкову концентрацію діоксиду хлору для забезпечення мікробіологічної якості води у водорозподільних мережах;
- вихід хлоритів складає 10,5 % з розрахунку на введений діоксид хлору і не перевищує ГДК (0,2 мг/л) при введенні максимальної рекомендованої концентрації ДХ (передокислення - 1,0 мг/л і постзнезараження - 0,5 мг/л).

Отже, дози діоксиду хлору на стадії постзнезараження залежать від ступеню передочищення природної води. Тому, економічно вигідніше і гігієнічно більш обґрунтовано застосування вискоєфективних коагулянтів, підвищення якості фільтруючого завантаження

і ефективності роботи фільтрів, що дозволить знизити дози ДХ.

Вивчення передокислення діоксидом хлору природної води, що містить Mn^{2+} , показало, що при концентрації $Mn^{2+} = 0,330$ мг/л і $pH = 7,85$ природної води окислюється 75,4 % Mn^{2+} до $MnO_2 \downarrow$ незалежно від введеної концентрації діоксиду хлору (0,2; 0,5; 0,85 мг/л).

Це свідчить про те, що протікає реакція:



тобто, окислюючи Mn^{2+} до $MnO_2 \downarrow$, діоксид хлору відновлюється до хлорид-іона з теоретичною витратою 0,49 мг ClO_2 на 1 мг Mn^{2+} , що відповідає даним літератури [4, 6]: при $pH = 6,5-7,0$ природної води діоксид хлору окислює Mn^{2+} впродовж 10-15 хвилин; витрата діоксиду хлору складає 1,35 мг на 1 мг Mn^{2+} . Відсутність знезаражувальної дії діоксиду хлору в дозі 0,2 мг/л дозволяє зробити висновок про те, що швидкість реакції окислення Mn^{2+} діоксидом хлору вище, чим швидкість процесу знезараження. Отже, передокислення природної води, що містить Mn^{2+} , при $pH > 7$, обумовлює необхідність додаткового введення діоксиду хлору в кількостях, що відповідають теоретичним витратам, тобто 0,49 мг діоксиду хлору на 1 мг Mn^{2+} .

Отримані результати обґрунтовують впровадження діоксиду хлору для підготовки води централізованого господарсько-питного призначення на КП "Кременчукводоканал" як засобу забезпечення епідемічної безпеки і хімічної нешкідливості питної води, яка споживається жителями м. Кременчук.

4.3.6 Гігієнічна оцінка застосування діоксиду хлору для підготовки води централізованого господарсько-питного призначення м. Жовті Води.

Мета роботи полягала в санітарно-гігієнічному обґрунтуванні застосування діоксиду хлору в технологічній схемі обробки питної води на стадіях передокислення і постзnezараження для забезпечення відповідності якості води в системі господарсько-питного водопостачання м. Жовті Води (Дніпропетровська область) нормативним вимогам за показниками епідемічної безпеки і хімічної нешкідливості.

Технологія підготовки питної води на ДКП "Енергодоканал" включає передокислення хлором (2-5 мг/л), коагуляцію (1 % сірчаноокислий алюміній), освітлення в горизонтальних відстійниках, фільтрацію на швидких фільтрах і постзnezараження хлором. Тривалість фільтроциклу складає близько 4 годин. Продуктивність ВОС - 26 тыс. м³/доба.

Ця технологія очищення природної води не забезпечує якість питної води нормативним вимогам за такими показниками, як перманганатна окиснюваність (ПО), концентрація хлороформу, чотирехлористого вуглецю. Для гігієнічного обґрунтування доз діоксиду хлору, необхідних і достатніх для забезпечення епідемічної безпеки і хімічної нешкідливості води на стадіях передокислення і постзnezараження проведені наступні серії дослідів:

- дослідження якості природної води до і після передокислення різними дозами діоксиду хлору;
- дослідження якості природної води до і після передокислення різними дозами діоксиду хлору, коагуляції і фільтрування;

- дослідження якості природної води до і після передокислення різними дозами діоксиду хлору, коагуляції і фільтрування і постзnezараження різними дозами діоксиду хлору;
- дослідження якості природної води до і після коагуляції, фільтрування і постзnezараження різними дозами діоксиду хлору.

Встановлено, що при встановлених рівнях бактерійного забруднення мінімальна достатня доза для зnezараження води на стадії передокислення складала 0,3 мг/л.

При обробці природної води більш високими дозами діоксиду хлору (до 1,6 мг/л) встановлено, що хлордіоксидпоглинання природної води складає 0,95-1,52 мг/л. Це пов'язана з певним вмістом органічних речовин, які впливають на ефективність зnezараження. Аналогічні дані при обробці діоксидом хлору природної води оз. Ялпуг (Одеська обл.). Вихід хлоритів через 30 хв. складає $30 \pm 5 \%$, а вихід хлору - $20 \pm 5 \%$ по масовій концентрації з розрахунку на введений діоксид хлору. Зі збільшенням концентрації діоксиду хлору прямо пропорційно збільшується концентрація хлоритів.

Слід зазначити, що ця залежність встановлена для оброблюваної води з температурою $+3 \text{ }^\circ\text{C}$. При обробці природної води з температурою $\geq 18 \text{ }^\circ\text{C}$ дозами діоксиду хлору 0,3-0,5 мг/л концентрація хлоритів складала $< 0,05$ мг/л, що пояснюється впливом температури на швидкість взаємодії хлоритів з розчиненими у природній воді органічними сполуками.

Отримані результати дозволяють зробити висновок,

що передокислення природної води при виявленні в ній загальних колиформ, *Escherichia coli*, ентерококів, сальмонелл, *P. aeruginosa*, плісневих і дріжджових грибів дозами ДХ 0,3-0,5 мг/л призводить до її знезараження до гігієнічних нормативів питної води; зниженню кольоровості на 5-10%, значення рН на 0,1-0,3 од., концентрації нітриту, відсутності утворення галогенорганічних сполук. При цьому залишкова концентрація діоксиду хлору <0,05 мг/л, а утворення хлоритів залежить від температури води: при $t \geq 18$ °C - концентрація хлоритів <0,05 мг/л; при $t \leq 3$ °C - 0,12-0,18 мг/л. Слід зазначити, що передокислення річкової води хлором (≥ 2 мг/л) має значно меншу бактерицидну дію.

Подальша коагуляція (з мінімально встановленим об'ємом розчину коагулянта, при якому відбувається утворення пластівців) і фільтрування дозволяють знизити кольоровість і перманганатну окиснюваність природної води, тобто ефективно видаляють розчинені органічні сполуки з природної води.

У зв'язку з викладеним, в цій технологічній схемі водопідготовки є обов'язковим постійне проведення процесу коагуляції з використанням ефективних реагентів незалежно від каламутності природної води. Видалення органічних сполук з води дозволяє знизити дозу діоксиду хлору на стадії постзнезараження, а також забезпечити залишкову концентрацію діоксиду хлору перед поданням води з РЧВ у водорозподільну мережу.

Оптимальні дози діоксиду хлору для обробки води на стадії постзнезараження повинні забезпечувати епідемічну безпеку води і стабільність мікробіологічної якості води у водорозподільних мережах, тобто, вода з РЧВ повинна поступати із залишковою концентрацією діоксида хлору, а концентрація хлоритів не повинна перевищувати

ГДК (0,2 мг/л).

При передокисленні природної води дозами ДХ 0,3-0,5 мг/л на постзnezараження поступає вода, яка відповідає гігієнічним нормативам на питну воду за санітарно-мікробіологічними показниками. Як показують проведені дослідження, залишкові концентрації окисників (через 30 хв після введення ДХ) залежать від ступеню передочищення природної води від органічних сполук, введеної дози ДХ і температури води. Виконані дослідження за визначенням оптимальних доз ДХ на стадії постзnezараження показують, що при зnezараженні води дозою ДХ 0,3 мг/л залишкова концентрація ДХ практично відсутня ($\leq 0,05$ мг/л). В результаті постзnezараження води дозою діоксиду хлору 0,5 мг/л залишкові концентрації діоксиду хлору складають 0,08-0,13 мг/л, а концентрації хлоритів, що утворилися, в результаті передокислення дозами ДХ 0,3-0,5 мг/л і подальшого постзnezараження $\leq 0,2$ мг/л.

Отже, дози діоксиду хлору на стадії постзnezараження залежать від ступеню передочищення природної води. Тому економічно вигідніше і гігієнічно обгрунтовано постійне проведення коагуляції із застосуванням високоефективних реагентів, підвищення якості фільтруючого завантаження і ефективності роботи фільтрів, що дозволить значно знизити дози ДХ: на стадії передокислення - 0-0,3 мг/л; на стадії постзnezараження $\leq 0,3$ мг/л. Таким чином, рекомендовані дози діоксиду хлору забезпечують епідемічну безпеку питної води (у тому числі, за вірусологічними показниками), хімічну нешкідливість (відсутність в питній воді тригалогенметанів; відповідність концентрації хлорит - аніонів нормативній), сприятливі органолептичні властивості (усунення плісеневого запаху).

Отримані дані дозволили впровадити діоксид хлору

в діючу технологічну схему водопідготовки р. Жовті Води.

4.3.7. Гігієнічна оцінка застосування діоксиду хлору для підготовки води централізованого господарсько-питного призначення м. Севастополь.

Мета досліджень полягала в санітарно-гігієнічному обґрунтуванні застосування ДХ в технологічній схемі підготовки питної води на водопровідних очисних спорудах ДКП "Севгорводоканал" (гідровузол № 3).

Джерела водопостачання м. Севастополя наступні.

1) Поверхнєве джерело - р. Чорна, яка відноситься до джерел 2 класу, характеризується середньою мінералізацією (значення сухого залишку не перевищує 300 мг/л), середніми значеннями жорсткості (≤ 5 ммоль/л), середньорічним значенням рН=7,8; низьким вмістом розчинених органічних речовин, про що свідчать значення перманганатної окислюваності, БПК₅, ХПК.

Річкова вода практично не містила антропогенні забруднювачі: нафтопродукти, СПАР, катіони важких металів тощо. В січні-лютому 2003-2004 рр. максимальні значення каламутності досягали 33,83-35,77 мг/л, кольоровості - 23-51 град. (за даними ХБЛ ДКП "Севгорводоканала" і даним Севастопольської міської СЕС).

За мінеральним складом вода р. Чорна є гідрокарбонатно-кальцієвою, з низькою мінералізацією, малокаламутною і малокольоровою. За санітарно-мікробіологічними показниками вода р. Чорна в 2003-2004 рр. не відповідала вимогам до джерел 2 класи, число *E. coli* часто перевищувало норму (> 1000 100/мл).

Вірусологічні дослідження, проведені у 2004 р., показали, що на гідровузлах ДКП "Севгорводоканал" відсоток виявлених проб води з ентеровірусами склав 4,82

%, з ВГА - 6,63 %. В період проведення досліджень (листопад, грудень 2004 р.) у воді р. Чорна були виявлені: загальні колі-форми, *E. coli*, сальмонели. При вірусологічному дослідженні проб води не виявлені антигени ротавірусів, аденовірусів, ентеровірусів, реовірусів, ВГА.

2) Підземні джерела - артезіанські свердловини. Вода з артезіанських свердловин більше мінералізована, ніж вода р. Чорна : середньорічні (2003-2004 рр.) значення: жорсткості - 6,6-6,9 ммоль/л; лужності - 5,38-5,23 ммоль/л; концентрації хлоридів - 48,8-52,5 мг/л; концентрації сульфатів - 68 мг/л; сухого залишку - 515 мг/л, рН- 7,3-7,18. Підземна вода має низькі значення ПО - 1,22-1,15 мгО/л; концентрація нітратів - 41-43 мг/л. За хімічним складом вода артезіанських свердловин є гідрокарбонатно-кальцієвою, з середньою мінералізацією, низьким вмістом органічних речовин. За даними ХБЛ ДКП "Севгорводоканал" санітарно-бактеріологічні показники підземної води відповідають вимогам для підземних джерел 1 класу. Санітарно-бактеріологічні показники підземної води, відібраної в листопаді місяці 2004 р. наступні : ЗМЧ при 37 °С через 24 години = 8; 11 КУО/мл; ЗМЧ при 22 °С через 72 години= 3800; 4000 КУО/мл; загальні коліформи = 9 КУО/л; *E. coli* і патогенні бактерії не виявлені.

Технологія підготовки питної води на ДКП "Севгорводоканал" включає передокислення хлором поверхневої води, коагуляцію, освітлення в горизонтальних відстійниках, фільтрацію на швидких фільтрах, змішування з підземною водою і постзнезараження хлором в РЧВ. Продуктивність ВОС - 120-140 тыс.м³/доба.

Співвідношення змішуваних об'ємів поверхневої води : підземної води = 7: 5. Дози хлору складають на стадії

передокислення - 2-1 мг/л(4-2,5 мг/ л в паводок); на стадії постзnezараження - 1,2-0,8 мг/л (1,5-1,2 мг/л в паводок).

Ця технологія не забезпечує якість питної води за показниками епідемічної безпеки : в 2004 р. виявлені ентеровіруси в 2,67 % і ВГА в 4 % досліджуваних проб води з водорозподільчої мережі.

Для гігієнічного обґрунтування доз діоксиду хлору, необхідних і достатніх для забезпечення епідемічної безпеки і хімічної нешкідливості води на стадіях передокислення і постзnezараження, проведені серії лабораторних дослідів. Встановлено, що мінімальною достатньою дозою для зnezараження поверхневої води на стадії передокислення до гігієнічних нормативів питної води є доза 0,3 мг/л через 30 хв. після обробки.

Хлордіоксидпоглинання природної води складало 0,2 мг/л. При обробці природної води більш високими дозами діоксиду хлору (0,5-0,76 мг/л) це показник зростав до 0,25-0,27 мг/л. Це пояснюється впливом концентрації діоксиду хлору на швидкість взаємодії з розчиненими в природній воді органічними сполуками, які не впливають на ефективність зnezараження. Вихід хлоритів через 30 хв. з розрахунку на поглинений ДХ складав $59 \pm 1\%$. Передокислення природної води дозами ДХ 0,3-0,5 мг/л призводило до зниження значень кольоровості на 5-10%, ПО - на 13,3- 26,7 %; рН на 0,1-0,2 од, відсутності утворення галогенорганічних сполук. Подальші стадії технологічного процесу очищення поверхневої води: коагуляція (з мінімально встановленим об'ємом розчину коагулянта, при якому відбувається утворення пластівців) і фільтрування дозволяли знизити каламутність, кольоровість і ПО; концентрації діоксиду хлору і хлоритів знижувались до 0,14 и 0,05 мг/л відповідно .

Рекомендації по застосуванню низьких доз діоксиду хлору (0,3-0,5 мг/л) на стадії передокислення до введення коагулянта, на відміну від таких, що традиційно застосовуються (1-5 мг/л), пов'язані з наступними, чинниками:

- введення доз діоксиду хлору 1-5 мг/л приводить до утворення хлоритів в концентраціях, що перевищують ГДК (0,2 мг/л), які потім необхідно видаляти, що ускладнює технологічний процес водопідготовки;
- введення доз діоксиду хлору 1-5 мг/л призводить до зниження рН початкової води (у воду дозується солянокислий розчин діоксиду хлору), що уповільнює процес гідролізу коагулянта;
- низькі дози ДХ 0,3-0,5 мг/л при обробці початкової води утворюють хлорит-аніони в концентраціях $\leq 0,2$ мг/л, які проявляють окислювальні властивості в кислому середовищі внаслідок гідролізу коагулянту:

$$\text{Al}^{3+} + 3\text{H}_2\text{O} = \downarrow \text{Al}(\text{OH})_3 + 3\text{H}^+$$

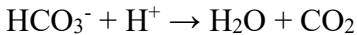
$$\text{ClO}_2^- + 4\text{e}^- + 4\text{H}^+ = \text{Cl}^- + 2\text{H}_2\text{O}.$$

Отже, обробка початкової води діоксидом хлору в концентраціях 0,2-0,5 мг/л з подальшою коагуляцією призводить до первинного знезараження природної води, часткового окислення органічних сполук і видалення хлоритів, що утворилися, на цій стадії з використанням їх окислювальних властивостей.

Проведення процесу коагуляції з використанням ефективних реагентів сприяє видаленню каламутності, органічних сполук, бактерійного забруднення, що дозволяє знизити дозу діоксиду хлору на подальшій стадії знезараження води перед поданням у водорозподільчі

мережі. Знезараження підземної води до гігієнічних нормативів забезпечується обробкою води дозою діоксиду хлору 0,34 мг/л, але залишкова концентрація діоксиду хлору складає 0,05 мг/л, що недостатньо перед подачею води з РЧВ в мережу.

Хлордіоксидпоглинання підземної води за 30 хвилин складало 0,29 мг/л, що вище цього показника для поверхневої води, незважаючи на нижчу бактерійну забрудненість. Це може бути пов'язано, по-перше, з підвищеною жорсткістю і лужністю підземної води у порівнянні з поверхневою і впливом солянокислого розчину діоксиду хлору на вуглекислотну рівновагу:



внаслідок чого випадає осад карбонату кальцію, при цьому трохи знижуються значення жорсткості і лужності води, підвищується рН води і зміщується управо рівновага реакції



по-друге, зі змістом в підземній воді відновника, який не ідентифікований. Вихід хлоритів через 30 хв. з розрахунку на поглинений ДХ складає $55,2 \pm 6,9\%$.

Оптимальні дози діоксиду хлору для обробки води на стадії постзнезараження повинні забезпечувати епідемічну безпеку води і стабільність мікробіологічної якості води у водорозподільних мережах, тобто, вода з РЧВ повинна поступати із залишковою концентрацією діоксиду хлору $\geq 0,1$ мг/л, а концентрація хлоритів не повинна перевищувати ГДК - 0,2 мг/л.

На постзнезараження поступає вода, яка відповідає гігієнічним нормативам на питну воду за санітарно-мікробіологічними показниками. Виконані дослідження за визначенням оптимальних доз ДХ на стадії

постзnezараження показують, що для зnezараження води достатніми дозами ДХ є 0,3-0,5 мг/л. Поглинання ДХ водою на цій стадії відбувається за рахунок поглинання підземною водою.

Ці дослідження дозволили зробити наступні висновки:

1. Технологія підготовки питної води на ДКП "Севгорводоканал" не забезпечує якість питної води за показниками епідемічної безпеки.

2. Доза ДХ, що вводиться на стадії передокислення поверхневої води, повинна відповідати ClO_2 - поглинанню за 30 хв. Встановлено, що на подальших стадіях очищення (коагуляції і фільтрування) відбувається видалення каламутності, хлоритів, зниження концентрації органічних сполук, що дозволяє знизити дозу діоксиду хлору на подальшій стадії зnezараження води перед поданням у водорозподільчі мережі.

3. ClO_2 - поглинання підземної води за 30 хв. складає 0,29 мг/л; вихід хлоритів через 30 хв. з розрахунку на поглинений ДХ складає $55,2 \pm 6,9\%$.

4. Встановлено, що для постзnezараження води необхідно застосовувати дози ДХ 0,3-0,5 мг/л; залишкова концентрація ДХ у воді перед поданням у водорозподільчі мережі повинна складати 0,1-0,2 мг/л; залишкова концентрація ДХ в точках водорозподільчої мережі повинна складати не менше 0,05 мг/л; залишкова концентрація хлоритів не повинна перевищувати 0,2 мг/л.

5. Сумарна концентрація діоксиду хлору, яка вводиться на стадіях передокислення і постзnezараження, не повинна перевищувати 0,8 мг/л для гарантованої хімічної нешкідливості питної води.

Результати проведених досліджень дозволили

впровадити діоксид хлору в діючу технологічну схему водопідготовки м. Севастополя.

4.2.8 Гігієнічна оцінка використання діоксиду хлору в технології підготовки питної води на Дніпровському водопроводі м. Києва.

На Дніпровській водопровідній станції Прат "АК "Київводоканал"(ДНВС) 21.07.2020 введений в тимчасову експлуатацію цех по виробництва діоксиду хлору у рамках проведення пуско-налагоджувальних робіт. До складу цеху по виробництву діоксиду хлору входять: відділення генераторів, за допомогою яких здійснюється виробництво діоксиду хлору, склади для зберігання реагентів хлориту натрію і соляної кислоти, відділення нейтралізації (система нейтралізації реагентів), операторська, вузли дозування діоксиду хлору для первинної і вторинної обробки.

Для виробництва діоксиду хлору використовуються генератори серії T 70G4000 фірми De NORA(Італія), загальна потужність яких складає 16 кг/годину, устаткування для дозування хлориду заліза, технологічні трубопроводи і контрольно-вимірювальне устаткування.

Технологія знезараження питної води діоксидом хлору передбачає два етапи обробки води. Перший етап - окислення забруднень, другий - знезараження питної води.

На першому етапі діоксид хлору вводиться у воду р. Дніпро на насосній станції першого підйому (до аванкамери). Після контакту діоксиду хлору із забрудненнями води упродовж 20-30 хвилин у воду перед змішувачами подається хлорид заліза дозами, які потрібні для видалення хлоритів і залишків діоксиду хлору. Надалі відбувається обробка води коагулянтном і флокулянтном в

змішувачах і подання її у відстійники для видалення зкоагульованих забруднень. З відстійників вода поступає в швидкі фільтри, де видаляються залишки забруднень.

Другий етап обробки води діоксидом хлору здійснюється після швидких фільтрів. Для знезараження очищена вода повторно обробляється діоксидом хлору дозами, які забезпечують концентрацію діоксиду хлору у воді після резервуарів чистої води (перед поданням у водопровідну мережу від ДНВС) більше ніж 0,1 мг/л. Фактичні концентрації діоксиду хлору в питній воді в період проведення пуско-налагоджувальних робіт складали від 0,1 мг/л до 0,23 мг/л і хлоритів - від 0,05 мг/л до 0,58 мг/л. У цей період залишкові концентрації заліза в питній воді складали від 0,10 мг/л до 0,39 мг/л. Середні значення цих показників, а саме: діоксиду хлору, хлоритів і заліза, складали відповідно до 0,13 мг/л, 0,20 мг/л і 0,20 мг/л.

Впродовж усього періоду з початку використання діоксиду хлору якість питної води за мікробіологічними показниками відповідала вимогам ДСанПин 2.2.4-171-10. Слід зазначити також, що при проведенні пуско-налагоджувальних робіт виникла необхідність переобладнання і підвищення надійності вузлів очищення води р. Дніпро перед її поданням у вимірювальний осередок хлоритів і діоксиду хлору, а також вузла очищення хлориду заліза від домішок перед насосами-дозаторами.

Мета дослідження полягала у встановленні оптимальних параметрів процесу первинного і завершального знезараження води діоксидом хлору за умови дотримання діючої водоочисної технології. Ця технологія включає коагуляцію/флокуляцію, відстоювання і фільтрування.

Завдання полягали в забезпеченні поліпшення

органолептичних і фізико-хімічних показників якості питної води, епідемічної безпеки, мінімізації утворення токсичних летких хлорорганічних сполук і властивих діоксиду хлору побічних продуктів дезінфекції (хлоритів, хлоратів) до безпечних рівнів. У дослідженнях використаний діоксид хлору, який отримували за допомогою генератора Т 70G4000 виробництва De NORA з використанням хлориту натрію марки Biogreen acticlor (хлорит натрію 20-31 %) виробництва Borman Italiana і соляної кислоти вітчизняного виробництва.

У дослідах діоксид хлору для первинного знезараження води використовували в дозах 2,0; 2,8; 3,4 і 4,0 мг/л, для вторинного - в дозі 0,5 мг/л. Разом з діоксидом хлору воду обробляли коагулянтном сульфатом алюмінію в дозі 140 мг/л і флокулянтном TR650 в дозі 0,3 мг/л. Після відстоювання і фільтрування вода досліджувалася за санітарно-хімічними і мікробіологічними показниками, а також за вмістом побічних продуктів хлорування.

Якість річкової води після обробки діоксидом хлору за участю коагулянта і флокулянта, відстоювання і фільтрування покращувалася при усіх дозах діоксиду хлору. При найменшій дозі діоксиду хлору 2,0 мг/л зниження показників каламутності і кольоровості води складало 82,6% і 86,3%, ПО - 65,0%, вміст заліза зменшувався на 18,7%. Збільшення дози діоксиду хлору удвічі до 4,0 мг/л практично не змінило показники ефективності по каламутності, кольоровості і ПО, окрім заліза, початкова концентрація якого помітно зменшилася (на 37,5%). Навіть при найвищій дозі діоксиду хлору вміст у воді органічних речовин і заліза дещо перевищував допустимі рівні для питної води.

Дослідження дезінфікуючої дії діоксиду хлору

показало його високу ефективність відносно показників мікробного забруднення. При дозі діоксиду хлору 2,0-4,0 мг/л відзначалося зниження індикаторних мікроорганізмів у воді на 93-100%, що свідчить про його високу бактерицидну активність як знезаражувального засобу. Представляло інтерес визначення залишкового рівня діоксиду хлору і побічних продуктів обробки води - хлоритів, хлоратів, алюмінію і тригалогенметанів. Як показали результати досліджень, після обробки різними дозами діоксиду хлору за участю коагулянта і флокулянта, відстоювання і фільтрування у воді не спостерігалося утворення хлоритів і алюмінію в наднормативних концентраціях.

Згідно Методичних рекомендацій «Санітарно-епідеміологічний нагляд за знезаражуванням води у системах централізованого господарсько-питного водопостачання діоксидом хлору» гігієнічний регламент знезараження води діоксидом хлору полягає у наступному.

Доза діоксиду хлору, що вводиться на стадії передокислення, визначається експериментально, залежно від якості природної води.

У загальному випадку залишкові концентрації:

- діоксиду хлору у воді після 15-30 хв. контакту повинні мати значення не менше 0,1 мг/л;
- діоксиду хлору у всіх точках водорозподільних мереж повинні бути не менше 0,05 мг/л;
- хлоритів у воді, що надходить до споживачів, не повинні перевищувати 0,2 мг/л.

Таким чином, дані літератури і результати проведених досліджень дозволяють заключити, що діоксид хлору є епідемічно та екологічно безпечним, токсикологічно нешкідливим, технологічно адекватним і економічно прийнятним засобом обробки води в системах

господарсько-питного водопостачання населених пунктів.

Література

1. Петренко Н.Ф. Гігієнічне обґрунтування застосування діоксиду хлору у технологіях водопідготовки. Дис. ... к. б. н. 14.02.01. Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва АМН України. Київ. 2002. 164 с.
2. Мокиенко А. В. Эколого-гигиенические основы безопасности воды, обеззараженной диоксидом хлора. Дис. ... д. мед. н.: 14.02.01 ГУ«Институт гигиены и медицинской экологии им. А.Н. Марзеева АМН Украины». К. 2009. 348 с.
3. Петренко Н. Ф. Наукове обґрунтування комбінованих методів знезараження питної води. Дис. ... д. б. н.: 14.02.01 ДУ „Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва Академії медичних наук України”. К. 2012. 396 с.
4. Петренко Н.Ф., Мокиенко А.В. Диоксид хлора: применение в технологиях водоподготовки. Одесса. «Optimum». 2005. 486 с.
5. Мокиенко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.И. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Т. 2. Диоксид хлора. Одесса. ТЭС, 2012. 604 с.
6. Мокиенко А. В. Диоксид хлора: применение в технологиях водоподготовки. 2-е изд. перераб и доп. Одесса. «Фенікс», 2021. 336 с.

Лекція 5

Знезараження води озоном

Вперше на окислювальні властивості озону звернув увагу при його відкритті Шенбейн в 1840 р. Перші досліді по використанню бактерицидних властивостей озону були виконані у Франції де Меринтенсом в 1886 р. П'ятьма роками пізніше в Німеччині Селі проведені дослідні випробування промислової установки по дезинфекції води. У 1893 р. експериментально доведено, що при обробці води озоном може бути досягнута її повна стерилізація. У тому ж році Шнеллер, Ван-дер-Слеєм і Тіндал здійснюють будівництво промислових озонаторів в Голландії. Після тривалих успішних випробувань, в результаті яких відзначалася ефективна дія озону на бактерії, один з цих озонаторів експонувався на гігієнічній виставці в Парижі.

Після перших же дослідів експлуатації був отриманий високий бактерицидний ефект. Проте, при цьому відзначалося, що наявність у воді органічних забруднень дещо знижує активність озону. Вказувалося, що обробка озоном надає воді прозорість, видаляє запах, підвищує вміст розчиненого кисню і не вносить у воду яких-небудь елементів, небезпечних для здоров'я людей.

У Росії випробування озону в якості засобу для знезараження води були рекомендовані V

Водопровідним з'їздом (1901 р.) після доповіді відомого інженера Н. П. Зиміна, який характеризував "озонування води як засіб для усунення недоліків її фільтрування при міських водопроводах". З'їзд прийняв постанову "Про випробування способу озонування в Росії в застосуванні до справи постачання міст річковими і поверхневими водами". У розгорнутій постанові Восьмого водопровідного з'їзду (1907 р.) відзначалося, що "озонацію води слід віднести в санітарному відношенні до кращих і заслуговуючих на увагу способів хімічного знешкодження питної води".

На початку ХХ століття склалася і протрималася декілька десятків років односпайна думка про озон, передусім, як про дезінфектант. Озонуванню було відведено місце у кінці технологічної схеми очищення. З початку 30-х років озону знову починає приділятися велика увага і передусім завдяки універсальності його дії на забруднення, тобто як окисника і дезінфектанта. У 70-х роках стало звичним говорити про можливість застосування озону для вилучення різного роду забруднень не лише на кінцевій стадії очищення води, але і на проміжній і початковій.

У 1979 р. установки по озонуванню використовували на очисних станціях 29 країн: у Франції - 594, в Швейцарії - 150, у ФРН - 136, в Австрії - 42, в Канаді - 23 і т. д. Про зростаючу

популярність цього методу можна судити з наступних даних: одній тільки французькою фірмою "Треїлігаз", яка спеціалізувалася у сфері озонування, в 70-80 рр. щорічно вводилося в експлуатацію для потреб водопідготовки 40-50 установок різної продуктивності.

Фізико-хімічні властивості озону.

Озон (O_3), алотропічна модифікація кисню, є одним з найбільш сильних окисників (окиснювально-відновний потенціал, ОВП = 2,07 Вт) і радикало-утворювачів; у кислому середовищі по окиснювальній активності він поступається тільки фтору, перксенат-іону, атомарному кисню, ОН-радикалам і незначному числу інших окисників.

При нормальних температурі і тиску озон є газом блідо-голубого кольору. Він має характерний запах, який відчутний вже при розбавленні 1: 500000. Озон конденсується в темно-синю рідину з парамагнітними властивостями. У твердому виді є темно-синіми, практично чорними кристалами.

Озон у водних розчинах за нормальних умов і відносно незначних концентрацій, які характерні для його застосування у водних технологіях, розкладається в 5-8 разів швидше, ніж в газовій фазі. Доведено, що при озонуванні води

утворюються активні форми кисню (АФК), які є вільними радикалами, і гідроксил-радикали.

Розкладання озону у водних основних розчинах відбувається з утворенням O_3^- , аніон-радикала атомарного кисню O^- , супероксидного аніон-радикала O_2^- і молекулярного кисню. Озонування у ряді випадків є універсальним методом обробки води, оскільки окрім знезараження вода дезодорується і розкладаються органічні речовини, що викликають кольоровість води. Для видалення цих забруднень без застосування озону знадобилися б хлорування, коагуляція і вуглевання води.

При озонуванні в оброблювану воду не вводяться сторонні домішки, а озон, що не прореагував, через короткий інтервал часу перетворюється на кисень, тому дозування озону не вимагає особливої точності. Обробка води надмірною кількістю озону не спричиняє специфічного запаху. Вміст залишкового озону після виходу води з камери змішення має бути 0,1-0,3 мг/л.

Умови електросинтезу озону

В основі промислового отримання озону лежить реакція розщеплювання молекули кисню на атоми під дією тихого електричного розряду з

подальшим приєднанням до молекули одного атома кисню.

На практиці озон отримують в спеціальних апаратах - озонаторах, в яких повітря з певною швидкістю пропускається між двома електродами, сполученими з джерелом змінного струму високої напруги (5- 20 кВ). Конструктивно електроди виконуються у вигляді двох концентрично розташованих циліндрів різного діаметру або у вигляді двох паралельних пластин.

У зв'язку з тим, що 85-95 % споживаної озонатором електроенергії витрачається на тепловиділення, електродну систему необхідно охолоджувати, оскільки озон при підвищеній температурі швидко розкладається.

Розчинність озону у воді, як і усіх малорозчинних газів, згідно із законом Генрі, пропорційна його парціальному тиску або концентрації в газовій фазі. Вона падає при підвищенні температури і зростає при підвищенні тиску. Найсильніше на синтез озону впливає наявність в початковому газі водяної пари. Навіть невелика вологість помітно знижує концентрацію озону. Особливо різкий спад спостерігається при великій вологості, коли змінюється структура розряду. У цих умовах в розрядному просторі разом з озоном синтезуються оксиди азоту. Останні, взаємодіючи з водою, що міститься в повітрі, утворюють азотну кислоту, яка викликає

корозію устаткування, арматури і трубопроводів. Це збільшує електроопір розрядного простору і знижує ефективність синтезу озону.

Продуктивність озонатора значно зростає при збагаченні повітря киснем. Наприклад, додавання 10 % кисню дозволяє збільшити продуктивність озонатора на 30 %. Для збагачення повітря киснем застосовують цеоліти, які селективно сорбують з нього азот. При цьому одночасно зі збагаченням O_2 відбувається і глибоке осушення повітря.

Конструкції озонаторів.

Озонатори промислового типу відрізняються один від одного конструктивним оформленням, засобами охолодження електродів і діелектрика, а також напругою і частотою струму. Озонатори невеликої продуктивності зазвичай виконуються з парою електродів і мають трубчасту форму. Охолодження їх спрощене, оскільки теплота електричного розряду розсіюється від електродів в навколишнє середовище.

Відносно велика кількість повітря, що проходить через озонатор, також сприяє відведенню теплоти, але при цьому концентрація озону в озono-повітряної суміші знижується. Для отримання значних кількостей озонованого повітря з підвищеною концентрацією озону потрібні

досконаліші охолоджувальні пристрої. В той же час, збільшуючи продуктивність озонаторів, не слід забувати про компактність охолоджувальних пристроїв.

У технології обробки води застосовуються два основні типи озонаторів : трубчасті (горизонтальні і вертикальні) і плоскі пластинчаті (з центральним колектором і з подовжньою циркуляцією). Апарати трубчастого типу, створені у кінці сорокових років, виявилися прогресивнішими. Ці апарати нині виробляють основну кількість озону. Продуктивність найбільш досконалих трубчастих озонаторів складає 10 - 12 кг озону в годину.

Трубчастий озонатор з горизонтально розташованими електродами є апаратом, що складається з циліндричного корпусу і знімних сферичних днищ. Для закріплення розміщеного в корпусі озонатора пакету електродів і розділення його на три секції встановлені вертикальні опорні ґрати. У найбільш довгій середній секції розташовані трубчасті електроди, між якими циркулює охолоджувальна вода. Через одну з двох крайніх секцій поступає сухе повітря, а через іншу - виходить озонований газ.

Кожна розрядна трубка має два коаксіально (співісно) розташованих електроду. Один з них - трубка з нержавіючої сталі (заземлений електрод) - є електродом низької напруги, інший - скляна

трубка з нанесеним на її внутрішню поверхню шаром струмопровідного покриття з графіту або алюмінію - електродом високої напруги.

За допомогою центруючих кілець кожна скляна трубка встановлюється точно по сталевій осі. У кільцевому проміжку між електродами, розділеними діелектричним бар'єром і повітряним прошарком в 2,5 мм, при напрузі 15 кВ виникає тихий розряд, під впливом якого синтезується озон.

Для відведення теплоти із зони розряду зовнішні електроди охолоджуються водою з температурою 20 °С. Температура води в озонаторах, як правило, підвищується не більше ніж на 6 - 8 °С. Витрата води складає 3 - 5 м³ на 1 кг озону. Оскільки якість охолоджувальної води не змінюється, її можна багаторазово використати для охолодження озонаторів, а також застосовувати для технологічних цілей і господарсько-питного водопостачання.

Технологічні схеми озонування води

Озонування води - складний хіміко - технологічний процес, що вимагає об'єднання в одній установці пристроїв для компресії і кондиціонування повітря, отримання озону, змішування його з водою, рекуперації або розкладання озону, що не прореагував.

Принципова технологічна схема сучасної озонуючої установки полягає в наступному.

Повітря із незабрудненої зони (повітрязабір розташовують на 4 м вище коника даху) проходить через касетний повітряний фільтр, де очищається від пилу, потім стискається поршнеvim або ротаційним компресором і спрямовується в другий касетний фільтр (завантажений активованим вугіллям або коксовим горішком), в якому очищається від крапель олії, що потрапили в повітря в компресорі. Частина повітря при виході з фільтру спрямовується в змішувач фільтрувальної станції для інтенсифікації змішування озону з водою, інше повітря поступає на осушення в зрошувальний холодильник. Тут відбувається охолодження повітря, температура якого після компресії підвищується до 40-50 °С, і виділення з нього вологи. Охолоджується повітря під час руху по трубах холодильника водою, що зрошує їх поверхню.

Для озонаторних установок продуктивністю більше 6 кг/ч озону застосовують двоступінчате осушення повітря.

На першому етапі повітря охолоджують до температури 7 °С в холодильній установці, на другій - осушують в адсорберах.

Осушене і охоложене повітря поступає в озонатори, де перетворюється на озон. Суміш повітря і озону з озонаторів поступає в змішувач

для змішування з оброблюваною водою. Витрата електроенергії на синтез 1 кг озону, включаючи підсобне устаткування озонаторної, складає 30-40 кВт/годину.

Змішування озono-повітряної суміші з оброблюваною водою.

Важливим етапом в роботі озонаторної установки є змішування озono-повітряної суміші з оброблюваною водою, яке повинне забезпечити швидке і ефективно використання озону. Для цього в сучасних установках застосовують барботаж пористими або перфорованими дифузорами, гідравлічне емульсування, механічну інжекцію і змішення в контактних басейнах.

Схема барботування озono-повітряної суміші перфорованими трубами-дифузорами.

Компресором повітря подається в адсорбер, де осушується, потім в озонатор. По трубі озоноване повітря спрямовується в контактну камеру з розміщеними на її дні дифузорами у вигляді перфорованих труб або пористих фільтросних пластин. По трубі назустріч потоку розсіюваних дифузорами найдрібніших бульбашок озону поступає вода для обробки. Оброблена озonom вода по бічній кишені піднімається і

переливається у збірний канал. Частина озону, що не прореагувала, відводиться через витяжну трубу.

Озон, що не прореагував і накопичується під верхнім перекриттям камери, у вигляді шару відводиться по трубі і інжектором вводиться у вертикальний канал. Таким чином, вода перед вступом в контактну камеру заздалегідь озонується. Озонована вода, пройшовши друге відділення контактної камери, переливається через верхню кромку наступної перегородки, рухається знову вниз, входить у вертикальний канал, з нього по трубі поступає в резервуари чистої води. Передбачено відведення надлишкового повітря по стояку в атмосферу.

Схема змішування озono-повітряної суміші з водою гідравлічним емульсуванням.

Повітродувками атмосферне повітря нагнітається в адсорбери, де осушується, і поступає в озонатор. Озоноване повітря по трубі і оброблювана вода по трубі одночасно вводяться в емульсатор, змішуються і відводяться по вертикальній трубі в камеру. Потім озонована вода піднімається у верхню частину камери і переливається через перегородку у бічний збірний канал. Частина озону, що не прореагувала, відводиться через витяжний стояк. Тривалість

контакту озono-повітряної суміші з водою складає близько 5 хв.

Гідравлічний емульсатор є водяним насосом-інжектором, в якому при проходженні оброблюваної води виникає розрідження, що викликає засмоктування озонованого повітря. Це унеможлиблює витік озону назовні.

Спосіб механічної інжекції вимагає установки в контактній камері ротаційного механічного емульсатора. Він виконується у вигляді порожнистого перфорованого циліндра-ротора, що обертається у воді навколо осі із швидкістю 2900 об/хв. На верхньому перекритті контактної камери розташовується електродвигун. За рахунок вакууму, що створюється в результаті швидкого обертання циліндра-ротора, озоноване повітря безперервно всмоктується трубою, виходить через отвори циліндра в радіальних напрямках і змішується з водою, що оточує ротор. Розчинення у воді до 75-85 % озону відбувається миттєво за рахунок високої дисперсності озono-повітряної суміші.

Широко поширений метод змішування озono-повітряної суміші з водою в контактних басейнах, які є залізобетонними резервуарами, розділеними залізобетонними перегородками на три окремі послідовно сполучені камери. Озон вводиться в другу і в третю по ходу руху води

камери. Вода в камерах рухається зверху вниз, бульбашки озono-повітряної суміші – знизу вверх.

Призначення першої камери - рекуперація озону. Це процес уловлювання озону, що не прореагував та виходить з верхньої частини камер контактного басейну, і повернення його в основне виробництво для повторного використання. Озон, що не прореагував, який накопичується під перекриттям контактного басейну, за допомогою турбовентилятору і спеціальної турбіни розподіляється у вигляді найдрібніших бульбашок у воді. Такий спосіб рекуперації дозволяє додатково використати 7-8 % озону.

Рівновага між кількістю повітря, що видаляється з басейну, і кількістю озono-повітряної суміші, що поступає у басейн, підтримується спеціальним регулятором, який управляється автоматично залежно від зниження тиску у всмоктуючому трубопроводі. Під перекриттям контактного басейну знаходиться спеціальний клапан, призначений для впускання повітря при випадковому зниженні тиску. Після рекуперації повітря випускається в атмосферу.

Озон, що не прореагував, рекуперують в перших барботажних камерах, куди поступає ще не оброблена озоном вода, спеціальними турбінами - емульгаторами. Це дозволяє практично повністю використати залишковий озон.

Експлуатація озонаторних установок.

Сучасні озонаторні установки відносно прості і надійні в експлуатації. Виробничий процес характеризується безперервністю і комплексною автоматизацією синтезу озону і введення його у воду. Озонаторна установка не вимагає постійного спеціального обслуговування, проте своєчасне усунення можливих несправностей, правильна експлуатація і дотримання вимог техніки безпеки значно подовжують термін її служби і підвищують надійність.

На поверхні сталевих електродів і діелектричних трубок озонаторів утворюються нальоти бурого-чорного кольору. Тому один-два рази в рік їх слід очищати вологою щіткою і протирати спиртом.

У літній час температура води поверхневих джерел, яку використовують для охолодження, досягає більше 14-15 °С. В цей період рекомендується охолоджувати озонатори артезіанською водою, очищеною від сполук заліза. З урахуванням коливань температури води рекомендується також коригувати по сезонах року її витрату, вказану в інструкції з експлуатації озонаторів.

Озон відноситься до газів першого класу токсичності. Вдихання повітря з підвищеною

проти ГДК дозою озону призводить до ураження органів дихання, дратує слизові оболонки очей, знижує кров'яний тиск, тому необхідно строго дотримуватися правил техніки безпеки.

Технічні засоби і пристрої, що передбачаються при проектуванні озонаторних установок, повинні виключати попадання в повітря робочої зони і в довкілля озону в концентраціях, що перевищують ГДК. Озонатори і озонопроводи мають бути ретельно герметизовані. Результати пневматичного випробування на герметичність вважаються задовільними, якщо падіння тиску в озонопроводі не перевищує 0,1 %/час.

Для усунення небезпечних концентрацій озону, які можуть виникати в приміщеннях, в них необхідно встановлювати загально-обмінну і аварійну додаткову вентиляцію з шестикратним обміном повітря в годину. В озонаторній мають бути індивідуальні засоби захисту: фільтруючий проти газу з поглиначами із йодиду калію і натронного вапна, захисні рукавички.

Усі роботи по ремонту озонаторів і озонних комунікацій необхідно виконувати тільки після продування їх повітрям протягом півгодини для видалення залишків озону. З метою попередження забруднення довкілля озоном на водопровідних очисних станціях слід передбачати: рекуперацію озону, розбавлення повітрям газових викидів,

хемосорбцію і адсорбцію озону пористими поглиначами, його каталітичне розкладання.

Раціональна організація і правильна експлуатація хіміко-технологічного процесу синтезу і використання озону забезпечує надійне знезараження води при її безперервній підготовці.

Біоцидна дія озону.

У 1891 р. Охмюллер уперше показав на основі практичних досліджень, що озоном можна знищувати бактерії тифу і холери. Механізм дії окисника полягає в руйнуванні бактерій шляхом інактивації бактерійних протеїнів, тобто дифузією через мембрану клітини в цитоплазму з ураженням життєвих центрів.

На ефективність бактерицидної дії озону впливають наступні параметри: рН, температура, наявність зважених і розчинених органічних речовин, концентрація окисника. При озонуванні проявляється раптова різка бактерицидна дія озону, що відповідає певній критичній дозі на рівні 0,4 - 0,5 мг/л. Для менших доз озону його бактерицидність незначна, але як тільки досягається критична доза, відмирання бактерій стає відразу різким і повним.

Окиснювальна дія озону обумовлена термодинамічною нестійкістю його молекул. Завдяки високому окиснювальному потенціалу

(2,07 V) озон енергійно вступає у взаємодію з багатьма мінеральними і органічними речовинами, у тому числі, з протоплазмою бактерійних клітин.

Озон як знезаражувальний реагент діє швидше за хлор в 15 - 20 разів. Встановлено, що вірус поліомієліту гине під дією 0,45 мг/л озону через 2 хв, тоді як хлор - 3 години при дозі 1 мг/л. При обробці води озоном спори гинуть через 10 хв, збудники тифу і холери - через 2 хв. Встановлено, що надійний ефект знезараження по санітарно-показових мікроорганізмах, колі-фагам, вірусу поліомієліту буде забезпечений при дотриманні сукупності наступних умов:

1. На озонування повинна поступати вода з концентрацією мікроорганізмів, допустимою для джерел господарсько-питного водопостачання.
2. Вода, що поступає на озонування, має бути освітлена до нормативних вимог, оскільки при не повністю освітленій воді можуть зустрічатися нестандартні проби, особливо по вірусах.
3. Необхідним є попереднє хлорування, що забезпечує необхідну концентрацію у воді залишкового хлору.
4. Контакт озону з водою має бути не менше 12 хв при забезпеченні залишкового озону впродовж усього часу озонування 0,1-0,3 мг/л.

5. Озон не повинен застосовуватися в якості завершального етапу обробки води, що направляється в систему водопостачання; перед подачею в мережу озоновану воду необхідно хлорувати.

Застосування озону пов'язане з виникненням проблеми підвищення вмісту мікроорганізмів в очищеній воді. Дослідження з визначення видів і кількості колоній мікроорганізмів, що розмножуються на активованому вугіллі, показали їх надзвичайну різноманітність та суттєву залежність від марки матеріалу. При озонуванні води перед фільтрами з активним вугіллям мікроорганізми контамінують 50 % поверхонь матеріалу.

Проблема післяросту бактерій в озонованій воді неспростовно свідчить: без фінального дезінфектанта в системах централізованого водопостачання озон застосовувати не можна.

Встановлено, що повної інактивації в апробованих умовах озонування поверхневих вод ніколи не відбувається; у воді є присутніми багато видів бактерій з різною природною чутливістю до дезінфекції; органічні забруднення гальмують дезінфекційну здатність озону.

При обговоренні токсикологічних особливостей озону як засобу знезараження води слід зазначити утворення бромату, як побічного продукту окислення води озоном, вміст якого

жорстко нормується (10 мкг/л). Згідно з висновком Міжнародного агентства дослідження раку "існують неадекватні докази канцерогенності бромата калію для людини за наявності достатньої кількості фактів у піддослідних тварин. Тому загальна оцінка така: бромат калію є можливим канцерогеном для людини (група 2В)".

В той же час, не можна не акцентувати увагу на питанні утворення ТГМ при озонуванні з подальшим хлоруванням. Спільне використання хлору і озону в технологічній схемі може як зменшувати, так і збільшувати кількість хлорорганічних сполук (ХОС) в очищеній воді.

Показано, що використання передозонування або двостадійного озонування із завершальною обробкою хлораміном забезпечує мінімальну кількість ХОС, тоді як введення озону, а потім хлору в неочищену воду може істотним чином збільшити зміст ХОС у воді в порівнянні з використанням одного хлору.

Встановлено, що при озонуванні гумінових кислот (концентрація 100 мг/л) з подальшим хлоруванням створюються умови, при яких утворюються максимальні кількості хлороформу.

Технологічні характеристики озонування води.

Технологічні параметри.

Доза до 10 мг/л; час контакту не менше 12 мін, залишкова концентрація 0,1-0,3 мг/л.

Переваги озонування.

- Сильніші бактерицидна і віруліцидна дія у порівнянні з хлором.
- Відсутність утворення токсичних хлорорганічних сполук.
- Відсутність реакції з аміаком і іоном амонія.
- Найбільш висока дезинфікуюча здатність.
- Покращення смаку і запаху води.

Недоліки озонування.

- Високі витрати електроенергії.
- Утворення побічних кисневмісних органічних сполук, броматів.
- Обов'язкова стадія адсорбції на активному вугіллі після озонування.
- Органічні продукти окислення мають мутагенну активність.
- Незначний період післядії.

Застосування.

- Не застосовується на стадії постзнезараження, оскільки не має післядії.

- У водопровідних системах стимулює ріст мікроорганізмів.
- Застосовується в локальних системах підготовки питної води.

С гігієнічної точки зору застосування озонування як самостійного засобу знезараження води в системах централізованого господарський - питного водопостачання неможливо. Це пояснюється необхідністю як додаткової сорбційної доочистки води, так і обов'язкового введення фінального дезінфектанта (хлору, хлорамінів, діоксиду хлору), що забезпечує пролонгуючий знезаражувальний ефект у водорозподільчих мережах.

Література

1. Кульский Л.А., Строкач П.П. Технология очистки природных вод. Киев: Вища школа. 1986. 367 с.
2. Кульский Л.А. Основы химии и технологии воды. Киев: Наукова думка, 1991. 568 с.
3. Комунальна гігієна. Є.Г. Гончарук та ін. за ред. Є.Г. Гончарука. К.: Здоров'я, 2006. 792 с
4. Мокиенко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.И. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Т. 3. Озон. Одесса. «Фенікс». 2017. 322 с.

Лекція 6 Знезаражування води ультрафіолетовим випромінюванням

Коротка історична довідка

Після відкриття інфрачервоного випромінювання німецький фізик Іоган Вільгельм Ріттер почав пошуки із протилежного кінця видимого спектра, з довжинами хвиль коротше, чим у випромінювання фіолетового кольору.

В 1801 році він виявив, що розкладання хлориду срібла прискорюється під дією невидимого випромінювання за межами фіолетової області спектра. Хлорид срібла білого кольору протягом декількох хвилин темнів на світлі. Різні ділянки спектра по-різному впливали на швидкість потемніння. Швидше всього це відбувалося перед фіолетовою областю спектра. Тоді багато вчених, включаючи Ріттера, висловили припущення, що світло складається із трьох окремих компонентів: окисного або теплового (інфрачервоного) компонента, освітлювального компонента (видимого світла), і відновлювального (ультрафіолетового) компонента.

Ідеї про єдність трьох різних частин спектра вперше з'явилися лише в 1842 році в працях Олександра Беккереля, Мачедонио Меллоні й ін.

Давно було помічено, що світло негативно впливає на розвиток більшості бактерій. Ця властивість приписувалася всьому сонячному спектру і природа його протягом багатьох років залишалася нез'ясованою. У результаті ретельного вивчення цього явища було встановлено, що бактерицидною дію має в основному короткохвильове світло.

Наприкінці XIX ст. учений А. Н. Маклаков, вивчаючи різні ділянки спектра, установив бактерицидну

дію УФ-променів з довжинами хвиль 200-295 нм, причому виявилось, що максимально ефективними є промені з довжиною хвилі 260 нм. Результати роботи свідчили про те, що всі види бактерій і спор гинули вже через кілька хвилин після опромінення.

Бактерицидні властивості УФ-променів пояснювалися по-різному. Одні дослідники вказували на можливість утворення у воді під дією УФ-променів озону, інші - пероксида водню. Найбільш імовірною вважається гіпотеза, згідно з якою УФ-промені, впливаючи на білкові колоїди цитоплазми кліток, змінюють їхню структуру і дисперсність, що призводить до загибелі самої клітини.

Встановлено також, що вода під дією УФ-променів протягом короткого часу повністю знезаражується. Швидке знезаражування води досягається при наявності всіх видів бактерій, у тому числі спорових. Оскільки фізичні і хімічні властивості опроміненої води не змінюються, остання вважається нешкідливою. Знезаражувати УФ-променями найкраще очищену прозору воду, тому що зважені і колоїдні домішки розсіюють світло та перешкоджають проникненню УФ-променів у товщу води.

Уже майже століття відомо, що ультрафіолетове світло певних довжин хвиль - ефективний бактерицидний агент. Однак, виробництво ультрафіолетового світла в належному діапазоні було дорогим. З розробкою ламп високої інтенсивності і терміну експлуатації відновився інтерес до використання ультрафіолетового випромінювання як дезинфекційного агента для різних рідин, насамперед води.

За попередні майже п'ятдесят років дослідники виконали велику експериментальну роботу з оцінки летальних ультрафіолетових доз для багатьох мікроорганізмів. Патогенні мікроби звичайно були метою номер один. У результаті зараз можна проектувати

устаткування для ультрафіолетового опромінення (зnezаражування), яке може задовольнити фактично будь-яка вимогу дезінфекції.

УФ-опромінення (УФО) найбільш перспективний метод зnezаражування води з високою ефективністю стосовно патогенних мікроорганізмів, що не приводить до утворення шкідливих побічних продуктів. УФ - устаткування легко вписується в типові технологічні схеми, не потрібно проведення значних будівельних робіт на існуючих спорудах.

Принцип дії

Метод УФ-дезінфекції води вперше був випробуваний ще на початку ХХ століття. У перших роботах з дослідження впливу ультрафіолетового випромінювання на живі мікроорганізми був виявлений оптимум довжин хвиль для інактивації мікроорганізмів в області 250-266 нм і побудована крива бактерицидної дії. Встановлено, що найбільшу бактерицидну дію мають ультрафіолетові промені з довжиною хвилі від 200 до 295 нм. Максимум ефективності розташовується в діапазоні близько 254 нм (рис. 1).

Розуміння механізму УФ-зnezаражування було досягнуто в 1960-х рр. при зіставленні дії ультрафіолету з реакціями, що відбуваються в молекулах. Так, встановлено, що інактивація бактерій відбувається в основному за рахунок необоротних ушкоджень ДНК. Іншим впливом УФ-опромінення на мікроорганізми є ушкодження клітинних мембран. Формула для обчислення ступеню зnezаражування виглядає в такий спосіб:

$$\frac{N}{N_0} = e^{-k \cdot I \cdot t},$$

де N_0 – кількість клітин до опромінення;
 N – кількість клітин після опромінення;
 I – інтенсивність УФ-випромінювання;
 t – час опромінення;
 k – коефіцієнт, що залежить від виду мікроорганізмів.

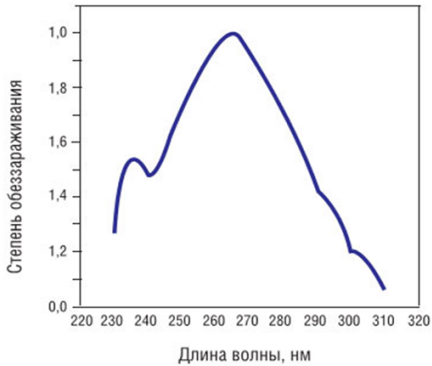


Рис. 1 Крива бактерицидної дії УФ-променів

Опірність багатьох типів мікроорганізмів до УФ-випромінюванню значно міняється: від малих доз (для бактерій) до порівняно більших (для спор). У більшості випадків мікроорганізми по ступеню опірності до УФ-випромінювання розташовуються в такий спосіб: вегетативні бактерії < цисти найпростіших < віруси < бактеріальні спори.

Доза опромінення D або кількість енергії для мікроорганізмів є головною характеристикою установки УФ-знезаражування. Вона дорівнює добутку середньої інтенсивності (I) опромінення на середній час знаходження під опроміненням (t): $D = I \cdot t$.

Оскільки, на відміну від варіантів з використанням хімічних реагентів, при застосуванні УФ-знезаражування

відсутня необхідність в обмеженні верхньої межі дози опромінення, можна завжди вибрати оптимальну дозу для конкретних умов. Рекомендується забезпечення в промислових умовах доз УФ-опромінення 25–40 мДж/дм² залежно від якості води.

Час знезаражування при УФ-опроміненні становить 1-10 сек у проточному режимі (відсутня необхідність створення контактних ємностей). При цьому сучасні УФ-лампи мають високий експлуатаційний ресурс.

Джерела випромінювання

Основний елемент установки УФ-знезаражування – лампа, що служить джерелом ультрафіолетового випромінювання. Існують такі основні види бактерицидних ламп: ртутні, газорозрядні низького (НД), середнього (СД) і високого (ВД) тиску. Лампи низького тиску мають високий КПД перетворення електричної енергії у випромінювання і порівняно невисоку (до 200 Вт) одиничну потужність, найчастіше – від 15 до 30 Вт (табл. 1).

УФ-лампи високого тиску мають велику (до 10 кВт) потужність, що дозволяє скоротити їхнє число і зменшити габарити установки, але меншим енергетичним КПД використання випромінювання. У спектрі цих ламп присутнє короткохвильове випромінювання, здатне приводити до утворення озону.

Усі лампи для зниження втрат енергії виконані з увіолевого скла, що володіє підвищеним пропусканням ультрафіолетового випромінювання, і мають інтенсивне випромінювання в області від 200 до 300 нм із максимумом при довжині хвилі 253 нм. У процесі роботи потужність УФ-лампи падає. Важливі динамічні характеристики УФ-лампи – швидкість зміни потужності і термін служби джерела випромінювання.

Таблиця 1

Характеристики ламп низького і середнього тиску

Параметр	Лампи НТ	Лампи СТ
КПД перетворення електричної енергії в бактерицидну, %	До 40	До 20
Одинична потужність лампи	До 350 Вт	До 10 кВт
Робоча температура поверхні, °С	40–140	Більше 600
Термін служби, годин	До 16 000	До 8000
Спад інтенсивності випромінювання до кінця терміну експлуатації, %	15–30	30–50

Вплив якості води на ефективність роботи УФ-установок залежить від типу ламп. При використанні ламп із високою енергією випромінювання і «розмитим» спектром випромінюваних хвиль (СД) поряд з бактерицидним ефектом існує ймовірність утворення побічних продуктів, наприклад, нітритів. У зв'язку із цим, у Західній Європі нормативними документами заборонено використання ламп, що мають у своєму спектрі випромінювання довжину хвиль нижче 240 нм. Крім того, внаслідок високої температури лампи СД кварцовий чохол сильно забруднюється.

Частіше використовують амальгамні лампи низького тиску підвищеної (до 350 Вт) потужності.

Відомими виробниками УФ-ламп є: Atlantic Ultraviolet (США), UV-Technik (Німеччина), Philips (Голландія), Nanovia (Великобританія).

Устаткування

Для знезаражування води найбільше поширення одержали установки проточного типу, які складаються з камери опромінення і щита керування. Як правило, камера опромінення представляє собою циліндричний корпус із нержавіючої сталі, у якому розташовуються один або кілька кварцових «чохлів» для УФ-ламп. У корпусі є два штуцери для протоки води. Основні характеристики камери – продуктивність і доза опромінення, виражена в кількості світлової енергії, що падає на одиницю площі ($\text{мДж}/\text{дм}^2$) водяного потоку.

У світовій практиці вимоги до мінімальної дози опромінення варіюються від 16 до 40 $\text{мДж}/\text{дм}^2$: не менше 25 $\text{мДж}/\text{дм}^2$ для води поверхневих джерел і не менш 40 $\text{мДж}/\text{дм}^2$ для будь-якого типу вод (при несприятливій епідемічній ситуації).

Доза визначається інтенсивністю потоку променевої енергії, часом знаходження потоку в зоні опромінення (1-3 сек) і прозорістю оброблюваної води. Справа в тому, що прозорість води впливає на кількість поглиненої світлової енергії, яка не витрачається на знезаражування, і залежить також від товщини водного шару.

Тому, реальні величини дози опромінення пропорційні коефіцієнту пропущення ультрафіолетових променів. Для води з підземного джерела він становить 0,95-0,80, для води з ріки – 0,85-0,70, а для стічної води – 0,40-0,60.

Слід звернути особливу увагу, що багато виробників УФ-устаткування вказують дозу опромінення, розраховану для коефіцієнта пропущення 0,9-0,96, що відповідає воді з високою прозорістю, і в реальних умовах такі установки можуть проводити недостатньо ефективну обробку.

Як правило, щоб знезаражування води проходило ефективно, її прозорість в УФ-діапазоні повинна бути не нижче 70 % (для питної води); кількість зважених часток – не більш 1,5 мг/л; жорсткість – менше 7 ммоль/л; загальний вміст заліза – не більше 0,3 мг/л; марганцю – не більше 0,1 мг/л; сірководню – не більше 0,05 мг/л; твердих зважених часток – менше 10 мг/л; мутність – не більш 2 мг/л по каоліну; кольоровість – не більш 35 °; число бактерій групи кишкової палички – не більше 1000 в 1 л.

На ефективність опромінення впливають конструкція і розташування кварцових кожухів УФ-ламп: наявність турбулентності потоку дозволяє продовжити час впливу на воду. У проточній камері можливе виникнення застійних зон.

Форма потоку залежить від кількості ламп, їх розміщення, діаметра і розташування патрубків, а також форми і розмірів камери опромінювача. Електрична частина УФ-лампи включає пускорегулюючий апарат, що забезпечує включення лампи, пульт керування і датчик контролю ультрафіолетового випромінювання, який відкалібровано на максимум ефективного випромінювання відповідно до довжини хвилі 254 нм.

Особливості застосування

Виходячи з економічних міркувань, УФ-устаткування найбільш раціонально розташовувати наприкінці очисних споруд для опромінення води з найбільш високим коефіцієнтом пропускання УФ-променів. Але це не єдиний варіант. Застосування ультрафіолетового опромінення на різних етапах водопідготовки дозволяє (крім основного завдання – підвищення бар'єрної ролі) попутно вирішувати інші завдання, пов'язані із знезаражуванням.

У ряді випадків використання УФ-опромінення на етапі первинного знезаражування дозволяє створити умови для скорочення хлорування і зниження, таким чином, утворення хлорвмісних сполук у ще неочищеній воді. За результатами досліджень і досвіду експлуатації УФ-станцій на воді поверхневого джерела під впливом опромінення загальне мікробне число знижується не менше ніж на 2 порядки.

Застосування УФ-знезаражування на етапі первинної обробки води поверхневих джерел знижує навантаження на наступні етапи водопідготовки, підвищує бар'єрну роль споруд відносно забезпечення епідеміологічної безпеки, у тому числі, у відношенні стійких до хлорування мікроорганізмів. При цьому якість води, прийнятної для УФ-знезаражування, має досить широкий діапазон.

У тих випадках, коли параметри рідини не дозволяють використовувати УФ-опромінення на етапі первинного знезаражування, можливий варіант розміщення блоку ультрафіолетового знезаражування в середині схеми водопідготовки (після освітлення).

УФ-опромінення на заключному етапі водопідготовки забезпечує надійне знезаражування за всіма показниками, у тому числі відносно вірусів і збудників паразитарних захворювань. Однак, це не виключає необхідності застосування хлорвмісних реагентів перед подачею води в мережу.

Вдалою є комбінація УФ-знезаражування і хлорамонізації. Зв'язаний хлор меншою мірою сприяє утворенню хлорорганічних сполук і довше зберігається в мережі, а його недостатньо висока ефективність відносно стійких мікроорганізмів повністю компенсується УФ-опроміненням.

Застосування схем глибокого очищення (озонсорбції і мембранної фільтрації) також не виключає

використання УФ-опромінення. У таких схемах УФ-зnezаражування, поряд із забезпеченням додаткового бар'єра відносно збудників захворювань, вирішує проблему збільшення загального мікробного числа після вугільних фільтрів.

Таким чином, сучасний підхід до забезпечення епідеміологічної безпеки питної води має на увазі використання багатоступінчастої схеми очищення і зnezаражування, а застосування УФО дозволяє забезпечити відповідність обробленої води необхідним нормативним значенням за мікробіологічними показниками і, у ряді випадків, розв'язати ряд експлуатаційних завдань, а також проблему утворення побічних продуктів дезінфекції.

В УФ-установках повинно передбачатися очищення кварцових чохлаів (без вилучення з камери зnezаражування), тому що в процесі їх роботи накопичуються відкладання органічного і мінерального походження на внутрішній поверхні бактерицидної лампи. На практиці застосовуються системи очищення двох типів: механічна і хімічна. У першому випадку очищення проводиться за допомогою щіток і електроприводу, у другому – шляхом циркуляції через установку води з додаванням невеликих доз харчових кислот за допомогою промивного насоса, що входить у комплектацію УФ-установки.

Крім обладнань для очищення кварцових чохлаів, установки великої продуктивності рекомендується оснащувати: датчиками виміру інтенсивності УФ-випромінювання в камері зnezаражування; системою автоматики, що гарантує звуковий і світловий сигнали при зниженні мінімальної заданої дози; лічильниками часу наробітку ламп і індикаторами справності кожної лампи; кранами для відбору проб води на бактеріологічний аналіз.

Головна проблема біоцидної дії УФО - реактивація мікроорганізмів, що неминуче вимагає введення фінального

дезінфектанта, однозначно свідчить про неможливість самостійного використання УФО в централізованих системах водопостачання і очевидної доцільності його застосування на невеликих підприємствах по випуску, наприклад, фасованої води або безалкогольних напоїв.

При виборі схеми знезаражування необхідно враховувати можливість повторного росту мікроорганізмів у мережах. Справа в тому, що вода після знезаражування на очисних спорудах не є стерильною, і в ній залишається деяка кількість мікроорганізмів. У ряді випадків у розподільних мережах можливе виникнення умов (наприклад, несприятливий технічний і санітарний стан), що сприяють їхньому активному розмноженню.

Заходи, спрямовані на запобігання такого повторного росту мікроорганізмів, містять у собі видалення з води в процесі очищення органічних речовин і додавання хімічних реагентів, що забезпечують консервуючий ефект перед подачею води в розподільну мережу і періодичну обробку потенційно небезпечних ділянок розподільної мережі.

У якості вторинного знезаражування звичайно застосовують хлор і хлорвмісні сполуки. Концентрації реагентів у воді потрібні значно нижчі, чим для видалення патогенних мікроорганізмів, однак важлива тривалість їх наявності.

В Україні метод ультрафіолетового знезаражування при підготовці питної води поки не знайшов широкого застосування у великих масштабах. У той же час установки застосовуються на невеликих водоканалах і на промислових підприємствах, у фермерських господарствах як для водопідготовки, так і при очищенні стоків.

Так, системи продуктивністю понад 200 м³ води/годину використовуються на станції водопостачання м. Вознесенськ (Миколаївська обл.). Вони знезаражують

воду за допомогою спільної дії УФ-променів і гіпохлориту натрію. УФ-станції також застосовуються на водоканалах населених пунктів Снятин, Красилів, Надвірна тощо.

Існує два основні види апаратів для опромінення: із зануреними і незануреними джерелами УФ-випромінювання. Перші мають високий коефіцієнт використання потужності радіації, але конструктивно досить складні, особливо при великій продуктивності.

Апарати з незануреними джерелами конструктивно порівняно прості, але при їхньому застосуванні непродуктивно витрачається частина бактерицидної потужності через розсіювання променів, поглинання їх відбивними поверхнями і т.д.

Схема установки лоткового типу для знезаражування води з зануреним джерелом випромінювання полягає у наступному. Вода надходить в апарат через дірчасту перегородку і розподіляється по лотку; наприкінці апарата перебуває бактерицидна лампа в алюмінієвому рефлекторі, яка розміщується над поверхнею води.

При колі-індексі вихідної води 1000 і опроміненні її до одержання колі-індексу 1-2 в апараті з довжиною лотка 40 дм і лампою потужністю 15 Вт продуктивність установки досягає 1 м³ води/годину.

Безнапірні установки розташовують на горизонтальних ділянках трубопроводів або в спеціальних каналах.

В установках струминного типу з зануреним джерелом випромінювання вода опромінюється при падінні струменя з розподільної системи в збірний канал. При продуктивності установки 300 м³/год, відстані між струменями 12 дм і кількості струменів, рівному 100, необхідно 500-600 ламп потужністю по 30 Вт. Довжина установки становить 12 м.

Завдяки випуску потужних ламп типу ДРТ можна не тільки поліпшити конструктивні елементи установок, збільшити їхню продуктивність, але й значно зменшити масу нових установок в основному за рахунок зменшення витрати металу.

У процесі експлуатації сила світлового потоку бактерицидних ламп знижується, тому періодично (через 4-5 міс) їх необхідно замінити. Спостереження за роботою бактерицидних ламп ведуть за показниками амперметра на шафі керування, візуально через оглядові вікна камер і по сигнальним обладнанням.

Кварцовий чохол очищається автоматично щітками, що обертаються від руху оброблюваної води, що протікає через камеру. Потік води перемішується спіраллю, встановленої в циліндричній камері. У її корпусі є два оглядові вікна для спостереження за чистотою поверхні кварцового чохла, роботою щіток і режимом лампи. Камера встановлюється тільки в горизонтальному положенні.

Залежно від витрати води одночасно може встановлюватися кілька бактерицидних установок, однак їх кількість не повинна перевищувати трьох із врахуванням однієї резервної. Максимальна кількість ламп у касеті установки не більше 12 шт., включаючи резервну. Розміщують установки, як правило, після резервуарів чистої води безпосередньо перед подачею її в мережу.

Згідно чинних чимог рекомендується знезаражувати підземні води бактерицидним випромінюванням за умови постійного забезпечення вимог стандарту на питну воду за мутністю, кольоровістю та іншими показниками. Колі-індекс оброблюваної води не повинен перевищувати 1000, вміст у ній заліза - не більше 0,3 мг/л. Колоїдні і зважені частинки, сполуки заліза не тільки перешкоджають проникненню променів у товщу води, але є основним видом відкладань на поверхні кварцових чохла. При

великому інтервалі часу між чищеннями на поверхні кварцових чохлаів утворюється щільний наліт, що важко видаляється, який значно знижує ефект знезаражування води.

Подальші дослідження із створення потужних джерел бактерицидного випромінювання і підвищення його виходу на одиницю споживаної ними електроенергії мають особливе значення для розширення області застосування методу знезаражування води УФ-опроміненням.

Знезаражування опроміненням не вимагає введення у воду хімічних реагентів, не змінює фізико-хімічних властивостей і не впливає на смакові якості води. Однак, застосування цього методу має значні матеріальні витрати і не виключає небезпеки повторного зараження води. Бактерицидні установки економічно вигідно застосовувати на водоочистних станціях невеликої продуктивності.

Література

1. Кульский Л.А., Строкач П.П. Технология очистки природных вод. Киев: Вища школа. 1986. 367 с.
2. Кульский Л.А. Основы химии и технологии воды. Киев: Наукова думка, 1991. 568 с.
3. Комунальна гігієна. Є.Г. Гончарук та ін. за ред. Є.Г. Гончарука. К.: Здоров'я, 2006. 792 с.
4. Мокиенко А.В. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико - экологические аспекты. Том 4. Ультрафиолетовое облучение и комбинированные методы. Одесса. «Фенікс». 2020. 378 с.

Лекція 7

Комбіновані методи знезараження води

Комбіноване використання окислювачів, а також сумісне з фізичними методами знезараження та очистки води є сьогодні перспективним.

Правильно підібрані дезінфектанти при комплексній обробці води приводять до виникнення синергічних ефектів (коли дія комплексу дезінфектантів перевищує суму ефектів окремих дезінфектантів). Це забезпечує більш високий антимікробний ефект при збереженні або навіть зниженні доз реагентів, що вводять. Роботи у цьому напрямку широко ведуться в усьому світі.

Сьогодні серед нових технологій очищення та знезараження води найбільш перспективними є оксидні технології, об'єднані терміном Advanced Oxidation Processes (AOP), які охоплюють великий діапазон фізичних і хімічних методів, здатних видаляти з води домішки до дуже низьких концентрацій. Сюди відносять методи - УФ, УФ і O_3 , УФ і H_2O_2 , УФ і O_3/H_2O_2 , УФ і TiO_2 тощо. За допомогою цих методів досягається дуже висока ефективність знезараження, обумовлена їх синергічним ефектом, тобто взаємопосиленням окремих впливів від кожного із засобів, що застосовують. Ступінь посилення в ряді випадків досягає величин 10^3 - для мікроорганізмів і 10^2 - для органічних домішок.

Крім того, використання, як окислювачів, природних для навколишнього середовища речовин - озону і пероксиду водню, здатних легко розпадатися під дією світла, або нерозчинних у воді фотокаталізаторів типу TiO_2 забезпечує екологічну чистоту цих методів на відміну від традиційного хлорування.

Накопичений на сьогодні експериментальний матеріал з обробки рідких середовищ, що містять різні

антропогенні домішки та патогенні мікроорганізми, демонструє розмаїття прояву спільного впливу окислювачів на ці об'єкти, а також загальні явища, зокрема, характерну для фотохімічних ланцюгових реакцій граничну залежність ефективності процесу від концентрації окислювача та інтенсивності випромінювання. З іншого боку, серед великого числа публікацій з АОР, лише нечисленні спрямовані на систематичне вивчення явища синергізму при спільній дії декількох агентів.

Особливо перспективне застосування ультрафіолет - озонової технології для окислення і знезараження води, що обумовлено унікальними властивостями збудженої озонкисневої суміші, як середовища для протікання хімічних реакцій. У процесі барботування озону у воді та опромінення УФО у діапазоні 200-300 нм відбувається частковий розпад озону.

Реакційна здатність (окислення) в атомів кисню у багато разів вища, ніж в озону. Подальші реакції приводять до утворення у воді високих концентрацій активних радикалів $O(1D)$, $O(3P)$, H , OH , а також активних молекул O_3 , HO_2 , H_2O_2 , і збуджених часток $O_2(a_1\Delta)$. Крім того, УФ-опромінення активно впливає на дане середовище.

Прикладом застосування суміші дезінфектантів є технологія МІОХ. Представлено альтернативний підхід до інактивації *Cryptosporidium oocysts* шляхом використання сумішей дезінфектантів-окислювачів (вільний хлор, діоксид хлору, перекис водню, озон та інші короткоживучі окислювачі), які отримують на місці застосування шляхом електролізу розчину хлориду натрію (МІОХ; LATA Inc). Мета цього дослідження полягала у порівнянні кінетики інактивації *C. parvum oocysts* і спор *Clostridium perfringens* сумішшю окислювачів і гіпохлоритом натрію в ідентичних дозах 5 мг/л при $pH=7,0$, за температури 25 °С при експозиції 4-24 год. Суміш окислювачів була значно більш

ефективною, ніж вільним хлором, при інактивації обох мікроорганізмів: $> 3 \lg (> 99,9 \%)$ за 4 години, тоді як вільний хлор був неефективним стосовно *C. parvum oocysts* протягом 24 годин, при цьому спори *Cl. perfringens* були інактивовані на $1,4 \lg$ за 4 години.

Експериментально підтверджена перевага знезараження води спільним впливом озону та УФ-опромінення. Визначено величину синергічного ефекту при ультрафіолет-озоновій обробці водної суспензії *E. coli* та умови виникнення його максимального значення. Показано, що механізм виникнення синергічного ефекту пов'язаний з фотокаталітичним розпадом озону.

Ряд робіт присвячено вивченню ефектів спільної дії ультрафіолету з пероксидом водню. Показано, що процес впливу УФ-променів на озон такий же, як і на пероксид водню. Відомо, що при опроміненні пероксиду водню ртутними лампами низького тиску відбуваються фотохімічні реакції за рахунок поглинання променів з довжиною хвилі 253,7 нм. За рахунок поглинання бактеріальними клітинами УФ-променів та впливу на них H_2O_2 - радикалів, які утворюються при розпаді, значно підсилюється знезаражуюча дія.

При спільному впливі пероксиду водню з УФ-опроміненням на різні види мікроорганізмів виявлено синергічний ефект, як у випадку попереднього опромінення з наступною обробкою H_2O_2 , так і при опроміненні бактерій у присутності H_2O_2 під впливом короткохвильового та довгохвильового УФ-опромінення.

Установлено не тільки синергічний ефект при спільному використанні пероксиду водню та УФ-опромінення при знезараженні води, контамінованої *E. coli*, а також визначені концентраційні пороги, при яких він виникає і досягає максимального значення.

Однак, слід зазначити, що для реалізації радикальних процесів при H_2O_2 -УФ обробці потрібна висока концентрація пероксиду водню для забезпечення достатньої швидкості реакції, а тому цей процес нездійснений при підготовці питної води.

Метод УФ-зnezараження у комбінації з пероксидом водню розроблено для води, яка інтенсивно забруднена бактеріями та органічними речовинами. За результатами експериментів встановлено, що цей метод може успішно конкурувати із традиційним зnezараженням хлором води у басейнах та водолікарнях. Пропонується схема очищення води, яка включає фільтр, ультрафіолетову обробку з наступним введенням пероксиду водню у концентрації не менш 20 мг/л.

У літературі зустрічаються відомості про спільне використання УФ-опромінення з хлором. В одних випадках, після Уф-обробки до води вводиться незначна кількість хлору, в інших - хлоровану воду піддають Уф-обробці. Є дані з обробки хлорованої води Уф-опроміненням при $\lambda=365$ і 253 нм. Сполучення Уф-опромінення і хлору особливо рекомендується для оборотної системи водопостачання (басейни), де цей метод забезпечує високий бактерицидний ефект по відношенню до спорових і хлоррезистентних бактерій та вірусів. При такій обробці у 2-3 рази знижується витрата хлору, спрощується експлуатація хлораторної установки. Однак у цих роботах немає даних про характер дії зазначених дезінфектантів на мікроорганізми. У більшості випадків хлор вводять до обробленої Уф-опроміненням води для забезпечення післядії.

Взаємопосилення антимікробної дії відзначено при використанні Уф-опромінення з іонами деяких металів - міді і срібла у концентраціях, що не перевищують їх ГДК у питній воді. Оцінено залежність величини синергічного

ефекту від дози випромінювання, часу контакту з металами і порядку їхнього введення до води (до або після опромінення). Крім одержання більш високого антимікробного ефекту у такий спосіб можна усунути один з недоліків УФ-опромінення як дезінфектанту - відсутність післядії. Цей метод може бути використаний при тривалому зберіганні обробленої води, для дезінфекції води в басейнах у сполученні з міддю для посилення альгацидної дії.

Розпад окислювачів з утворенням радикалів, що мають більш високий ОВП, можливо досягнути при використанні катіонів деяких металів як каталізаторів.

Найбільш виражений антимікробний ефект отримано при спільному введенні до зараженої води пероксиду водню з іонами міді і срібла.

Детально вивчена залежність величини синергічного ефекту, що виникає при спільній дії пероксиду водню з іонами міді, срібла і цинку, від співвідношень їхніх концентрацій у суміші та тривалості контакту. Визначено умови, при яких досягається найбільший синергічний ефект. Установлено, що значення " $C \times t$ " зменшується із збільшенням концентрації пероксиду водню, а при його постійній концентрації - із збільшенням концентрації металів. Для кожного металу найменше значення " $C \times t$ " досягається при сполученні H_2O_2 у найбільш високій досліджуваній концентрації (100 мг/л) з найменшою кількістю металу, а ряд металів розташовується у наступній послідовності $Ag < Si < Zn$.

Проведено дослідження зі спільної дії хлору з іонами деяких металів. У присутності іонів Cu^{2+} або Ag^+ спостерігали помітну інтенсифікацію процесу знезараження води гіпохлоритом натрію ($NaClO$). Іони міді (0,5 мг/л) або срібла (0,05 мг/л) призводять до зростання швидкості процесу знезараження у 3 рази у порівнянні з дією тільки одного гіпохлориту (залишкова концентрація

активного хлору 0,3 мг/л). Наявність у воді Fe^{3+} і Mn^{2+} практично не впливає на якість знезараження, присутність Fe^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} веде до його погіршення. Оскільки іони міді і срібла мають антимікробну дію, автори вивчили взаємодію досліджуваних дезінфектантів і показали, що інтенсифікація процесу знезараження пов'язана з виникненням синергічних ефектів.

При вивченні антимікробної активності іонів міді і срібла (концентрація 400 і 40 мкг/л), отриманих електролітичним шляхом, у воді плавальних басейнів із залишковим хлором 0,2-0,3 мг/л на 9-ти тестових мікроорганізмах встановлено, що у більшості випадків швидкість відмирання вища при комбінованій дії, чим при дії кожного агента окремо.

Механізм інтенсифікації антимікробної дії хлору іонами міді і срібла, ймовірно, пов'язаний з каталітичними процесами. Дослідження кінетики процесу інактивації *E. coli* під дією гіпохлориту натрію у різних концентраціях та за різних температур показали, що присутність у системі іонів металів знижує порядок інактивації бактерій під дією активного хлору. Однієї з можливих причин зміни порядку інактивації бактерій у присутності іонів металів при концентраціях до 0,78-0,81 мг/л може бути їх каталітичний вплив на реакцію розпаду гіпохлориту натрію. Крім того, процес окислення гумінових кислот під дією гіпохлориту натрію значно прискорюється у присутності досліджуваних іонів.

Інтенсифікація антимікробної дії дезінфектантів може бути досягнута за допомогою електричного поля. Накладання постійного електричного поля сприяє посиленню антимікробної дії як вільного (газоподібний хлор, гіпохлорит натрію), так і зв'язаного хлору. Особливо підсилюється антимікробний ефект гіпохлориту натрію.

Процес знезараження іонами срібла можна інтенсифікувати одночасним впливом імпульсного електричного поля. При цьому також виникають синергічні ефекти.

Посилення летального ефекту хімічних дезінфектантів, зокрема пероксиду водню, можливо за допомогою ультразвуку або іонізуючих випромінювань. Так, ультразвукова обробка спор *Cl. sporogenes* і *Bac. subtilis*, *Candida albicans* була летальна для організмів у 6 % -ному розчині пероксиду водню відповідно після 5, 10 і 15 хв. контакту. Останні два мікроорганізми не гинули навіть після 30-хв. експозиції з жодним агентом окремо. Для першого мікроорганізму експозиція складала 25 хв.

При спільному використанні монохлораміну та йоду для знезараження води встановлено, що швидкість загибелі *E. coli* і *S. faecalis* під дією NH_4Cl і I_2 значно вище, ніж під дією одного монохлораміну.

Представлені результати вивчення ефективності комбінованого застосування засобів знезараження стосовно пріоритетних контамінантів з вираженою резистентністю при обробці води, обговорено їх застосування у перспективі. Досліджено наступні патогени: інкапсульовані криптоспоридії і лямблії, спори *B. cereus* (потенційний індикатор дезінфекції), а також комбінації дезінфектантів: вільний хлор і монохлорамін; озон і вільний хлор; монохлораміни; діоксид хлору; діоксид хлору і вільний хлор або монохлораміни. Показано, що видалення цист *Giardia muris* та ооцист *C. parvum* малоефективне при використанні вищезгаданих комбінацій дезінфектантів, однак аеробні спори *B. cereus* інактивуються. Озон ефективно впливав на ооцисти та цисти. Використання діоксиду хлору як вторинного дезінфектанту після обробки озоном найбільш ефективно відносно інактивації

Cryptosporidium. Ефективність комбінації озону і вільного хлору та озону з монохлораминами була ідентичною.

Як свідчать вищенаведені дані, наслідком комбінування методів знезараження води є синергізм їхньої дії у воді, що обумовлено тими або іншими потенціуючими ефектами.

Окремі аспекти комбінування методів очищення і знезараження води.

Комбіноване застосування окислювачів (пероксиду водню і/або озону) та УФ-опромінення (Advanced Oxidation Processes /AOP).

Це один з найбільш універсальних, високоефективних і розповсюджених комбінованих методів очищення і знезараження води.

Однієї з найбільш ранніх вітчизняних робіт з даної проблеми є дослідження, присвячене синергічним ефектам окислювачів – пероксиду водню та озону з УФ – випромінюванням ($\lambda = 254$ нм) при дослідженні виживаємості клітин санітарно - показового мікроорганізму *E. coli* 1257.

Установлено синергічний ефект при внесенні пероксиду водню у концентрації 1-2 г/л та озону - 1,6 мг/л на культуру, що опромінюється УФ. Найбільше значення коефіцієнту синергізму спостерігалось при сполученій дії пероксиду водню (2 г/л) та ультрафіолету у дозі 7 мДж/см², а також при введенні озону і одночасному опроміненні суспензії дозою 4,82 мДж/ см² (37,12 та 10,99 мДж/ см² відповідно).

Отримані результати свідчать про перспективність комбінування окислювачів (озону і пероксиду водню) з УФ-опроміненням для практики знезараження води. При цьому

досягається високий ступінь знезараження за більш короткий проміжок часу, чим при використанні кожного агенту окремо. Однак синергічні ефекти виявлені з досить високими концентраціями пероксиду водню і озону, що вводять до суспензії мікроорганізмів, відповідно 1-2 і 1,6 мг/л.

Слід зазначити, що обробка води УФ - опромінням разом з окислювачами є найбільш реальною альтернативою хлоруванню та іншим методам знезараження. У результаті виникнення синергічних ефектів можливе зниження енергетичних витрат (у зв'язку зі зменшенням доз опромінення) і кількості введених хімічних дезінфектантів, а також досягнення більш високої антимікробної дії, чим при обробці тільки одним дезінфектантом.

Синергічний ефект при комбінації УФ-випромінювання з окислювачами (пероксидом водню і озоном) описано у ряді робіт. Так, спільна дія ультрафіолету ($\lambda = 254$ нм) і 1 % розчину пероксиду на спорову культуру *Bac. subtilis* у 2000 разів перевищувала дію одного УФ-опромінення. Таке ж посилення було виявлено на інших бацилах - *Bac. cereus*, *Bac. pumilis*, *Cl. sporogenes* та на вегетативних клітинах *E. coli K-12*, *Str. faecalis*.

Дані літератури свідчать, що введення до системи знезараження каталізаторів розпаду знижує концентрації окислювачів, що вводяться, при збереженні ступеню знезараження.

Перспективність технологій АОР, у порівнянні із традиційними, полягає в їх більш високій ефективності (особливо при очищенні від органічних домішок і патогенних мікроорганізмів), менших операційних витратах і гнучкості включення до вже існуючих технологічних схем водообробки. Ефективність цих способів обумовлена значним підвищенням якості очищення і знезараження води внаслідок взаємного

посилення (поява синергічного ефекту) при спільному застосуванні окремих агентів. В основі цих методів водообробки лежить ідея рідкофазного ланцюгового окислення домішок найбільш активними гідроксильними радикалами ОН. Крім того, основними діючими факторами є кисневі радикали - супероксидний, гідропероксидний і синглетний кисень.

Є відомості про те, що комбінування УФ-опромінення з озоном менш ефективно, ніж використання самого озону для інактивації мікроорганізмів, зокрема, передозування навіть одного з діючих факторів при комбінованому впливі може приводити до зворотних результатів: значному зниженню ефективності знезараження.

Комбіноване застосування озону і хлору.

Вивчення послідовного впливу озону з наступним використанням монохлораміну на інактивацію ооцист *S. parvum*, які суспендовані у пробах із двох поверхневих природних джерел, показало наступне. Синергія зростала при збільшенні вихідного рН і ступеню передозування, але не залежала від температури. Застосування озону, а потім монохлораміну може сприяти додатковій інактивації *S. parvum*, хоча якісні характеристики води також варто брати до уваги.

Ці ж автори раніше досліджували вплив послідовного впливу озону з наступним впливом вільного хлору на інактивацію ооцист *S. parvum*, які суспендовані у воді природних водойм. Встановлено, що зниження синергії у природних водах пояснюється частково лужним середовищем, частково іншими, неврахованими характеристиками води. Послідовна дезінфекція озоном, а потім вільним хлором є лише однієї з обґрунтованих

стратегій досягнення синергії при інактивації *C. parvum*, прийнятних при дезінфекції природних вод з низькими значеннями рН ($\approx 6,0$).

Передумовою для двох згаданих вище робіт були результати досліджень того ж авторського колективу (Daniel W. Smith, Miodrag Belosevic), які у лабораторних умовах вивчали можливість інактивації ооцист *Cryptosporidium parvum* з використанням тільки вільного хлору або озону, а потім вільного хлору за температур 1 °C, 10 °C і 22 °C та рН = 6. При 22 °C попередня обробка озоном збільшувала ефективність вільного хлору у 4 - 6 разів залежно від рівня ооцист, спочатку інактивованих озоном. Загибель ооцист при послідовній інактивації озоном/вільним хлором була обумовлена первинним застосуванням озону і збільшувалася лінійно із збільшенням вільного хлору. Температура була критичною характеристикою як для окремої, так і для послідовної інактивації.

Інший авторський колектив (Amy M. Driedger, Jason L. Rennecker, Benito J. Mariñas) проводив аналогічні дослідження з інактивації ооцист *Cryptosporidium parvum* озоном і монохлораміном при низьких температурах і синергії при послідовній інактивації *C. parvum* озоном – вільним хлором і озоном - монохлораміном).

У першій із цих робіт констатовано зменшення рівня інактивації *C. parvum* зі спадом температури (1-20 °C) при застосуванні озону і монохлораміну, що використовувався як самостійно, так і після попередньої обробки озоном. Синергія спостерігалася при всіх температурах, які застосовували при використанні схеми послідовної дезінфекції озоном/монохлораміном. Синергічний ефект підвищувався при зменшенні температури. Присутність надлишку амонію у розчині монохлораміну не впливало на

синергію, що мала місце при послідовній дезінфекції за схемою озон/монохлорамін.

В роботі досліджували кінетику інактивації ооцист *C. parvum* при послідовних схемах дезінфекції, що включають озон як первинний дезінфекційний засіб і вільний хлор або монохлорамін як вторинний дезінфекційний засіб. Виявили два типи синергічних ефектів. Попередня обробка озоном підвищувала ефективність застосування монохлораміну і хлорнуватистої кислоти. Додатковий і більш важливий синергічний ефект складався у посиленні ступеню вторинної інактивації і з хлорнуватистою кислотою, і з монохлораміном після повного видалення за допомогою попередньої обробки озоном. Більш сильна синергія спостерігалася при більш низькій температурі.

Мета дослідження полягала у вивченні синергії послідовної інактивації ооцист *C. parvum* озоном, а потім вільним хлором у діапазоні температур 1 - 20 °С. Встановлено істотну залежність кінетики первинної інактивації озоном і вільним хлором від температури, кількості ооцист і їхнього віку. Спостерігається синергія при послідовній інактивації ооцист *C. parvum* озоном/вільним хлором.

До цього часу триває дискусія, чи є спори *B. subtilis* індикаторами при оцінці ефективності знезараження різними дезінфектантами ооцист криптоспоридій.

У роботі вивчена кінетика інактивації спор *B. subtilis* озоном і монохлораміном. Встановлено, що швидкість інактивації збільшувалася з підвищенням температури в межах дослідженого діапазону (1-30 °С для озону, 1-20 °С для монохлораміну). Автори відзначають, що спори *B. subtilis* не можуть бути індикаторами ооцист *C. parvum* при дезінфекції озоном при відносно низькій температурі у зв'язку з тим, що спори мають більш низьку енергію

активації у порівнянні з такою в ооцист. Навпаки, енергія активації для монохлораміну була майже однакова для обох мікроорганізмів.

В іншій роботі досліджено вплив ряду параметрів води (рН, розчиненого органічного вуглецю, каламутності і температури) на інактивацію спор *B. subtilis* під дією монохлораміну і озону. Найбільш виражений вплив на кінетику інактивації мала температура при використанні озону. Значення рН мало менший, але значний вплив на інактивацію спор *B. subtilis*, як при використанні монохлораміну, так і озону. У модельних експериментах не відзначено значимого інактиваційного ефекту при застосуванні монохлораміну.

Комбіноване застосування УФО з хлором та іншими засобами знезараження води.

Щодо комбінування хлору з ультрафіолетом у літературі приведено суперечливі дані. В одних роботах рекомендується додавання невеликих кількостей хлору у воду для забезпечення пролонгованого ефекту після УФ-обробки. В інших констатується, що спільний вплив УФО і хлорування дає можливість знизити концентрацію хлору у воді та дози УФО.

Вивчена спільна дія хлору у концентраціях 1; 0,6 і 0,2 мг/л з ультрафіолетом у діапазоні щільності випромінювання 0,31-12,3 мДж/см² (джерела випромінювання - ртутна лампа низького тиску Кг- F - лазер з $\lambda = 248$ нм) на виживаність *E. coli* у воді.

Виявлено антагонізм при комбінуванні хлору у концентрації 1,0 мг/л з УФ-опроміненням, яке генерується ртутною лампою низького тиску, у дозах до 7 мДж/см². При використанні як джерела ультрафіолету Кг- F- лазера антагонізм виявлено з усіма дослідженими щільностями

випромінювання і хлором у концентрації 0,2 мг/л. В інших експериментах встановлено адитивний характер взаємодії досліджених дезінфектантів.

Таким чином, спільне застосування хлору з УФО з метою знезараження води не підсилює антимікробний ефект. При сполученні хлору в залишковій концентрації 0,35 мг/л з усіма дозами УФО (джерело - ртутна лампа низького тиску) встановлено адитивний характер взаємодії дезінфектантів. При більших кількостях хлору, що вводять до води (1 мг/л), виявлено антагонізм із УФО у дозах до 7 мДж/см². З підвищенням дози випромінювання ефект спільної дії наближався до адитивного.

Отримані дані необхідно враховувати при забезпеченні післядії в УФ-обробленій воді за допомогою хлору. Для того, щоб уникнути антагонізму при сполученні досліджуваних дезінфектантів, воду слід обробляти ультрафіолетом із дозами випромінювання не нижче 10 мДж/см², або уникати передозування хлору (залишковий хлор не більше 0,3 мг/л).

Однак, існує інша думка: біоцидна дія комбінованого застосування УФО і хлору досягається при послідовній дії УФО дозою 75 мДж/см² і гіпохлориту натрію у концентрації 7 мг/л при експозиції 60 хв.

Інші комбіновані методи

Мета роботи полягала у вивченні спільної дії УФ-опромінення ($\lambda = 254$ нм) з катіонами Cu та Ag, які широко застосовуються у практиці водопідготовки на автономних об'єктах.

Встановлено, що попереднє УФ-опромінення клітин *E. coli* підсилює летальний ефект Cu у перші хвилини контакту, що може бути використане при розробці

технологічних схем знезараження і консервування питної води.

Як відомо, консервуючі властивості срібла зберігаються протягом семи місяців і більше, введений на початку обробки молекулярний хлор значно прискорює ефект знезараження води, що важливо при багаторазовому інфікуванні води.

Застосування хлорсрібного методу в плавальному басейні дозволило при невеликих концентраціях срібла (0,1-0,2 мг/л) і залишковому хлорі (0,3-0,4 мг/л) забезпечити бактерицидний ефект та тривале зберігання води, незважаючи на багаторазове її інфікування кишковими бактеріями. Хлорсрібний метод придатний у багатьох практичних умовах, що вимагають швидкого знезараження води і наступного тривалого її зберігання.

Комбіновані хлорсрібний і хлормідний засоби складаються при одночасному введенні у воду хлору і срібла або міді. Бактерицидна дія хлорування у холодну пору року підсилюється за рахунок сумачії бактерицидних ефектів хлору, іонів срібла або міді. Завдяки тому, що бактерицидна дія срібла зростає при нагріванні, бактерицидний ефект хлорсрібного методу підвищується у теплі місяці року.

Хлорування з мангануванням застосовується при обробці вод з неприємними запахами та присмаками, які обумовлені наявністю органічних речовин, водоростей, актиноміцетів тощо. У деяких випадках така суміш діє навіть більш ефективно, ніж перехлорування. Перманганат калію вводиться до хлорування або після нього. Доза перманганту калію залежить від місця його введення до оброблюваної води у технологічному процесі. Якщо обробляється вода перед відстійниками, доза KMnO_4 досягає 1мг/л.

Надлишковий, не витрачений на окислення перманганат калію, відновлюється у воді до діоксиду марганцю, що затримується на фільтрах. Якщо перманганат калію вводиться до очищеної води, тобто після фільтрів, концентрація його для мінімізації випадання осаду MnO_2 , не повинна перевищувати 0,08 мг/л.

Наявність синергізму між катіонним сріблом і УФ-опроміненням (так звана срібно-ультрафіолетова дезінфекція) може помітно підсилити інактивацію вірусів. Встановлено підвищення ефективності інактивації коліфагу MS-2 більш ніж на один порядок у порівнянні із застосуванням ізольованого УФО у двох зразках необробленої води із джерел.

Комбіновані фізико-хімічні методи окислення і знезараження води.

Використання комбінованої дії ультразвуку і малих небактеріцидних доз хлору дозволило одержати повний бактерицидний ефект при швидкості потоку 0,1-0,4 см, часу озвучування 51-54 сек, висоті шару 1 см і номінальної концентрації хлору 0,05 мг/л. Показана перспективність спільного застосування ультразвуку і пероксиду водню (35 мг/л).

Комплексна дія ультразвуку і $AgNO_3$ забезпечує бактерицидний ефект відносно кишкової палички (штам M-17-A) при дозі срібла на рівні гранично допустимої концентрації для питної води (0,05 мг/л). Посилення бактерицидної дії срібла у полі ультразвукових хвиль пояснюється проникненням його у внутрішньоклітинні структури.

У роботі розглядається потенційна ефективність гібридних методик знезараження води. Вивчені методики включають гідродинамічну кавітацію, акустичну кавітацію

і обробку перекисом водню і озоном. Гібридні методики, які включають гідродинамічну кавітацію, акустичну кавітацію і пероксид водню, є привабливою альтернативою будь-якій методиці, яку використовують самостійно з метою скорочення кількості гетеротрофних бактерій, а також інших індикаторних мікроорганізмів, таких як загальна кількість колі-форм, фекальних колі-форм і фекальних стрептококів.

Відомо, що накладення на воду постійного електричного поля приводить до прямої і непрямой біологічної дії. Встановлено, що при дії слабого електричного поля на бактерії, суспендовані у фізіологічному розчині, утворюються розчини гіпохлоритів з сильною антимікробною дією.

Однак, аналіз літературних даних свідчить, що в окремих випадках ефект комбінованого впливу електричних полів і продуктів електролізу на мікроорганізми виражений слабо і виявити його не завжди вдається. Так, при дослідженні продуктів електролізу, що утворюються при накладенні на воду, що містить бактерії, постійного і змінного електричних полів, встановлено відсутність істотного впливу на мікроорганізми.

Інтенсифікація дії гіпохлориту натрію на віруси Коксакі при комплексному застосуванні його з електричним струмом має велике значення для практики знезараження води, тому що вказує на можливість посилення дії і інших хімічних реагентів при використанні їх з метою інактивації вірусів у воді. Застосування у техніці водоочищення фізичних методів (електричного, ультразвукового впливів) у сполученні з хімічними речовинами, у тому числі з окисдною здатністю (Cl_2 , ClO_2 , O_3 , електролітичного срібла), є одним з найбільш перспективних шляхів звільнення води від бактерій і вірусів.

Вивчено послідовне застосування озону, діоксиду хлору або УФ з наступною обробкою вільним хлором, щоб дослідити синергічну інактивацію спори *B. subtilis*. Найбільший синергізм спостерігався, коли діоксид хлору використовувався як первинний дезінфекційний засіб, з наступною вторинною дезінфекцією вільним хлором. Менший синергічний ефект спостерігався, коли озон використовувався як первинний дезінфекційний засіб, але ніякого синергізму не спостерігалось, коли використовувався УФ, як первинний дезінфекційний засіб. Коли вільний хлор використовувався як первинний дезінфекційний засіб (тобто, послідовність застосування мала зворотний порядок), синергічний ефект виявляли тільки тоді, коли застосовувався діоксиду хлору як вторинний дезінфекційний засіб. Синергічний ефект, що спостерігався, може бути пов'язаний з пошкодженням оболонки спори під час первинної дезінфекції, втратою білків спор під час дезінфекційної обробки. Найбільший синергізм, що спостерігався у пари ClO_2/Cl_2 , дозволяє припустити, що існують загальні ланки реакції для цих дезінфекційних засобів. Поняття відсотку синергічного ефекта було уведено, щоб кількісно порівняти синергічні ефекти у послідовних процесах дезінфекції.

Таким чином, сьогодні інтенсивно розробляються екологічно більш чисті і безпечні методи знезараження води, альтернативні хлоруванню. Кожний метод знезараження має позитивні та негативні характеристики, тому розвиваються комбіновані методи. Сполучення двох або більше дезінфектантів дозволяє не тільки усувати властиві їм недоліки, але й за рахунок виникнення синергічних ефектів підсилювати їхню антимікробна дія. Досягнення високого ступеню очищення води від вірусів, цист найпростіших, лямблій може бути досягнуто тільки в оптимізованому технологічному процесі, який включає

коагуляцію, флокуляцію, фільтрування, знезараження. Однак жоден хімічний дезінфектант або їхня група не можуть бути універсальними для всіх випадків, тому що для кожного конкретного об'єкту необхідно враховувати всю сукупність факторів, що впливають: хімічний склад води, певну ступінь знезараження, екологічні наслідки і можливий вплив на здоров'я людини. Остаточню оцінку обраний метод знезараження можливо тільки після проведення випробувань у природних умовах з визначенням можливих побічних продуктів реакції і мінімальних доз дезінфектантів або їх якісних (кількісних) сполучень, що зводять ризик їхнього шкідливого впливу на людину та навколишнє середовище до мінімуму.

Натурні дослідження з комбінованого застосування діоксиду хлору та хлору для знезараження води централізованого господарсько-питного водопостачання (на прикладі окремих водопровідних станцій України)

Комбіноване застосування цих окислювачів привабливе тим, що на ВОС з підготовки води централізованого господарсько-питного водопостачання застосовуються два окиснювача, наприклад, діоксид хлору та хлор-газ, діоксид хлору та гіпохлорит натрію. На ВОС залишаються хлор чи гіпохлорит натрію, які можливо застосовувати послідовно на різних стадіях технологічного процесу, наприклад, первинне окислення (знезараження) діоксидом хлору – постзнезараження – гіпохлоритом натрію чи хлором або навпаки. Можливе комбіноване (одночасне) введення цих окислювачів до води на різних стадіях технологічного процесу підготовки питної води.

Проведені дослідження на зразках природної води з послідовного комбінованого застосування діоксиду хлору

та хлору для знезараження питної води на наступних підприємствах, що виробляють воду централізованого господарсько-питного водопостачання:

- Водопровід ДКП «Запорізький водоканал» (ДВС-2) м.Запоріжжя;
- Водопровід ДКП «Енерговодоканал», м. Жовті Води Дніпропетровської обл.;
- Водопровід КП «Кременчукводоканал», м. Кременчук Полтавської обл.;
- ДП «Придніпровська залізниця» (ОС НД-Вузол БМЕУ 5), м. Дніпропетровськ;
- Водопровід ДКП «Севастопольський міський водоканал» (гідровузол № 3), м. Севастополь АР Крим.

Вивчали наступні схеми введення окислювачів у технологічний процес підготовки питної води:

- 1) передокислення хлором, постзнезараження хлором (контроль, існуючі схеми знезараження);
- 2) передокислення діоксидом хлору, постзнезараження діоксидом хлору;
- 3) передокислення хлором, постзнезараження діоксидом хлору;
- 4) передокислення діоксидом хлору, постзнезараження хлором;
- 5) без передокислення, постзнезараження діоксидом хлору.

Як відомо, інтегральною оцінкою хімічного та мікробного забруднення природної води при знезараженні хлором є хлорпоглинання.

На підставі досліджень вважають, що доза хлору є оптимальною, якщо після 30-хв. контакту залишковий хлор визначається у концентрації 0,3—0,5 мг/л (при наявності його у вигляді вільного хлору: НС10 або С10^-) чи після 1-годинного контакту його концентрація становить 0,8—1,2 мг/л (при наявності його у вигляді зв'язаного хлору: NH_2Cl ,

NHCl_2). Відповідні вказівки містять чинні нормативні документи.

Порівняльне вивчення хлорпоглинання води та бактерицидного ефекту показало, що ефективна бактерицидна доза, як правило, повинна бути дещо більшою за ту кількість хлору, яка витрачається на інактивацію бактерій та на окислення різних хімічних речовин, які знаходяться у воді в завислому та розчиненому стані, тобто ця доза повинна рівнятися хлорпоглинанню плюс деяка кількість надлишкового (залишкового) хлору.

Отже, метод знезараження води хлором з підбором доз за хлорпоглинанням можна визначити як обробку води дозою, яка перевищує на деяку величину хлорпоглинання води.

Процеси ClO_2 -поглинання природними водами, на відміну від хлорпоглинання, вивчені недостатньо.

Процес ClO_2 -поглинання природною водою досліджували аналогічно хлорпоглинанню, тобто вивчали залежність залишкової концентрації ClO_2 від введеної дози цього окислювача за 30 хв. контакту. Особливістю визначення ClO_2 -поглинання є можливість дослідження залежності концентрації утворених хлорит- та гіпохлорит-аніонів від введеної дози діоксиду хлору за 30 хв. контакту.

Водопровід КП «Водоканал» (ДВС-2) м.Запоріжжя

Мета даного дослідження – гігієнічне обґрунтування оптимальної технології знезараження води централізованого господарсько-питного водопостачання комбінованою дією діоксиду хлору (ДОХ) та хлору для забезпечення епідемічної безпеки та хімічної нешкідливості води, відсутності токсичної дії.

Для досягнення поставленої мети досліджували наступні схеми введення окислювачів у технологію підготовки питної води:

- хлор, коагуляція, фільтрування, хлор (контроль, існуючі схеми);
- хлор, коагуляція, фільтрування, діоксид хлору;
- діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, діоксид хлору;
- діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, хлор;
- без передокислення, коагуляція, фільтрування, діоксид хлору.

На рис. 7.1 приведена крива ClO_2 -поглинання річковою водою за 30 хв. (у листопаді місяці) та залежність концентрації утворених хлорит- та гіпохлорит-аніонів від введеної дози DOX . Середньорічне значення хлорпоглинання річкової води становить 4-5 мг/л.

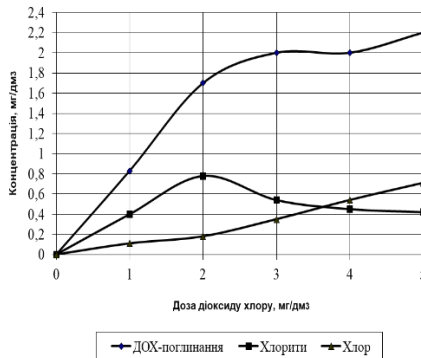


Рис. 7.1 Крива ClO_2 -поглинання річкової води, залежність концентрації утворених хлоритів та вільного хлору від введеної дози діоксиду хлору.

В результаті дослідження схем послідовного комбінованого застосування діоксиду хлору і хлору у технологічному процесі підготовки питної води встановлено наступне:

«Передокислення річкової води діоксидом хлору, коагуляція, фільтрування, постзnezараження діоксидом хлору» - внаслідок високого ClO_2 -поглинання природною водою призводить до утворення у питній воді концентрації хлоритів, які перевищують ГДК.

«Передокислення річкової води хлором, коагуляція, фільтрування, постзnezараження діоксидом хлору» - не усувають утворення ТГМ.

«Без передокислення річкової води, коагуляція, фільтрування, постзnezараження діоксидом хлору» - при існуючій низькій ефективності очисних споруд призводить до утворення в питній воді концентрації хлоритів, що перевищують ГДК».

«Передокислення річкової води ДОХ, коагуляція, фільтрування, пост-зnezараження хлором» – найбільш оптимальна схема при існуючих очисних спорудах і високому вмісті органічних речовин у воді. Застосування ДОХ на стадії передокислення в дозах 0,6-1,0 мг/л дозволяє знизити дозу хлору, що вводиться на стадії постзnezараження, до 1-1,5 мг/л, що забезпечує мікробіологічну якість питної води, у т.ч. за вірусологічними показниками; не призводить до перевищення у питній воді ГДК хлоритів, ТГМ, покращує органолептичні властивості води. Подальше хлорування води призводить до окислення хлоритів, які утворилися, до діоксиду хлору, тим самим підвищує ефективність зnezараження, забезпечує видалення хлоритів, пролонгований бактеріостатичний ефект (пролонговану дію) у водорозподільчих мережах.

*Водопровід ДКП «Енерговодоканал», м. Жовті Води
Дніпропетровської обл.*

Для досягнення поставленої мети досліджували наступні схеми введення окислювачів у технологію підготовки питної води:

- хлор, коагуляція, фільтрування, хлор (контроль - існуюча технологічна схема);
- діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, діоксид хлору;
- діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, хлор;
- без передокислення, коагуляція, фільтрування, діоксид хлору.

Дослідження проведені на природній воді, яка відібрана у місці водозабору питного водопроводу. У період досліджень значення ClO_2 -поглинання складало 6,0 мг/л.

На рис. 7.2 представлено криву ClO_2 -поглинання, а також залежність концентрації утворених хлорит- та гіпохлорит-аніонів від введеної дози діоксиду хлору за 30 хв. контакту.

Отже, ClO_2 -поглинання природною водою складає значення 2,4 мг/л за температури води ≤ 3 °С. Максимальна концентрація хлоритів – 0,72 мг/л утворилася при обробці природної води дозою 2,4 мг/л, що відповідає значенню ClO_2 -поглинання.

Порівнюючи вивчені схеми введення окислювачів у технологію підготовки питної води, яка виробляється з поверхневого джерела з високим вмістом органічних сполук, фітопланктону, забруднена мікроорганізмами, слід зазначити, що схема «діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, хлор» має перевагу як перед існуючою схемою, де застосовується хлорування, так і перед іншими.

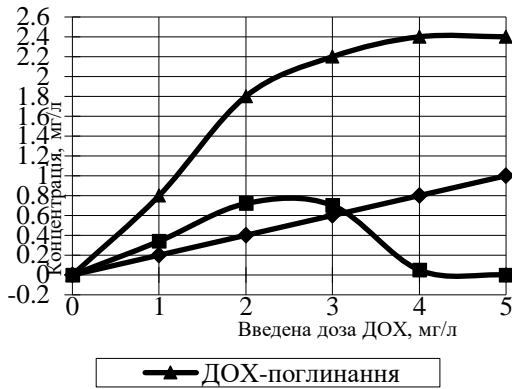


Рис. 7.2 ClO_2 -поглинання та залежність концентрації утворених хлорит- та гіпохлорит-аніонів від введеної дози діоксиду хлору за 30 хв. контакту.

Заміна хлору на діоксид хлору на стадії передокислення усуває утворення ТГМ, забезпечує первинне знезараження, у т.ч. за вірусологічними показниками, призводить до окислення органічних сполук, оптимізації органолептичних показників води.

Наступні процеси коагуляції та фільтрування дозволяють знизити значення таких показників як кольоровість та перманганатна окиснюваність природної води, тобто ефективно видаляють розчинені органічні сполуки із природної води. Застосування хлору для знезараження води перед подачею у водорозподільчу мережу гарантує епідемічну безпеку питної води, знизить концентрацію хлоритів.

Передокислення природної води, яка містить БГКП, у тому числі фекальні коліформи, ентерококи, *P. aeruginosa*, плісняви та дріжджі, дозами ДОХ 0,3-0,5 мг/л призводить до знезараження її до гігієнічних нормативів питної води.

Слід відзначити вплив температури природної води на утворення хлорит-аніону. Якщо температура природної води $+3\text{ }^{\circ}\text{C}$, вихід хлоритів складає $0,12\text{-}18\text{ мг/л}$; за температури, що перевищує $+18\text{ }^{\circ}\text{C}$, хлорити не виявлено при введених дозах ДОХ $0,3\text{-}0,5\text{ мг/л}$.

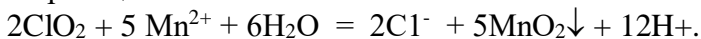
Технологічна схема обробки природної води «діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, хлор» впроваджена на ДКП "Енерговодоканал".

Водопровід КП «Кременчукводоканал», м. Кременчук Полтавської обл.

Для досягнення поставленої мети досліджували наступні схеми введення окислювачів у технологію підготовки питної води:

- хлор, коагуляція, фільтрування, хлор (контроль, існуючі схеми);
- хлор, коагуляція, фільтрування, діоксид хлору (з використанням фільтрату, отриманого на водопровідній станції);
- діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, діоксид хлору;
- діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, хлор.

Вивчення передокислення діоксидом хлору природної води, що містить Mn^{2+} , показало, що при концентрації $\text{Mn}^{2+}=0,330\text{ мг/л}$ у природній воді та $\text{pH}=7,85$ окислюється $75,4\%$ Mn^{2+} до $\text{MnO}_2\downarrow$ незалежно від введеної дози ДОХ ($0,20$; $0,50$; $0,85\text{ мг/л}$). Це свідчить про те, що перебігає реакція



Окислюючи Mn^{2+} до $\text{MnO}_2\downarrow$, діоксид хлору відновлюється до хлорид-іона з теоретичною затратою $0,49\text{ мг ClO}_2$ на 1 мг Mn^{2+} , що відповідає даним літератури. За цими даними, при $\text{pH} = 6,5\text{-}7,0$ природної води діоксид

хлору окислює Mn^{2+} протягом 10-15 хв.; затрати ДОХ складають 1,35 мг на 1 мг Mn^{2+} .

Відсутність знезаражуючої дії дози ДОХ 0,2 мг/л дозволяє зробити висновок про те, що швидкість реакції окислення Mn^{2+} діоксидом хлору вище, чим швидкість процесу знезараження.

Отже, передокислення природної води, що містить Mn^{2+} при $pH > 7$, обумовлює необхідність додаткового введення ДОХ в кількостях, що відповідають теоретичним розрахункам, тобто 0,49 мг ДОХ на 1 мг Mn^{2+} .

На основі виконаних досліджень розроблені рекомендації щодо підвищення ефективності водоочисних споруд та обґрунтована доцільність комбінованого застосування діоксиду хлору та хлору (гіпохлориту натрію) для знезараження питної води:

- для зниження каламутності, кольоровості, концентрації розчинених органічних речовин у природній воді застосовувати вискоелективні коагулянти;
- підвищити якість фільтруючого завантаження та ефективність роботи фільтрів;
- для інактивації вірусного та бактеріального забруднення річкової води, для окислення Mn^{2+} до $MnO_2\downarrow$, поліпшення процесу коагуляції застосовувати на стадії передокислення діоксид хлору;
- для забезпечення епідемічної безпеки та збереження мікробіологічної якості питної води у водорозподільчих мережах застосовувати хлор або гіпохлорит натрія на стадії постзнезараження.

Водопровід ДП «Придніпровська залізниця», м. Дніпропетровськ

Досліджені наступні схеми введення окислювачів у технологію підготовки питної води:

- хлор, коагуляція, фільтрування, хлор (існуюча схема, контроль);
- діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, діоксид хлору;
- діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, хлор.

Дослідження процесу передокислення річкової води діоксидом хлору.

Для визначення ClO_2 -поглинання природною водою вводили дози ДОХ від 0,5 до 5 мг/л, значення якого склало $2,00 \pm 0,05$ мг/л (рис. 7.3).

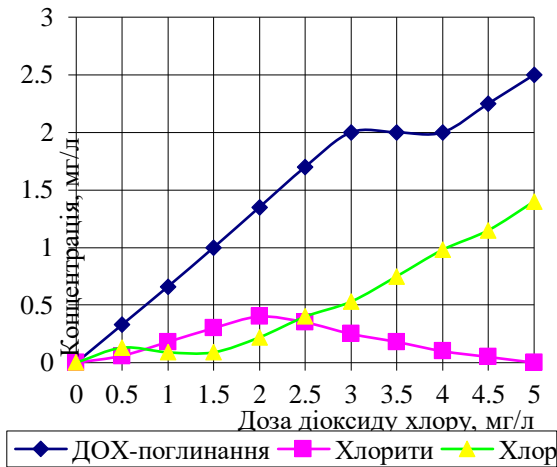


Рис. 7.3 Крива ClO_2 -поглинання природної води і залежність залишкових концентрацій окислювачів (ClO_2 - і ClO^-) від введеної дози діоксиду хлору.

Концентрація хлоритів збільшується від 0,06 до 0,4 мг/л при введенні доз ДОХ від 0,5 до 2,0 мг/л, після чого концентрації хлоритів знижуються. Максимальна

концентрація хлоритів 0,4 мг/л утворюється за 30 хв. при обробці води дозою ДОХ 2 мг/л, яка відповідає значенню СЮ₂-поглинання. Концентрації залишкового вільного хлору зростають пропорційно введеній дозі ДОХ, починаючи з 1,5 мг/л.

За результатами проведених досліджень рекомендовано до застосування у технології підготовки питної води на водопроводі ДП «Придніпровська залізниця» наступне:

- застосовувати ДОХ на стадії передокислення у дозах 1,0-1,5 мг/л для забезпечення мікробіологічної якості питної води, у т.ч. за вірусологічними показниками; попередження утворення ХОС;
- коагуляцію проводити з використанням високоефективних реагентів, підвищити якість фільтруючого завантаження та ефективність роботи фільтрів, що дозволяє знизити дозу хлору на стадії знезараження води перед подачею до водорозподільчої мережі;
- додавати хлор або гіпохлорит натрію на стадії постзнезараження у дозах 1,0-1,5 мг/л для окислення хлоритів, які утворилися, до діоксиду хлору, що тим самим підвищує ефективність знезараження та посилює бактеріостатичний ефект (продовжувану дію) у водорозподільчих мережах.

Водопровід КП «Севастопольський міський водоканал», м. Севастополь

Мета даного дослідження - гігієнічне обґрунтування оптимального знезараження води централізованого господарсько-питного водопостачання (гідровузол № 3) діоксидом хлору чи комбінованою дією ДОХ та хлору.

Особливістю водопостачання м. Севастополя є одночасне використання води поверхневого джерела – р. Чорна та підземних джерел – глибоких свердловин.

Технологія підготовки питної води з поверхневої водойми (р. Чорна) включає передокислення хлором, коагуляцію (коагулянт – розчин сульфату алюмінію), освітлення у горизонтальних відстойниках, фільтрування на швидких фільтрах, змішування з підземною водою та постзнезараження хлором у РЧВ. Співвідношення об'ємів поверхневої та підземної води = 7 : 5.

Характерною особливістю води р. Чорна є вірусне забруднення, але відносно низькі концентрації природних органічних речовин.

Дози хлору, що застосовують на стадії передокислення, складають 1-2 мг/л (2,5- 4 мг/л у повіль); на стадії постзнезараження - 0,8-1,2 мг/л (1,2-1,5 мг/л у повіль).

На рис. 7.4 представлена крива ClO_2 -поглинання річковою водою та залежність концентрації утворених хлорит- та гіпохлорит-аніонів від введеної дози ДОХ.

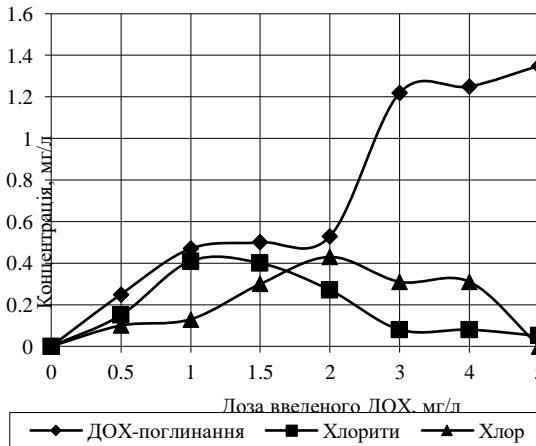


Рис. 7.4 Крива ClO_2 -поглинання річкової води і залежність концентрації ClO_2 і ClO^- від введеної дози діоксиду хлору

Крива ClO_2 -поглинання має два відрізки, паралельних осі X, які відповідають значенням ClO_2 -поглинання: перше – $0,50 \pm 0,03$ мг/л; друге – $1,24 \pm 0,02$ мг/л. Це свідчить про те, що в інтервалі концентрацій від 0 до 1 мг/л перебігають реакції ДОХ з більш сильними відновниками, що містяться у природній воді, яким є, насамперед, бактеріальне забруднення.

Висновок: технологічна схема «передокислення ДОХ 0,5 мг/л, коагуляція, фільтрування, постзnezараження хлором 1,25 мг/л» є найбільш оптимальною, яка достатня для зnezараження води до гігієнічних нормативів, забезпечує високу якість води за органолептичними, фізико-хімічними показниками, у т.ч. відсутність побічних продуктів зnezараження (ТГМ, хлоритів).

На основі проведених досліджень розроблена та затверджена проектна документація та технологічний регламент по застосуванню діоксиду хлору на ДКП «Севастопольський міський водоканал», гідровузол № 3 (м.Севастополь АР Крим).

Узагальнюючий висновок

Вивчено наступні схеми введення окислювачів для зnezараження природних вод на окремих підприємствах України, що готують воду централізованого господарсько-питного водопостачання:

- 1) хлор, коагуляція, фільтрування, хлор (контроль, існуючі схеми);
- 2) хлор, коагуляція, фільтрування, діоксид хлору;

3) діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, діоксид хлору;

4) діоксид хлору, коагуляція, фільтрування, хлор;

5) без передокислення, коагуляція, фільтрування, діоксид хлору.

Зразки води до та після обробки за вказаними вище технологічними схемами досліджені за органолептичними, фізико-хімічними, токсикологічними, бактеріологічними, вірусологічними та експрес - токсикологічними показниками.

Експериментально обґрунтовано та впроваджено оптимальну схему послідовного комбінованого застосування діоксиду хлору та хлору (хлор-газу чи гіпохлориту натрію) для знезараження питної води: діоксид хлору вводиться на стадії передокислення, а хлор - на стадії постзнезараження. В залежності від якості вихідної води ефективна доза діоксиду хлору на стадії передокислення становить 1,0 – 1,5 мг/л, що в 3-4 рази менше за дозу хлору, достатню для досягнення подібного ефекту.

За такою схемою вже на стадії передокислення поліпшуються органолептичні властивості води, попереджується утворення ТГМ, забезпечується первинне знезараження води, у т.ч. щодо вірусів, відбувається часткове окислення органічних сполук, що видаляють згодом у процесі коагуляційного очищення.

Хлорування природної води, що пройшла передокислення діоксидом хлору, призводить до повного окислення хлоритів, які утворилися, до діоксиду хлору, що підвищує ефективність знезараження та забезпечує бактеріостатичний ефект (продлонговану дію) у водорозподільчих мережах.

Прикладом комбінованих технологій є схема очищення води у Барселоні. Технологія водоочисної станції Sant Joan Despi Waterworks схематично виглядає таким

чином. Вода річки Llobregat River піддається передокисленню діоксидом хлору (1-й блок), потім подається на коагуляцію і флокуляцію, седиментацію і фільтрування на піщаних фільтрах(3-й блок), потім роблять змішування води в рівних пропорціях з підземною водою, після чого вода в рівних пропорціях йде на блок 3а (озонування з подальшою фільтрацією на ГАУ) і блок 3б (ультрафільтрація, зворотний осмос, ремінералізація), потім вода змішується в рівних пропорціях і знезаражується хлором перед подачею у водорозподільчу мережу.

Така технологія дозволяє мінімізувати ризики забруднення питної води; промотувати профілактичні заходи; зосередитися на критичних контрольних точках водоочисної станції і водорозподільчої мережі; забезпечити своєчасний on - line моніторинг якості води; гарантувати належний і своєчасний ризик-менеджмент; оптимізувати контроль якості води; мінімізувати ризики для здоров'я споживачів.

Вищевикладене підкреслює необхідність впровадження комбінованих технологій очищення і знезараження води в Україні.

Література

1. Кульський Л.А., Строкач П.П. Технология очистки природных вод. Киев: Вища школа. 1986. 367 с.
2. Кульський Л.А. Основы химии и технологии воды. Киев: Наукова думка, 1991. 568 с.
3. Комунальна гігієна. Є.Г. Гончарук та ін. за ред. Є.Г. Гончарука. К.: Здоров'я, 2006. 792 с.
4. Петренко Н. Ф. Наукове обґрунтування комбінованих методів знезараження питної води. Дис. ... д. б. н: 14.02.01 ДУ „Інститут гігієни та медичної екології ім.

- О.М. Марзєєва Академії медичних наук України”. К. 2012. 396 с.
5. Мокиенко А.В. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико - экологические аспекты. Том 4. Ультрафиолетовое облучение и комбинированные методы. Одесса. «Фенікс». 2020. 378 с.

Лекція 8

Знезараження стічних вод

Методи очищення

Методи очищення стічних вод розділяють на механічні, хімічні, фізико-хімічні та біологічні. Застосування того чи іншого методу визначається характером забруднення і ступенем шкідливих домішок у стічних водах.

Механічне очищення полягає в механічному видаленні нерозчинних речовин шляхом відстоювання, проціджування і фільтрування. Для затримки великих часток воду проціджують через ґрати і сітки; для затримки дрібніших зважених у воді домішок застосовують відстійники, фільтри із зернистим завантаженням (кварцовий пісок, гранітний щебінь, керамзит, гранульований доменний шлак), із завантаженням, що плаває (пінополістирол), чи сітчасті фільтри і мікрофільтри, а також сепаратори і осаджувальні центрифуги.

Механічне очищення в основному є попереднім, рідше — остаточним способом очищення стічних вод. Із побутових стічних вод воно дозволяє видалити до 60 % нерозчинних домішок.

Хімічне очищення полягає у додаванні в забруднену воду різних хімічних речовин, що вступають у реакцію із забруднювачами і осаджують їх у вигляді нерозчинних осадів.

Як самостійний метод хімічне очищення проводиться перед подачею виробничих стічних вод у систему оборотного водопостачання чи в каналізаційну мережу, а також перед спуском вод у водойми. Як попередній метод хімічне очищення проводиться перед

біологічним чи фізичним. Основні види очищення: нейтралізація і окислювання.

Хімічну нейтралізацію проводять трьома способами:

- а) взаємна нейтралізація кислих і лужних стічних вод;
- б) нейтралізація реагентами (розчини кислот, вапно, сода, аміак);
- в) фільтрування через нейтралізуючі матеріали (вапно, вапняк, доломіт, магнезит, крейда).

Окислювання застосовують для знешкодження стічних вод машинобудівної, гірничодобувної, целюлозно-паперової, нафтової промисловості. Стічні води цих підприємств містять технічні домішки (ціаніди) чи сполуки, які недоцільно очищати іншими методами (сульфіди). Як окислювачі використовують хлор, гіпохлорит кальцію, хлорне вапно, кисень тощо. При хімічному очищенні стічні води, що містять токсичні домішки, поступають у резервуар, в якому вони змішуються між собою (кислі з лужними) чи з реагентами. Під дією хімічних реакцій стічні води знешкоджуються і нейтралізуються. Знешкоджені стоки направляються у відстійники, де відбувається випадання нерозчинного осаду.

Існують такі способи фізико-хімічного очищення стічних вод: коагуляція, сорбція, флотація, електроліз тощо.

Коагуляція — процес ущільнення дрібних часток, що знаходяться у зваженому стані, під впливом коагулянтів, що спеціально додаються. Частки утворюють інтенсивно осідаючі пухкі пластівчасті скупчення, які сорбують забруднюючі речовини і в процесі осадження очищують воду. Як коагулянти використовують солі алюмінію, заліза, магнію.

Сорбція застосовується для глибокого очищення стічних вод підприємств целюлозно-паперової, текстильної та інших галузей промисловості. Спосіб ефективний для вилучення зі стоків розчинних речовин з їхньою наступною

утилізацією. Як сорбенти застосовують золу, коксову стружку, глини, активовані вугілля, пропускаючи через шар цих матеріалів воду.

Флотація — особливий процес утворення в спеціальних установках комплексів частка-пухирець, їхнього спливання і видалення пінного шару, що утворився, з поверхні оброблюваної води. За допомогою флотації очищують стічні води, що містять нафту, нафтопродукти, олії та волокнисті матеріали.

Електроліз — це руйнування органічних речовин у стічних водах, вилучення з них металів, кислот та інших неорганічних сполук за допомогою електричного струму.

Зворотний осмос ґрунтується на молекулярному розподілі розчинів шляхом їх фільтрування під тиском через напівпроникні мембрани, що затримують цілком або частково молекули розчиненої речовини.

Біологічний метод застосовується найчастіше для очищення комунально-побутових стічних вод і стоків целюлозно-паперових, нафтопереробних, харчових підприємств. Суть біологічного методу полягає в мінералізації органічних забруднювачів мікроорганізмами. Біологічне очищення здійснюється на полях зрошення, фільтрації, у біологічних ставках і аеротенках.

Поля зрошення — це сплановані земельні ділянки, призначені для очищення стічних вод і вирощування сільськогосподарських культур.

Поля фільтрації — ділянки, які використовують тільки для очищення стічних вод. На відведених під поля фільтрації ділянках прокладають магістральні та зрошувальні канали, споруджують ґрати, відстійники, установки утилізації та знешкодження відходів, мулові й піскові майданчики і розподільчі пристрої, через які проходять стічні води. Остаточне очищення води від

забруднень відбувається в процесі фільтрації через шар ґрунту.

Біологічні ставки — штучно створені неглибокі водойми, у яких очищення стічних вод відбувається природним шляхом за участю рослинних і тваринних організмів, що населяють ставок. Для цього влаштовують каскад, що з'єднує між собою 3-5 ставків. У штучних умовах біологічне очищення стічних вод здійснюється в біофільтрах і аеротенках.

Біофільтри — залізобетонні резервуари, заповнені грубозернистим матеріалом, поверхня якого заселена аеробними мікроорганізмами. При проходженні стічної води через біофільтр мікроорганізми вилучають із рідини розчинені органічні речовини та мінералізують їх.

Аеротенки — залізобетонні резервуари, по яких повільно пропускаються стічні води, збагачені киснем і змішані з активним мулом. Активний мул є скупченням мікробіоти різних класів, яка окисляє органічну речовину стічних вод. Після біологічного очищення воду дезінфікують рідким хлором чи хлорним вапном. Для дезінфекції використовують також інші методи (ультразвук, електроліз, озонування тощо) для інактивації бактерій, у тому числі й патогенних.

В останні роки застосовують дво- і триступінчасту схему біологічного очищення. При цьому обсяг аеротенка зменшується, знижується витрата повітря на 30...40%, підвищується ступінь очищення на 10...15%.

Очищення стічних вод в аеротенках або на біофільтрах забезпечує зменшення загального вмісту бактерій на 90-95%. Для знищення патогенних бактерій, що залишилися в очищених стічних водах, і зменшення таким чином небезпеки зараження води водойм здійснюється *зnezараження* стічних вод.

Знезараження стічних вод хлоруванням

Найпоширенішим методом знезараження стічних вод є їх хлорування водним розчином газоподібного хлору чи гіпохлориту натрію.

Застосовують також фізичні методи знезараження, найбільш поширеним із яких є ультрафіолетове опромінювання стічних вод, можливе використання комбінованих методів.

Метод знезараження стічних вод визначається не тільки техніко-економічними й санітарними, але й екологічними вимогами.

Метод знезараження, що використовують, не повинен суперечити вимогам охорони поверхневих вод від надходження у водоймища токсичних сполук, наприклад, активного хлору, хлорорганіки, наявність яких у воді не допустима.

Кількість активного хлору, необхідна для знезараження одиниці об'єму стічних вод, виражена в мг/л чи г/м^3 , називається дозою хлору. При експлуатації очисних споруд необхідну дозу хлору уточнюють експериментальним хлоруванням і приймають такою, щоб кількість залишкового хлору після 30 хвилин контакту зі стічними водами не була меншою за $1,5 \text{ г/м}^3$. Розрахункова доза активного хлору призначається рівною 10 г/м^3 для механічно очищених стічних вод, 5 г/м^3 - для стічних вод після неповного біологічного очищення і 3 г/м^3 - для біологічно очищених стічних вод.

Зазвичай на руйнування бактеріальних клітин витрачається лише незначна частина хлору, що вводиться у воду. Більша частина хлору йде на окислення органічних речовин і на реакції з мінеральними домішками, що містяться у воді. Кількість хлору, яка витрачається на ці процеси, характеризує хлорпоглинання води.

Хлор, що додається, повинен бути ретельно перемішаний зі стічними водами. До складу споруд для хлорування стічних вод входять хлораторна, змішувач і контактний резервуар.

У наш час експлуатуються декілька типів установок для приготування і дозування розчинів, що містять активний хлор.

Установки першого типу працюють на зрідженому хлорі й називаються хлораторами. У цих установках послідовно здійснюється випаровування хлору, його механічне очищення, дозування й розчинення у воді. Хлорування здійснюється хлорною водою, що виходить із хлоратора. У деяких випадках хлорування може здійснюватися безпосередньо газоподібним хлором, який змішується зі стічними водами в спеціальних пристроях.

До другого типу належать установки, призначені не тільки для приготування дезінфікуючих розчинів, але і для отримання їх із первинної сировини. До таких установок відносять електролітичні установки для приготування розчинів гіпохлориту натрію.

Вибір установки для хлорування здійснюють за витратою очищуваних стічних вод, умовами постачання, транспорту й зберігання реагентів, можливістю автоматизації процесів і механізації трудомістких робіт.

Хлорування стічних вод розчинами газоподібного хлору

Хлор поставляється на очисні станції в балонах чи контейнерах, у яких він знаходиться під надлишковим тиском переважно в рідкому стані.

Внаслідок малої розчинності рідкого хлору його попередньо переводять у газоподібний стан, після чого

розчиняють у воді, а хлорування стічних вод здійснюють, так званою, хлорною водою.

Установки для хлорування стічних вод складаються з таких вузлів: складу хлору; пристроїв для випаровування рідкого хлору; дозування газоподібного хлору і приготування хлорної води (хлоратора); насосної для підвищення напору води, що подається в ежектор; електрощитової та приміщення контрольно-вимірювальних приладів; вентиляційних і дегазаційних пристроїв.

Суттєвим недоліком методу обробки газоподібним хлором є необхідність транспортування і зберігання великих об'ємів високотоксичного рідкого хлору в балонах, що становить потенційну небезпеку виникнення надзвичайних аварійних ситуацій.

Хлоратори можуть бути напірними чи вакуумними. У напірних хлоргаз знаходиться під деяким надлишковим тиском, у вакуумних - під тиском нижче атмосферного. Найбільшого поширення набули вакуумні хлоратори, які виключають можливість витоку хлору в приміщення, де вони встановлені.

Застосування озону для знезараження стічних вод

Доза озону для знезараження стічних вод залежить від ступеня попереднього очищення і вмісту органічних речовин у стічних водах (озон, у першу чергу, окислює органічні речовини, а вже потім діє як дезінфікуючий агент), часу контакту стічних вод з озоном, концентрації озону в озono-повітряній суміші. Знезараження озоном доцільно передбачати після доочищення стічних вод на мікрофільтрах чи фільтрах. Дозу озону в цьому випадку слід приймати рівною 6-10 мг/л при тривалості контакту зі стічними водами 8-10 хв.

Для біологічно очищених стічних вод при концентрації завислих речовин 10-12 мг/л і БПК_{повн} 15 мг/л доза озону складає 15-30 мг/л, а тривалість контакту - 0,3-0,5 год.

Причинами, що стримують і ускладнюють широке застосування озону для знезараження стічних вод, є відносно висока його собівартість, яка визначається невисокою якістю озонаторних установок промислового типу пропускною спроможністю 10-50 кг/год і низьким ступенем використання озону (50-70%) в існуючих конструкціях змішувачів. Вдосконалення процесів очищення стічних вод із застосуванням озону розвивається за двома основними напрямками. Це створення ефективних, високопродуктивних і економічних генераторів озону, які працюють на підвищених частотах, та інтенсифікація процесу масообміну контактуючих фаз (озону й стічних вод) за рахунок зміни швидкості реакції застосуванням каталізаторів, фотохімічного чи радіохімічного впливу, поєднання озонування з ультрафіолетовим опроміненням.

Знезараження стічних вод із використанням ультрафіолетового (УФ) випромінювання

Знезараження стічних вод із використанням ультрафіолетового (УФ) випромінювання не потребує застосування хімічних реагентів, не впливає на смак і запах води і діє не тільки на бактеріальну флору, але й на бактеріальні спори. Тим самим усувається потреба у зберіганні, транспортуванні і виробництві небезпечних розчинів і газів. Для досягнення необхідного ефекту знезараження стічних вод потребується всього декілька секунд (у порівнянні з 15-30 хв при обробці хлором чи озоном). Цей метод може бути надійним і нешкідливим заміником хлору завдяки виключенню отруйних речовин і

достатній бактерицидній активності проміння. Бактерицидне опромінення діє майже миттєво, отже, вода, що пройшла через установку, може відразу ж надходити в систему оборотного водопостачання або у водойму. Знезараження стічних вод ультрафіолетовим випромінюванням не чинить токсичного впливу на водні організми й не призводить до утворення шкідливих для здоров'я хімічних сполук.

На відміну від хлорування або озонування, при правильному виборі джерела і дози УФ випромінювання знезараження не супроводжується зміною складу води й появою будь-яких токсичних побічних продуктів.

Як джерело УФ-випромінювання застосовують спеціальні ртутно-кварцові та ртутно-аргонові лампи з увіолевим склом, яке має підвищену прозорість у зоні УФ-спектра.

УФ-випромінювання ефективне тільки при знезараженні стічних вод, які пройшли якісне біологічне очищення або доочищення на крупнозернистих фільтрах.

Для обробки стічних вод УФ-випромінюванням застосовують установки із зануреними та незануреними джерелами випромінювання.

Установки напірного типу малопотужні й прості. Вони складаються з корпусу, в якому розташована УФ-лампа, поміщена в захисний кварцовий чохол.

Більшість бактерицидних УФ-установок призначені для знезараження невеликих обсягів стічних вод. Вони являють собою камеру опромінення у вигляді труби невеликого діаметра, куди коаксіально вмонтоване джерело УФ-випромінювання, поміщене у захисний кварцовий кожух. В одній камері УФ-випромінювання монтуються 1-3 лампи, пропускна здатність такої камери не перевищує 50 м³/год.

Для знезараження води доцільно використовувати лампи низького тиску, що характеризуються відсутністю високотемпературних ефектів і простотою пускорегулювальної електроапаратури.

Водозанурені установки касетного типу з використанням ртутних ламп низького тиску вирішують проблему знезараження стічних вод перед випуском їх у водойми.

Технологія УФ-знезараження має такі переваги:

- енерговитрати в промислових УФ-установках у 3-4 рази нижчі від енергоспоживання озонаторних систем;
- УФ-комплекси та їх периферійне обладнання компактні й безпечні;
- використання УФ-знезараження виключає утворення токсичних і канцерогенних продуктів;
- відсутність необхідності в зберіганні небезпечних матеріалів та реагентів;
- УФ-випромінювання ефективно руйнує мікроорганізми шляхом зміни генетичної інформації ДНК, що призводить до загибелі понад 99,99% усіх патогенних мікроорганізмів у стічній воді.

Знезараження стічних вод діоксидом хлору

Аналіз даних літератури і результатів власних досліджень із гігієнічною оцінкою діоксиду хлору як ефективного окиснювача і дезінфектанту для знезараження господарсько-побутових стічних вод показує наступне.

Діоксид хлору є ефективним біоцидом для знезараження промислових стічних вод, що містять фенольні та хлорфенольні сполуки. Істотною перевагою цього реагенту є здатність повністю окислювати органічні речовини зі швидкістю, що перевищує у багато разів

швидкість їх окислення газоподібним хлором. При обробці стічних вод, що пройшли біохімічне очищення без стадії нітрифікації, діоксид хлору чинить також швидшу знезаражувальну дію, ніж хлор, при однаковій бактерицидній ефективності. В деяких випадках діоксид хлору перевершує хлор за ефективністю, наприклад, при обробці води, забрудненої фекальними колі-формами і колі-фагом. Потреба у діоксиді хлору для обробки води після дії нітратів, менша, ніж потреба в хлорі.

Діоксид хлору знаходить застосування для знезараження стічних вод, забруднених різноманітними патогенними кишковими вірусами, зазвичай при комбінуванні різних методів. Встановлено, що при дуже високій лужності та підвищених концентраціях амонію діоксид хлору є оптимальним заміником активного хлору. У зв'язку з цим, цей метод більш прийнятний для обробки води плавальних басейнів у зв'язку із мінімізацією утворення хлорамінів, які мають різкий і неприємний запах.

Констатовано, що якщо діоксид хлору і хлор в концентрації 2 мг/л мають практично однакову ефективність при інактивації вірусів і бактерій у ненітрифікованій воді, то в нітрифікованій і фільтрованій воді діоксид хлору в 2 рази ефективніший за хлор. Додатковою перевагою діоксиду хлору є його здатність окислювати сульфіди, ціаніди і меркаптани при очищенні стічних вод, що містять ці сполуки, а також освітлювати і знебарвлювати стічні води шляхом розщеплювання гумінових і фульвокислот як попередників хлорвмісних сполук.

Аналіз порівняльної ефективності різних дезінфектантів при обробці стічних вод показав, що оптимальними в цьому контексті є діоксид хлору і хлорид бромю як засоби, безпечні для довкілля. З точки зору експлуатаційних витрат різні методи знезараження стічних

вод розташовуються в зростаючій послідовності таким чином: хлорування, обробка хлоридом бромю, діоксидом хлору, ультрафіолетове опромінення, озонування.

Діапазон використання діоксиду хлору для обробки стічних вод:

- знезараження перед скиданням або для оборотного водопостачання;
- видалення запахів, причиною яких є розмноження анаеробних мікроорганізмів;
- оптимізація седиментації осадів і активізації процесів осадоутворення;
- окислення забруднювачів: тетраетилпохідні, ціаніди, нітрити, сульфіді, ароматичні вуглеводні, феноли тощо.

При дезінфекції стічних вод діоксид хлору має такі переваги у порівнянні з традиційним хлором:

- не утворює хлораміни, які за своєю бактерицидною активністю у 80 разів менш ефективні, ніж вільний хлор;
- не утворює стійкі галогенпохідні (тригалометани, поліхлоровані біфеніли, діоксин), які мають властивість накопичуватися в об'єктах довкілля із безповоротними наслідками для біоти екосистем;
- активний у широкому діапазоні рН;
- формує вимірні залишкові концентрації, контрольовані в автоматичному режимі;
- не вимагає дехлорування;
- покращує процеси коагуляції.

Згідно з даними Агенства охорони довкілля (США) для ефективного знищення загальних колі-форм у стічних водах, що скидаються, при ідентичних рівнях контамінації та експозиції (60 хвилин) залишкові концентрації діоксиду

хлору в 2-70 разів нижчі, ніж хлору (залежно від ступеня забруднення і категорії стічних вод).

Результати лабораторного тестування порівняльної ефективності діоксиду хлору і хлору при обробці стічних вод у Ломбардії (Італія) показали наступне: при залишковій концентрації діоксиду хлору $< 0,2$ мг/л досягається понад 90%-ий бактерицидний ефект: загальних колі-форм - 93,8%, фекальних колі-форм - 95,2%, фекального стрептококу - 91,2%.

Лабораторні експерименти щодо впливу хлору і діоксиду хлору на утворення хлорпохідних при обробці стічних вод свідчать, що за рівних умов знезараження стічних вод діоксид хлору не ініціює утворення тригалогенметанів, а рівні загальних галогенпохідних у 10-20 разів нижчі, ніж при хлоруванні.

Дослідження з обробки стічних вод, що становлять потенційну небезпеку із санітарно-епідеміологічної точки зору (інфекційний госпіталь в Мілані), проведені лабораторією хімічного підприємства Каффаро, показали високий бактерицидний і віруліцидний ефект діоксиду хлору у поєднанні з дуже незначним формуванням галогенпохідних органічних побічних продуктів.

В експериментах зі знезараження доочищених стічних вод діоксидом хлору і озоном із використанням зараження поліовірусами показана більш висока активність діоксиду хлору у порівнянні з хлором. Так, якщо при хлоруванні повна інактивація вірусів при різних рівнях контамінації спостерігалася при дозах 5-20 мг/л за 60 хвилин, то при знезараженні діоксидом хлору такий же ефект спостерігали при дозі 2 мг/л і часу контакту 15-30 хвилин.

Результати досліджень показують, що орієнтовні дози діоксиду хлору, необхідні для забезпечення нормативу ЄС, при обробці третинних очищених стічних вод із

показниками розчиненого органічного вуглецю і зважених речовин менше 10 мг/л і часу контакту менше 15 хвилин, складають 1,5-2,0 мг/л.

Можливості застосування діоксиду хлору як окисника для дезінфекції побутових стічних вод досліджені лабораторією фірми Elf Atochem на очисних спорудах стічних вод в м. Deauville (Нормандія, Франція). Доза діоксиду хлору для дезінфекції біологічно очищених стічних вод складала 2-5 мг/л, тривалість обробки - 10-15 хв. Констатовано видалення спор *Clostridium perfringens* і ооцист *Cryptosporidium parvum*.

Результати дезінфекції стічних вод у потоці комбінаціями рівних доз діоксиду хлору і хлору, який додають одночасно при різному часі контакту, показали, що в комбінації діоксиду хлору і хлору діоксид хлору конкурує з хлором за окислення органічних попередників ТГМ та інших ХОС. Хлор зменшує концентрацію небажаного іона хлориту, окислюючи його до діоксиду хлору. Це забезпечує додаткову перевагу для використання дешевшого дезінфікуючого засобу (хлору), збільшує концентрацію дорожчого дезінфікуючого засобу (діоксиду хлору), тим самим знижуючи загальну вартість дезінфекції.

Гігієнічна оцінка застосування діоксиду хлору для знезараження господарсько-побутових стічних вод м. Одеси після біологічного очищення перед скиданням у море показала, що доза діоксиду хлору 2 мг/л є практично достатньою для забезпечення нормативу скидання (1000 КУО/л), при цьому досягається 99,99% інактивації для лактозо-позитивних кишкових паличок і 99,999% - для ентерококів.

Таким чином, можна стверджувати про перспективність застосування діоксиду хлору для знезараження побутових стічних вод, передусім у тих випадках, коли такі води становлять певну епідемічну

небезпеку (інфекційні лікарні, міжнародні аеропорти, пункти розміщення іноземних мігрантів тощо).

Література

1. Довідник сучасних технологій з очищення природної і стічної води та обладнання/ І.В. Панасюк та ін. Київ: Медінформ, 2016. 245 с.
2. Мальований М.С., Петрушка І.М. Очищення стічних вод природними дисперсними сорбентами. Л.: Вид-во Львів. політехніки, 2012. 180 с.
3. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якість води. К.: Вища школа, 2005. 671 с.
4. Хільчевський В.К. Водопостачання і водовідведення: гідроекологічні аспекти. Підручник. К.: ВПЦ «Київський університет», 1999. 319 с.
5. Фізико-хімічні та біологічні методи очистки стічних вод: навч. посіб. [для студ. вищ. навч. закл.] С. М. Епоян та ін. Х.: Міськдрук, 2012. 447 с.
6. Мокиенко А.В. Эколого-гигиенические основы безопасности воды, обеззараженной диоксидом хлора: дис. ... д. мед. н.: 14.02.01 ГУ «Институт гигиены и медицинской экологии им. А.Н. Марзеева АМН Украины». К., 2009. 348 с.
7. Мокиенко А.В. Диоксид хлора: применение в технологиях водоподготовки. 2-е изд. перераб и доп. – Одесса: «Фенікс», 2021. - 336 с.

Лекція 9

Еколого-гігієнічні проблеми знезараження води

Екологічні критерії концептуального підходу до проблеми знезараження води фізико-хімічними методами повинні враховувати:

- можливість несприятливого впливу на довкілля і процеси природного самоочищення водоймов;
- вірогідність появи нових, резистентних і/або високовірулентних штамів мікроорганізмів, здатних порушувати рівновагу природних мікробних біоценозов;
- вірогідність потенціювання несприятливих ефектів, пов'язаних з появою нових, більш токсичних для навколишніх екосистем хімічних речовин;
- опосередкований можливий негативний вплив засобів знезараження на людську популяцію в цілому через змінене довкілля.

Порівнюючи окиснювачі (хлор, діоксид хлору, озон) відповідно до цих критеріїв слід підкреслити такі їх особливості:

- небезпека знезараження хлором пов'язана з транспортуванням і зберіганням скрапленого хлор-газу;
- побічні продукти хлорування не піддаються біохімічному окисленню і накопичуються в об'єктах довкілля;
- за довгий період застосування хлору виникли хлоррезистентні штами патогенних і непатогенних мікроорганізмів;
- синтез озону може супроводжуватися викидами в повітря озону - повітряної суміші, що може негативно впливати на довкілля;

- органічні продукти окислення озоном і діоксидом хлору безпечні для довкілля, так як піддаються подальшому біологічному окисленню, якщо потрапляють в природні водойми із стічними водами;
- бромати - неорганічні побічні продукти окислення озоном - токсичні сполуки для біоценозу природних водойм;
- екологічна безпека хлоритів і хлоратів як побічних неорганічних продуктів обробки води діоксидом хлору вивчена недостатньо, що вимагає додаткових досліджень.

Екологічні наслідки застосування хлору

Відомо, що обробка стічних вод хлором - найбільш простий, досить ефективний і відносно дешевий технологічний спосіб їх знезараження. Проте при відведенні хлорованих стічних вод у водойми поступають значні концентрації хлору. Результати досліджень дозволяють віднести активний хлор до категорії особливо небезпечних для морських екосистем речовин.

У лабораторних експериментах і *in situ* виділені чинники, що різною мірою визначають його токсичність:

- концентрація;
- тривалість контакту;
- параметри середовища (у це поняття включається біомаса і чисельність водоростевих клітин).

За механізмом дії в сублетальних і летальних концентраціях хлор є структурно-специфічним агентом, який з високою швидкістю проникає в клітину і окислює фотосинтетичні пігменти. Різка зміна пігментного складу клітин в перші хвилини дії свідчить про високу реакційну здатність хлору і визначає швидкість токсичного ефекту.

Збільшення рівня освітленості призводить до зниження, а відхилення від температурного оптимуму для мікрободоростей - до посилення токсичної дії хлору.

Відмічена велика чутливість до дії природних популяцій мікрободоростей порівняно з лабораторними культурами, що закономірно залежить від складу природних морських вод і вживаних поживних середовищ, збагачених біогенними елементами і органічними речовинами. Виражена залежність міри токсичності хлору від рівня продуктивності і вмісту зваженої органічної речовини *in situ* підвищує чутливість до цього елемента натурних фітоценозів в низькопродуктивних водах, що визначає особливу небезпеку хлорного забруднення в малопродуктивні сезони року.

Реально природні екосистеми піддаються дії сублетальних концентрацій хлору, тому слід зазначити, що основний негативний екологічний ефект визначається перебудовою водоростевих ценозів у бік переважання дрібних видів фітопланктону. Це подовжує харчовий ланцюг, внаслідок чого екосистема робить менше первинної продукції, чим при домінуванні великих видів, що утворюють короткі харчові ланцюги. Вказана перебудова представляє особливу екологічну небезпеку в сучасних евтрофних умовах функціонування водних екосистем.

Еколого-гігієнічні аспекти застосування діоксиду хлору як засобу знезараження води

Проблема екологічної безпеки діоксиду хлору, хлоритів і хлоратів недостатньо вивчена і різними авторами трактується по-різному.

Є суперечливі дані з різних джерел відносно токсичності діоксиду хлору для водних організмів: деякі

дослідники стверджують, що діоксид хлору у декілька разів більш токсичний за хлор і його побічні продукти; за іншими даними, токсичний ефект застосування діоксиду хлору відсутній. Слід вважати правомірною другу точку зору відносно низької токсичності діоксиду хлору і його побічних продуктів (хлоритів і хлоратів) для водної біоти.

Це підтверджується, у тому числі, наступними даними.

Значення LC_{50} діоксиду хлору для мальків і молодняка міног і луфаря в 2-4 рази нижче, ніж хлору.

Досліджували токсичний ефект діоксиду хлору в концентрації від 2,5 мкг/л до 250 мг/л на бурі водорості, морського їжака і рибу паралабракс, що знаходились на ранніх стадіях розвитку. Ці гідробіоти належать до категорії найбільш чутливих до дії ксенобіотиків. Токсичну дію оцінювали за ступенем впливу діоксиду хлору на проростання і довжину зародкової трубочки у водорості, появою аномалій у їжака і виживаністю мальків риби. Встановлено, що тільки високі концентрації діоксиду хлору викликали токсичний ефект на водорості і їжака. Виживаність мальків дещо змінювалася.

Діоксид хлору тестували на дорослих мідіях при одноразовій, переривчастій або постійній обробці. Показано, що переривчасте щоденне введення у воду діоксиду хлору в концентраціях 1-5 мг/л впродовж 28 днів не ініціює смертність дорослих мідій.

У рамках програми US EPA за визначенням критеріїв екологічного ризику (ERC) представлені дані про вплив хлоритів на представників 12 сімейств гідробіотів. Встановлено, що медіанні летальні концентрації (LC_{50}) для хлориту коливалися від 0,27 мг/л для *Daphnidae* до 208,76 мг/л для *Salmonidae*. *Daphnidae* були найбільш чутливими гідробіотами: для них LC_{50} в 44 рази нижче, ніж для найбільш чутливих представників наступного сімейства,

Hyaellidae ($LC_{50}=1,19$ мг/л) і в 214 рази нижче, ніж у найбільш чутливих представників сімейства риб *Ictaluridae* ($LC_{50}=5,79$ мг/л).

У досліджах з райдужною фореллю (*Oncorhynchus mykiss*) було встановлено, що LC_{50} хлориту для молоді риб була на рівні 2,2 мг/л, а для дорослих особин - 8,3 мг/л.

До недавнього часу значущість хлорату як токсиканта була мінімальною. Настільки, що Керівництво по контролю якості питної води ВООЗ в редакції 1994 роки трактувало це як відсутність даних для нормування змісту хлорату в питній воді. У СРСР ГДК хлорату натрію для води водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового водокористування було встановлено на рівні 20 мг/л за органолептичною ознакою шкідливості, тобто цю сполуку відносили до 3-го класу небезпеки.

Останніми роками триває переоцінка поглядів про токсичні ефекти хлорату по відношенню до теплокровних і людині. Наприклад, застосування інноваційного методу пріоритезації небезпеки побічних продуктів дезинфекції питної води на основі їх потенційного впливу на здоров'я населення дозволило виділити хлорат в числі інших сполук, наприклад, нітрозодиметиламіни і чотирихлористий вуглець, в групу найбільшого потенційного ризику. Вищевикладене знайшло відображення в рекомендованому рівні в усіх подальших виданнях Керівництва ВООЗ (2004, 2011, 2017 років) - 0,7 мг/л.

Слід зазначити, що пов'язувати появу хлорату у питній воді винятково з діоксидом хлору було б некоректно. Проблема хлоритів і хлоратів як забруднювачів довкілля є важливішою у порівнянні з їх значимістю як побічних продуктів дезинфекції діоксидом хлору. Як приклад можна привести результати ідентифікації хлорату в хлорованій воді після її обробки озоном, а також відомості про великі кількості хлорату в готовому (максимальні 260 000 мг/л) і

електролітично отриманому на місці споживання (1700 мг/л) гіпохлориті натрію. Згідно з останніми даними ВООЗ хлорат є звичайним побічним продуктом дезинфекції при обробці води окиснювачами (гіпохлорит натрію, хлораміни, діоксид хлору, озон). Відомо, що при знезараженні води діоксидом хлору кількість хлорату, що утворюється, складає не більше 1 % від введеного діоксиду хлору. Розробка моделі утворення хлориту і хлорату при окиснювальній обробці питної води діоксидом хлору дозволила дати точний прогноз (60 % і 85 % відповідно) їх рівнів у воді при досить високій (>0,55) кореляції з початковими параметрами.

Незважаючи на актуальність проблеми забруднення води хлоратами, в останньому вітчизняному нормативному документі, що регламентує якість питної води, нормування хлорату відсутнє.

Вищевикладене визначило цілі наших робіт, які полягали в еколого-гігієнічній оцінці хлориту і хлорату як побічних продуктів при знезараженні води діоксидом хлору.

Встановлене наступне.

1. Для виключення токсичної дії хлоритів у водних екосистемах з інтенсивним розвитком бентосних водоростей – макрофітів (на прикладі багатоклітинної зеленої водорості *Ulva rigida* Ag) концентрації хлоритів в знезаражених діоксидом хлору вторинно-очищених стічних водах не повинні перевищувати 1,0 мг/л.

2. Медіанна летальна концентрація LC₅₀ хлоритів у коротко-циклічних гідробіонтів *Daphnia magna Straus* і *Artemia salina* L. складає 1,2 і 0,8 мг/л відповідно.

3. Знезаражені діоксидом хлору в дозах до 2 мг/л вторинно-очищені стічні води є екологічно безпечними.

Дослідження токсичності хлорату для коротко - циклічних планктонних гідробіонтів *Daphnia magna Straus* і

Nitocra spinipes Boeck дозволили встановити майже повну ідентичність LC₅₀ на рівні 560 і 590 мг/л відповідно. В той же час, в хронічному експерименті хлорат в концентрації 100 - 250 мг/л мав достовірну ($P < 0,05$) токсичну дію на репродуктивні параметри *D. magna*.

Проведена інтерпретація отриманих результатів з урахуванням даних літератури свідчить, з одного боку, про правомірність зниження рекомендованих рівнів хлорату до 0,7 мг/л, з іншої - про пріоритетність гігієнічних нормативів в порівнянні з екологічними.

Слід визнати необхідним:

- проведення моніторингу вмісту хлорату в питній воді, стічних водах і воді водойм;
- продовження токсиколого-гігієнічних, включаючи мутагенність і генотоксичність, і екологічних досліджень впливу хлорату на організм лабораторних тварин і гідробіонтів.

Література

1. Мокиєнко А. В. Эколого-гигиенические основы безопасности воды, обеззараженной диоксидом хлора. Дис. ... д. мед. н.: 14.02.01 ГУ «Институт гигиены и медицинской экологии им. А.Н. Марзеева АМН Украины». К.. 2009. 348 с.

2. Петренко Н. Ф. Наукове обґрунтування комбінованих методів знезараження питної води. Дис. ... д. б. н.: 14.02.01 ДУ „Институт гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва Академії медичних наук України”. К.. 2012. 396 с.

3. Мокиєнко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.И. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Т. 1. Хлор и его соединения. – Одесса: ТЭС, 2011. – 484 с.

4. Петренко Н.Ф., Мокиенко А.В. Диоксид хлора: применение в технологиях водоподготовки. Одесса. «Optimum». 2005. 486 с.

5. Мокиенко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.И. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Т. 2. Диоксид хлора. Одесса. ТЭС, 2012. 604 с.

6. Мокиенко А.В. Диоксид хлора: применение в технологиях водоподготовки 2-е изд. перераб и доп. Одесса : «Фенікс», 2021. 336 с.

Лекція 10

Біоплівки

як сучасна проблема водопідготовки

Однієї з причин незадовільного санітарно-технічного стану водорозподільчих мереж є утворення біоплівок на поверхнях водопровідних труб (рис. 10.1, 10.2). Їх присутність може привести до збільшення корозії і гідравлічного опору. Біоплівки є також причиною погіршення смаку і запаху і можуть впливати на інші, пов'язані з поверхнею процеси (наприклад, іонний обмін, мембранний діаліз і тепловий обмін).

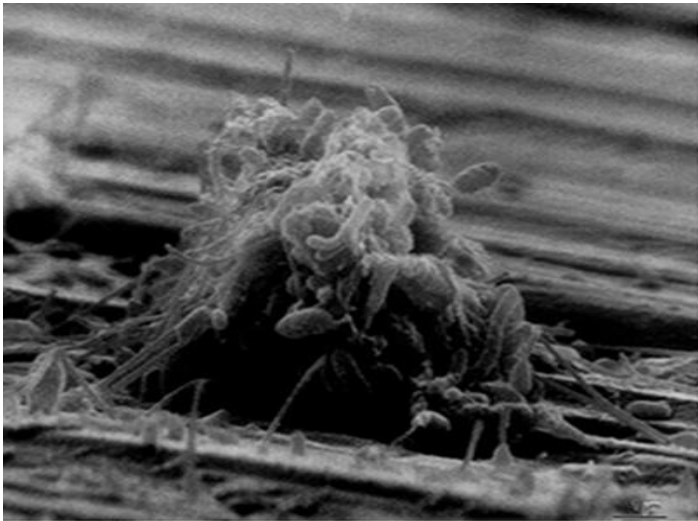


Рис. 10.1 Растрова електронна мікроскопія біоплівки на металевій поверхні із системи водопостачання

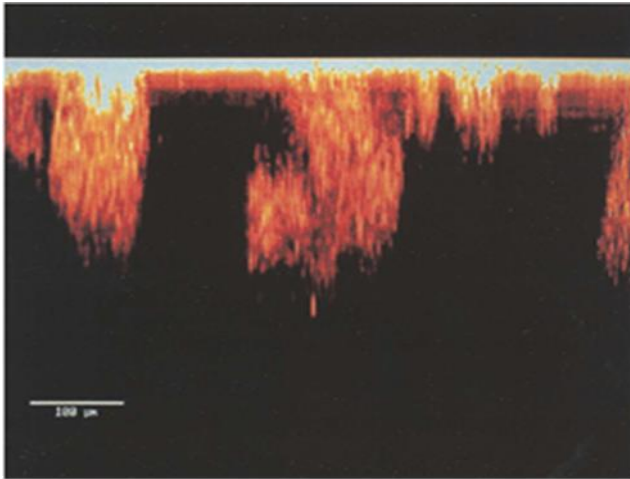


Рис. 10.2 Конфокальна лазерна скануюча мікроскопія біоплівки, що показує грона клітин і водні канали

Результати експериментальних робіт свідчать, що прикріплення бактерій до поверхонь забезпечувало найбільше збільшення резистентності до дезинфекції. Прикріплення неінкапсульованих *Klebsiella pneumoniae*, вирощених в середовищі з високими рівнями поживних речовин, викликало зростання кількості цих мікроорганізмів, ідентичне 150-кратному збільшенню резистентності до дезинфекції. Інші механізми, що пояснюють цей процес, включали вік біоплівки, бактерійне інкапсульовання і попередні умови росту (наприклад, середовище і температура). Ці чинники збільшили опір хлору від 2 до 10 разів.

Залежно від хімічної природи дезинфікуючого засобу констатовано різний тип механізму резистентності. Так, при дезинфекції вільним хлором мали значення характер поверхні, вік біоплівки, інкапсульовання і

середовище росту, тоді як при дезінфекції монохлораміном єдиним був чинник поверхні. Важливість отриманих результатів полягає в констатації мультиплікативності механізмів резистентності. Тобто, резистентність, викликана одним може бути помножена на резистентність, обумовлену другим механізмом.

Порівняльна оцінка бактерійної флори в 2-ох різних по протяжності і структурі мережах водопостачання (м. Мец /1/ і південний сектор м. Париж /2/) показала.

У 1-му випадку вивчали просторові особливості поширення бактерій (3-кратний протягом доби відбір проб в 100 точках мережі впродовж 6 міс.). У 2-му випадку - оцінювали тимчасові варіації при розмноженні мікроорганізмів (щотижневий відбір проб в 6 точках мереж впродовж 2 років). Отримані результати дозволили запропонувати гіпотезу про принципи поширення бактерійної флори в мережах водопостачання в просторі і часі.

Вивчення особливостей утворення біоплівок на різних поверхнях показало наступне. Поверхні нержавіючої сталі і стабілізованого ПВХ були під дією потоку муніципальної питної води (10 см/сек) впродовж 167 днів. Встановлено експоненціальне зростання бактерій з подвоєнням їх числа кожні 11 днів між першим і 122 днями з деяким спадом між 123-м і 167-м днями. Висловлено припущення, що через 122 дні у біоплівці розмножуються мікрободорості і найпростіші, які інгібують зростання бактерій.

Приведені результати досліджень по розвитку біообростань на стінках поліетиленових і полівінілхлоридних труб при контакті з водопровідною водою. Після 33 діб експозиції при швидкості потоку 10 см/сек кількість біообростань в поліетиленовій трубі перевищувала в 100 разів (10^6 КУО/см²), а в

полівінілхлоридній - в 10 разів (10^5 КУО/см²) відповідну кількість біообростань в мідній і скляній трубах.

Показано, що поверхня залізної труби, на відміну від полівінілхлориду, в присутності хлору стимулює склад, ріст і резистентність бактерій біоплівки.

Як свідчить ряд досліджень, склад бактерій біоплівок надзвичайно різноманітний. Окрім нітрифікуючих, сульфатредуючих бактерій, сіркоредуючих *E. coli*, залізобактерій ідентифіковані бактерії родів *Nitrospira*, *Planctomyces*, *Acidobacterium* і *Pseudomonas*, нетуберкульозні мікобактерії, плісеневі і дріжджові гриби.

Контроль води в системах водопостачання повинен включати визначення мікроорганізмів, які мають найбільшу стійкість до дезінфекції (*Ps. fluorescens*, *Clostridium perfringens*) і можуть бути використані в якості індикаторів біообростань мереж.

Представлені результати ідентифікації дев'ятнадцяти видів домінуючих гетеротрофних бактерій в прісноводій біоплівці шляхом встановлення послідовності гена 16S ДНК і його вплив на коагрегацію. Філогенетична оцінка показала, що як віддалено, так і близько пов'язані коагрегації характерні усередині генерацій, між генераціями і усередині видів. Наприклад, *Blastomonas natatoria* 2,1 може коагрегувати з 18 іншими мікроорганізмами і функціонувати як передатна ланка при розвитку біоплівки.

Вивчена динаміка розвитку повної структурної морфології і складу біоплівок у віці від 1 дня до 3 років, сформованих в моделі системи водорозподілу. Візуалізація і подальша кількісна оцінка показали, що біоплівка розвивалася від початкового прикріплення клітин через утворення незалежних мікроколоній завтовшки близько 30 мкм до завершальної, вільнішої структури з середньою товщиною 14,1 мк, що покривала 76 % поверхонь. Аналіз

показав, що у міру старіння біоплівки поступово наростала популяційна різноманітність мікроорганізмів.

Відділення мікроорганізмів від біоплівок, яке має важливе значення в поширенні контамінації систем водопостачання, є найменш вивченим процесом утворення біоплівок. Використання цифрової мікроскопії дозволило виразно представити злокалізований приріст і відділення клітин в змішаних різновидах біоплівок, що сформувалися. Відділення ранжувалося від поодиноких клітин до агрегатів діаметром приблизно 500 мкм. Отримані результати представляють певне значення при визначенні інфекційної дози контамінантів води і оцінки їх ризику для здоров'я споживачів.

Використання комбінації експериментальних і теоретичних підходів в дослідженні ролі відсутності поживних речовин як причини відділення біоплівки на чистих культурах *P. aeruginosa* дозволило висловити гіпотезу, що саме "голодування", а не акумуляція метаболічних продуктів є причиною цього процесу. Це, з точки зору авторів, є свого роду екологічний поштовх до звільнення мікробів з біоплівки.

Результати дослідження систем водопостачання, опубліковані в журналі *Public Works* (США, 1988, № 12, Р. 44), показали, що погіршення якості питної води викликане діяльністю мікроорганізмів. При цьому констатовані наступні чинники (рис. 10.3).

Утворення на стінках труб.

Ріст бактерій, що відбувається на стінках труб систем водорозподілу, призводить до збільшення вмісту у воді гідроксидів заліза, які сприяють утворенню відкладень оксидів алюмінію, кремнезему, вуглекислого кальцію і інших неорганічних речовин.



Рис. 10.3 Модель зниження якості води у водних магістралях

У цих відкладеннях мікроорганізми можуть розвиватися, живлячись адсорбованими органічними речовинами. Відкладення перешкоджають видаленню продуктів окислення, змінюють гідравлічний режим потоку води, впливають на процеси розчинення кисню і баланс іонів заліза.

Нітрифікація і зниження вмісту розчиненого кисню.

За наявності в сирій або очищеній воді іонів амонію, розвиваються колонії нітріфікуючих бактерій, які обумовлюють дефіцит кисню і надлишок вуглекислого газу у воді.

Кальцинування.

Випадає і накопичується осад CaCO_3 , утворюючи неоднорідну кристалічну структуру, що відшаровується.

Локальне зниження рН.

Наслідком цього є посилення корозії.

Редистрибуція кисневого потенціалу.

Кисень концентрується у вільних від відкладень зонах, що призводить до появи мікроелектричних струмів, сприяючих корозії.

Сульфатредукція.

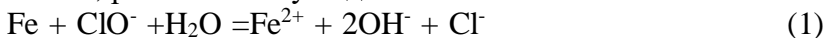
У воді, насиченій вуглекислим газом, розмножуються сульфатредуквальні мікроорганізми, внаслідок чого сульфати відновлюються до сірководню. Сульфат - перетворюючі реакції, що відбуваються на поверхні труби після відшаровування відкладень, подвоюють кількість іонів заліза (на 1 мг/л сульфатів - 2 мг/л іонів заліза), що призводить до утворення нових залізистих відкладень і, як наслідок, посилення корозії.

Зміни смаку і запаху води.

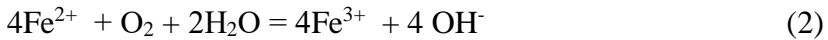
Можуть бути результатом накопичення в системах водорозподілу таких металів, як залізо, мідь і свинець, а також пояснюватися наявністю у воді кінцевих продуктів життєдіяльності бактерій.

Хімізм цих процесів обумовлений протіканням наступних хімічних реакцій:

Корозія залізної труби під дією гіпохлорит – йону або кисню, розчиненого у воді



Окиснення катіону двовалентного заліза до катіону тривалентного заліза



Гідроліз катіону тривалентного заліза і утворення бурого осаду гідроксиду заліза



Відновлення сульфат-аніону до сульфід-аніону під дією сульфатредуквальних бактерій



Утворення чорного осаду сульфїду заліза



Утворення осаду карбонату кальцію в результаті насичення води вуглекислим газом - продуктом окиснення органічних речовин бактеріями



Мікроорганізми, що утворюють обростання внутрішніх поверхонь водоводів в системах транспортування питної води, не лише негативно впливають на її якість, але і беруть активну участь в руйнівних корозійних процесах. Руйнування металевих труб за участю бактерій йде у багато разів швидше, ніж при електрохімічному процесі корозії. У деяких випадках в результаті біоелектрохімічної корозії прорив труб відбувається вже через 10-14 міс. з початку їх експлуатації. Особливо часто такі явища спостерігаються в системах водопостачання з підземними вододжерелами.

Обстеження таких систем показало, що під шаром наростів, утворених найчастіше залізоокиснючими мікроорганізмами, в зонах анаеробіозу розвивалися сульфатредуквальні бактерії, широко розповсюджені в сульфатвмісних природних водах. Сульфід заліза, що утворюється в результаті їх життєдіяльності, у вигляді чорної, маслянистої на дотик маси можна спостерігати при розкритті уражених коррозією водопровідних труб в зонах каверн.

Окрім сульфідутворюючих сульфатредукторів у водопровідній воді можуть бути присутніми факультативно-анаеробні сульфідутворювачі, які здатні відновлювати до сульфідів більш відновлені, ніж SO_4^{2-} , сполуки сірки SO_3^{2-} , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, SO і біофільну сірку. Наприклад, *E. coli* здатна до сероредукції з утворенням сірководня до 200 мг/л.

Таксономія цих мікроорганізмів надзвичайно велика: широкий спектр біологічних властивостей 540 штамів, що утворюють сірководень, відноситься до 25 видів і двох підгруп сімейства *Enterobacteriaceae*. Виділений і описаний активний сульфатредукувальний мікроорганізм, що відноситься до роду *Pseudomonas*, при цьому, як показано, культивування *Pseudomonas sp.* у строго анаеробних умовах супроводжується інтенсивнішою сульфатредукцією, ніж в аеробних умовах.

У ряді випадків в процесах утворення сульфідів беруть участь нітратредукувальні мікроорганізми. Ці бактерії, будучи факультативними анаеробами, здатні до відновлення SO_3^{2-} , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$, SO з утворенням іона S^{2-} . В анаеробній зоні відбуваються утворення неміцних сполук сульфідів заліза і інших металів і руйнування контактної з анаеробною зоною ділянки труби з утворенням каверн на її поверхні.

Біоплівка на захисних матеріалах утворюється за 14 діб і складається з амоніфікуючих, денітрифікуючих, вуглеводеньокиснюючих і сульфатредукувальних бактерій, віднесених до родів *Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Bacillus* і *Desulfovibrio*. Бактерії, що формують біоплівку на покриттях, мають високу метаболічну (денітрифікуючу і сульфатредукувальну) активність і здатні ушкоджувати вивчені матеріали.

Вивчення корозійної активності водопровідної води при контакті з ділянками металу, покритими шаром оксидів,

показало, що в результаті протікання електрохімічних процесів відбувається відновлення оксидів заліза і перехід заліза у форму розчинного двовалентного іона. Відмічено стабілізуючий вплив діоксиду хлору на цей процес. На підставі експериментальних досліджень встановлено механізм утворення марганцевих відкладень у водопровідних спорудах.

Проаналізовані деякі причини і наслідки незадовільного санітарно-технічного стану водопровідних мереж (корозія, біобростання як джерело підвищення епідеміологічної небезпеки питної води і погіршення її хімічного складу). До числа заходів по мінімізації таких явищ рекомендовано, зокрема, застосування нових реагентів для обробки води і заміну хлорування.

Акумуляція і загибель модельних мікробних "патогенів" були досліджені в природно вирощених біоплівках, сформованих в нових пілотних системах водорозподілу хлорованої і УФО-обробленої води. Впродовж 38-денного моніторингу контролювали зростання і інактивацію гідрофільних і гідрофобних мікросфер (діаметром 1 мкм), бактеріофагів *Salmonella* 28В і бактерій *Legionella pneumophila*. Показано, що обидва дезінфекційні режими (хлорування і УФО-обработка) істотно не впливають на акумуляцію і загибель вивчених мікробних моделей.

Згідно з даними літератури, діоксид хлору є високоефективним засобом руйнування, видалення і попередження утворення біоплівок, що забезпечує оптимальний контроль мікробіологічних параметрів в комунальних і промислових системах водопостачання і охолодження, особливо там, де є великий вміст органічних речовин і аміаку.

Обробка діоксидом хлору теплообмінників є ефективною, а стоки не мають токсичності по відношенню до гідробіонтів.

Діоксид хлору використовується для усунення слизу в промивній воді консервних заводів. Ця обробка усуває усі запахи, викликані хлоруванням, і відрізняється економією води у зв'язку з оборотними циклами. Обговорені результати застосування діоксиду хлору для боротьби з біоплівками на підприємстві; описані методи контролю. Представлені дані про уповільнення бактерійного зростання в системах, оброблених діоксидом хлору, а також інформація про інші випадки позитивного ефекту від його застосування.

Встановлено, що діоксид хлору є ефективним бактерицидним реагентом у боротьбі проти біовідкладень у водоводах при виробництві паперу. Відмічено, що ефективно практичне застосування діоксиду хлору вимагає попереднього визначення ряду параметрів: природи мікроорганізмів, допустимого порогу забруднення води, типу і витрат води, ступеню її рециркуляції, спорідненості із технологічними добавками, необхідного рівня обробки, кількості і місця розташування точок введення діоксиду хлору в систему. Вказані параметри визначаються експериментально у кожному конкретному випадку, що дозволяє розробити режим застосування діоксиду хлору. Експлуатаційний досвід показує, що витрати діоксиду хлору можуть складати 70 - 100 г на 1 тонні паперу, при цьому експлуатаційні витрати порівняно з іншими реагентами знижуються в 5-8 разів. Витрати на впровадження діоксиду хлору в обробку окупаються за 1-2 роки.

Представлена порівняльна оцінка ефективності хлорит – іона (хлориту) (ClO_2^-) і діоксиду хлору (ClO_2) по відношенню до біоплівок. Хлорити використовувалися у

зв'язку з тим, що вони зазвичай спостерігаються в розподільних системах як побічний продукт первинної або вторинної дезінфекції води діоксидом хлору. Попереднє дослідження показало, що хлорит знижує нітрифікацію в розподільних системах. Використали кільцеві реактори (ARs) з полікарбонату і чавуну для моделювання якості води в розподільній системі. Після 4-тижневого періоду акліматизації в кожного ARs паралельно вводили високі (0,25 мг/л) і низькі (0,1 мг/л) дози хлориту і високі (0,5 мг/л) і низькі (0,25 мг/л) дози діоксиду хлору. Контролем служили ARs без дезінфектантів.

Отримані дані свідчать, що хлорит в низьких рівнях не ефективний по відношенню до гетеротрофних бактерій. Скорочення \log реєстрації приєднаних гетеротрофних бактерій для низької і високої доз хлориту коливалося від 0,20 до 0,34. Для діоксиду хлору у високій дозі ці цифри знаходилися в межах від 0,52 до 1,36. Найбільш високі рівні редукції суспендованих гетеротрофних бактерій відмічені для високої дози ClO_2 або на чавуні, або на полікарбонаті (1,77 і 1,55). Показано необхідність забезпечення залишкових концентрацій діоксиду хлору в розподільних системах для контролю мікробіологічного післярісту.

Контроль біоплівки вкрай важливий для попередження і контролю водних хвороботворних мікроорганізмів в системах водопостачання лікарень. Оскільки біоплівки, що утворилися, важко усуваються, необхідно запобігти їх формуванню, зменшуючи рівень планктонних (вільно плаваючих) бактерій в системі водопостачання і виконуючи її надійну і безперервну дезінфекцію.

За допомогою моделі силіконової трубки, для якої характерний швидкий розвиток біоплівки в системі проточної води, досліджена ефективність різних засобів знезараження, таких як хлор і діоксид хлору, на біоплівки.

Вивчено виживання бактерій в необроблених біоплівках і біоплівках під дією хлору (постійна концентрація 0,3 мг/л), діоксиду хлору (постійна концентрація 0,2 мг/л) і ультрафіолетового опромінення (довжина хвилі в діапазоні 315-400 нм), відповідно.

Висновки цих експериментів наступні:

1. У лабораторних умовах постійна дія хлору або діоксиду хлору запобігає формуванню нових біоплівок. УФО також може запобігти формуванню нових біоплівок.

2. Безперервна дія хлору (0,3 мг/л впродовж принаймні 180 днів) або діоксиду хлору (0,2 мг/л впродовж принаймні 70 днів) інактивує бактерії у біоплівках, безпосередньо біоплівки повністю не усуваються, навіть після тривалої дії (60-170 днів).

3. УФО не має істотного ефекту на рівні бактерій у біоплівках, що сформувалися.

4. Усі методи дезинфекції усунули поширення бактерій з оброблених біоплівок.

5. Хлор або діоксид хлору викликають морфологічні зміни біоплівок (стоншування і ущільнення).

Безперервна дія низьких концентрацій дезинфікуючих агентів і УФО запобігає формуванню біоплівок в системі водопостачання. Задовільні результати отримані з мідно-срібною іонізацією, діоксидом хлору і УФО, при цьому їх важливо використати до формування біоплівок. Автори приходять до висновку, що найбільш ефективним методом видалення і попередження утворення біоплівок є діоксид хлору.

Література

1. Мокиєнко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.И. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-

- экологические аспекты. Т. 1. Хлор и его соединения. – Одесса: ТЭС, 2011. – 484 с.
2. Петренко Н.Ф., Мокиенко А.В. Диоксид хлора: применение в технологиях водоподготовки. Одесса. «Optimum». 2005. 486 с.
 3. Мокиенко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.И. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Т. 2. Диоксид хлора. Одесса. ТЭС, 2012. 604 с.
 4. Мокиенко А.В. Диоксид хлора: применение в технологиях водоподготовки 2-е изд. перераб и доп. Одесса : «Фенікс», 2021. 336 с.
 5. Биопленки госпитальных экосистем: состояние проблемы и современные подходы к ее решению. Под ред. А.В. Мокиенко, В.А. Пушкиной, А.И. Гоженко. Одесса. «Интерсервис». 2014. 578 с.

Лекція 11

Сучасний стан водозабезпечення сільського населення України

Проблема якості питної води для України була і наразі залишається вкрай актуальною і надзвичайно гострою.

Питне водопостачання України майже на 80 відсотків забезпечується з поверхневих джерел і на 20 відсотків з підземних. Більшість басейнів річок згідно з гігієнічною класифікацією водних об'єктів за ступенем забруднення можна віднести до забруднених та дуже забруднених, які не відповідають вимогам санітарного законодавства на джерела питного водопостачання.

Водночас наявні очисні споруди, технології очистки та знезараження питної води в деяких випадках не спроможні очистити її до рівня нормативних показників. Моніторинг якості води поверхневих водойм свідчить про те, що їх екологічний стан практично не покращується.

Неналежна сільськогосподарська практика, комунальне, промислове та сільськогосподарське забруднення водних об'єктів на фоні негативних змін клімату призвели до зникнення з карти України тисяч малих річок, втрати водності головних водних артерій України та деградації й знищення водних та навколководних екосистем.

Якість підземних вод також не завжди відповідає нормативним вимогам Державних санітарних норм та правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4–171–10), зокрема за сухим залишком, жорсткістю, вмістом заліза.

Слід зазначити, що протягом осінньо–зимового періоду 2019–2020 років склалася несприятлива гідрометеорологічна ситуація для формування весняного водопілля у басейнах усіх річок України, що вкрай

незадовільно позначилось на джерелах питного водопостачання.

Визначається погіршення якості питної води з сільських централізованих систем водопостачання. На багатьох сільських водопроводах немає очисних споруд та знезаражуючих установок, відсутній лабораторний контроль якості питної води.

В окремих регіонах гостро стоїть питання забезпечення населення питною водою не тільки в якісному, але і в кількісному відношенні. Подача води за графіками та її тривала відсутність у водопровідних мережах сприяє бактеріальному забрудненню питної води.

Одним із першочергових завдань з вирішення проблеми відсутності централізованого водопостачання та централізованого водовідведення в населених пунктах на сьогодні є забезпечення якісною питною водою населені пункти, що забезпечуються привізною водою.

За інформацією, отриманою від регіонів, привізною водою на сьогодні забезпечуються 730 населених пунктів у 8 областях країни, в яких проживає майже 235 тис. населення у Дніпропетровській, Донецькій, Запорізькій, Кіровоградській, Миколаївській, Одеській, Полтавській та Херсонській областях.

Також залишається невирішеною проблема забезпечення підприємствами сфери водопровідно–каналізаційного господарства нормативних показників якості питної води, що постачається споживачам системами централізованого водопостачання, зокрема і через значну зношеність мереж централізованого водопостачання та застарілість обладнання.

Така ситуація призвела до того, що підприємства водопровідно–каналізаційного господарства виявилися не готові виконувати вимоги Державних санітарних норм та

правил «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною» (ДСанПіН 2.2.4–171–10). а саме доводити якість питної води до показників, які повинні були впроваджуватися з 01.01.2020 згідно з діючим ДСанПіН 2.2.4–171–10, що передбачало штрафні санкції для підприємств.

З метою врегулювання вищенаведеного питання та на виконання доручення Кабінету Міністрів України від 10.12.2019 № 44969/0/1–19 Міністерством охорони здоров'я України розроблено та затверджено наказ від 24.12.2019 № 2675 «Про внесення змін до наказу Міністерства охорони здоров'я України від 12 травня 2010 року № 400», який зареєстровано в Міністерстві юстиції України 27.12.2019 за № 1304/34275.

Цим наказом передбачено відтермінування набрання чинності нових нормативних значень для окремих показників якості питної води строком до 01 січня 2022 року, але вирішення зазначеної проблеми залишається недосяжним для переважної більшості водоканалів України.

З метою здійснення ґрунтового аналізу необхідних заходів та орієнтовної потреби в коштах на їх реалізацію щодо досягнення показників питної води відповідно до ДСанПіН 2.2.4–171–10, Мінрегіоном було опрацьовано матеріали, надані обласними державними адміністраціями. На реалізацію заходів лише із доведення якості питної води до нормативних вимог необхідно понад 1,5 млрд гривень.

Слід зазначити, що відповідно до Законів України «Про місцеве самоврядування в Україні», «Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення» повноваження щодо управління об'єктами житлово–комунального господарства, які перебувають у комунальній власності відповідних територіальних громад, забезпечення їх

належного утримання та ефективної експлуатації, необхідного рівня та якості послуг населенню, здійснення контролю за дотриманням стандартів, нормативів, норм, порядків і правил у сфері житлово-комунальних послуг, покладено на органи місцевого самоврядування.

Для покращення якості води централізованого питного водопостачання необхідно забезпечити належне фінансування та неухильне виконання в повному обсязі заходів, передбачених державними і регіональними програмами охорони водних ресурсів, розвитку водного господарства та підвищення якості питної води; розробки та своєчасного впровадження нових та удосконалення існуючих технологій очищення води, сучасного обладнання, ефективних реагентів, фільтруючих матеріалів, сорбентів тощо [1].

Стан водозабезпечення сільського населення деяких найбільш «проблемних» областей України розглянуто нижче [2].

Дніпропетровська область.

Близько 130 тис. мешканців області (268 сільських населених пунктів) через відсутність джерел поверхневих і підземних вод належної якості повністю або частково користуються привізною водою. До цієї категорії потрапили села, водопостачання яких здійснювалося з групових або локальних водопроводів, що фізично зруйнувались через тривалий строк експлуатації.

Щоб забезпечити питною водою населені пункти 14 районів області (Апостолівський, Васильківський, Верхньодніпровський, Криворізький, Криничанський, Межівський, Нікопольський, Петропавлівський, Покровський, Синельниківський, Солонянський, Софіївський, Томаківський, Широківський), необхідно: завершити будівництво Нікопольського, Синельниківського і Солоняно-Томаківського групових

водопроводів; спорудити Слов'янський,
 Великомихайлівський, Чаплинський, Юр'ївський,
 Петропавлівський і Широківський групові водопроводи.

Донецька область.

Майже 38 тис. осіб 84 сіл Амвросіївського, Артемівського, Великоновоселківського, Волноваського, Володарського, Добропільського, Красноармійського, Марійського, Новоазовського, Олександрівського, Першотравневого, Слов'янського, Старобешівського, Тельманівського, Ясинуватського районів області через дефіцит водних ресурсів користуються привізною водою.

Для водопостачання цих населених пунктів необхідно побудувати групові й локальні системи водопостачання: завершити будівництво Південного групового водопроводу; розпочати спорудження Старомлинівського, Добропільського, Марійського, Тельманівського, Серебрянського групових водопроводів.

Закарпатська область.

Понад 44 тис. мешканців Мукачівського та Ужгородського районів області (загалом 43 сільські населені пункти) споживають неякісну питну воду. На локальному рівні для вирішення питання водозабезпечення сіл Мукачівського району слід завершити будівництво Пістрялівського групового водопроводу.

Запорізька область.

Населення 219 сіл області (136 тис. осіб) через відсутність природних джерел питної води, виснаження запасів прісних підземних вод, техногенне навантаження на водні ресурси (низька якість) використовують привізну воду.

Для вирішення проблеми централізованого водопостачання в 10 районах області (Бердянський, Вільнянський, Гуляйпільський, Запорізький, Куйбишевський, Новомиколаївський, Оріхівський,

Пологівський, Приморський, Приазовський) необхідно:

- реконструювати та спорудити значну кількість групових і локальних об'єктів водопостачання;
- завершити будівництво Західного, Новомлинівського і Щербаківського групових водопроводів;
- розпочати будівництво Вільнянського, Лозоватського, Осипенківського, Приморського, Пологівського, Центрального і Чернігівського групових водопроводів;
- реконструювати Запорізький груповий водопровід.

Київська область.

Понад 24 тис. мешканців області через обмежену кількість джерел підземних вод, техногенне забруднення підземних водоносних горизонтів нафтопродуктами (район м. Узин Білоцерківського району) споживають воду низької якості.

Щоб вирішити ці проблеми для 21 села Білоцерківського, Кагарлицького і Рокитнянського районів області необхідно розпочати будівництво локальних систем питного водопостачання, завершити спорудження Білоцерківського групового водопроводу.

Кіровоградська область.

Понад 81 тис. мешканців 67 сіл 10 районів області (Устинівський, Новоукраїнський, Новоархангельський, Бобринецький, Долинський, Петрівський, Кіровоградський, Олександрівський, Добровеличківський, Вільшанський) використовують привізну воду.

Поверхневі водні джерела на території області забруднені органічними речовинами, пестицидами, фенолами, нафтопродуктами і не відповідають нормативним вимогам до якості питної води.

Для забезпечення мешканців цих населених пунктів

питною водою необхідно побудувати групові й локальні системи водопостачання, завершити будівництво Петрівського та розпочати будівництво Долинського і Бобринецького групових водопроводів.

Луганська область.

Через наявність підземних вод із високими мінералізацією і твердістю (Марківський район) населення (4,2 тис. осіб, 14 сіл) змушене використовувати неякісну питну воду. У зв'язку з цим для водозабезпечення мешканців необхідно спорудити Марківський груповий водопровід.

Миколаївська область.

Джерела підземних вод на території області розподілені вкрай нерівномірно; вода в них не задовольняє вимог до якості питної води (висока мінералізація).

Майже 41 тис. мешканців 96 сіл 18 районів області (Арбузинський, Братський, Березнегуватський, Баштанський, Березанський, Веселинівський, Владіївський, Вознесенський, Доманівський, Сланецький, Жовтневий, Миколаївський, Новобузький, Новоодеський, Очаківський, Снігурівський, Казанківський, Первомайський) не забезпечені питною водою доброї якості, тому змушені використовувати привізну воду.

Для водозабезпечення сільських населених пунктів області необхідно побудувати локальні об'єкти централізованого водопостачання, забезпечити впровадження технологій з демінералізації води. Крім того, конче потрібно реконструювати Сланецький груповий водопровід, завершити будівництво Арбузинського групового водопроводу, розпочати будівництво Казанківського та Новоодеського групових водопроводів.

Одеська область.

Понад 178 тис. мешканців 124 сіл 17 районів області (Ананіївський, Арцизький, Балтський, Березівський,

Болградський, Іванівський, Ізмаїльський, Кодимський, Красноокнянський, Комінтернівський, Кілійський, Миколаївський, Овідіопольський, Ренійський, Савранський, Татарбунарський, Тарутинський) через дефіцит запасів прісних підземних вод та через незадовільну їх якість використовують привізну воду.

Для водозабезпечення цих населених пунктів області необхідно вжити відповідних заходів із будівництва групових і локальних систем водопостачання, завершити спорудження Кілійського, Дністровського, Суворовського і Татарбунарського групових водопроводів.

Полтавська область.

Населення 11 сіл Кременчуцького району (3 тис. осіб) використовують для водозабезпечення привізну воду через забрудненість ґрунтових і підземних вод нафтопродуктами - результатами діяльності Кременчуцького нафтопереробного заводу. Для вирішення проблеми водозабезпечення цих сіл необхідно спорудити Кременчуцький груповий водопровід.

Рівненська область.

Близько 66 тис. мешканців 59 сіл 5 районів області (Гощанський, Корецький, Млинівський, Рівненський, Рокитнівський) повністю або частково споживають питну воду низької якості. Для Гощанського району характерне зниження рівнів води у колодязях та неглибоких водозабірних свердловинах через будівництво водозабору підземних вод для водопостачання м. Рівне. Для вирішення проблеми водозабезпечення населення цих районів необхідно побудувати локальні системи водопостачання підземними водами глибоких водоносних горизонтів.

Харківська область.

Населення 17 сільських населених пунктів Барвінківського, Великобурлуцького, Дворічанського, Дергачівського, Куп'янського, Сахновщинського,

Чугуївського, Печенізького районів області (11 тис. мешканців) використовує для питних потреб привізну воду. Для вирішення питання водозабезпечення мешканців цих населених пунктів необхідно реконструювати локальні водопроводи, розпочати будівництво Дворічанського та Великобурлуцького водопроводів, завершити будівництво Лозівського групового водопроводу.

Херсонська область.

Близько 26 тис. мешканців з 44 сіл Великоолександрівського, Високопільського, Великорогачицького, Генічеського, Іванівського, Нижньосірогозького районів області через високу мінералізацію підземних вод використовують привізну воду. Для вирішення питання їх водозабезпечення необхідно розпочати будівництво локальних водозаборів (де це можливо), завершити спорудження Іванівського, розпочати будівництво Нижньосірогозького групових водопроводів.

Загалом слід зазначити, що в районах із привізною водою ресурси підземних вод дуже обмежені, за якісним складом вони мають високі мінералізацію, вміст заліза та інших компонентів і непридатні для питного водопостачання. Крім того, водоочисні споруди здебільшого матеріалоємні й малоефективні, застосовувані технології очищення поверхневих вод не відповідають сучасним вимогам забезпечення належної якості питної води.

З урахуванням катастрофічного стану водопостачання населення сільської місцевості, незадовільного стану якості питної води МОЗ України запропоновано законодавчо врегулювати облік питної води, що реалізується населенню централізовано й не відповідає вимогам санітарних норм, як «технічної води» (!) для господарських потреб з обов'язковим відповідним

інформуванням громадян.

Рівень водопостачання сільських населених пунктів в Україні є одним із найнижчих в Європі. Значна частина населення (74 %) для питних потреб використовує привізну воду і місцеві джерела - шахтні і трубні колодязі, індивідуальні свердловини, саморобні каптажі, прируслові копанки. Експлуатація незахищених ґрунтових водоносних горизонтів та незадовільний технічний стан водозабірних і водоносних комунікацій створюють ризик епідемічної небезпеки людей.

За даними МОЗ близько 30 % проб питної води, відібраних із джерел нецентралізованого водопостачання в сільській місцевості, не відповідає нормативам за санітарно-хімічними показниками і 20 % - за мікробіологічними.

Ситуація з водопостачанням у сільській місцевості ускладнена наслідками Чорнобильської катастрофи. Санітарний та екологічний стан джерел водопостачання, особливо в промислово насичених районах і на територіях із розвиненим сільськогосподарським виробництвом, є критичним або наближається до критичного. На сільських водопроводах немає очисних споруд і знезаражувальних установок, не проводиться виробничий лабораторний контроль якості питної води.

У кількісному аспекті ситуація з водозабезпеченням є напруженою в Одеській, Миколаївській, Запорізькій, Херсонській, Луганській областях.

Необхідні докорінне поліпшення стану і забезпечення дотримання режимів зон санітарної охорони та водоохоронних зон джерел питного водопостачання.

Режим господарювання в зонах санітарної охорони джерел питного водопостачання сільських населених пунктів потребує посиленого контролю і поліпшення стану.

Дослідження питної води із децентралізованих джерел (колодязів, каптажів джерел, індивідуальних свердловин) в західноукраїнських областях засвідчили про її забруднення надлишком, переважно нітратів, солей жорсткості, заліза, суми солей, а також мікроорганізмами. Поблизу масивних джерел забруднення питна вода може вміщувати інші хімічні речовини (залишки мінеральних та органічних добрив, пестицидів тощо) [3]. За санітарно-хімічними показниками (окрім Тернопільської області) та мікробіологічними (окрім Тернопільської та Івано-Франківської областей) відсоток проб води з відхиленнями від нормативів в цілому в західному регіоні значно менший, ніж в інших регіонах країни. У порівнянні з Україною, де з децентралізованих джерел за санітарно-хімічними показниками кожна 3-4 проба води, а за мікробіологічними – кожна 4-5 проба води не відповідає нормативам, тут кількість нестандартних проб води за хімічними та мікробіологічними показниками становила 4-5 та 5-6 відповідно. Для попередження ризику здоров'ю профілактичним заходом на селі має бути інформування населення про можливу небезпеку ґрунтової питної води та надання пропозицій щодо індивідуальних шляхів поліпшення якості питної води в сільській місцевості.

Забруднення питної води з децентралізованих джерел нітратами, які мають природне та антропогенне походження, у кількостях вищих за ГДК реєструється у багатьох селах західноукраїнських областей. На прикладі Тернопільської області показано, що кратність перевищення ГДК нітратів у воді становить від 1,1 до 7,3 рази. Виконана оцінка ризику розвитку неканцерогенних ефектів за розрахунком коефіцієнту небезпеки (HQ) засвідчила, що при максимальних добових дозах нітратів у питній воді (7 ГДК) він становив $HQ > 6$, що відповідає високому рівню небезпеки (HQ від 5 до 10) та може

привести до ризику розвитку несприятливих ефектів у більшій частині дорослого населення. Для дітей ризик небезпеки за цих умов ще набагато більший. Звідси вирішення проблеми нітратів у питній воді потребує впровадження дієвих заходів по їх мінімізації у воді (централізовані та децентралізовані заходи).

У дисертації [4] на основі санітарно-гігієнічного узагальнення результатів багаторічного моніторингу показників якості питної води, оцінки рівня маркерних нозологічних одиниць, аналізу формування неканцерогенних ризиків серед сільського населення Дніпропетровської області здійснено теоретичне обґрунтування та запропоновані практичні заходи розв'язання наукової проблеми питного водозабезпечення (з централізованих і децентралізованих систем), досліджено його зміни під впливом природних і соціально-побутових чинників та розроблено комплексну систему профілактичних заходів для збереження здоров'я та покращення якості життя сільських мешканців.

Встановлено, що сучасні системи водозабезпечення сільських населених пунктів характеризуються значним різноманіттям, що пов'язано, в тому числі з неоднаковим ступенем соціально-економічного розвитку різних районів (таксонів) Дніпропетровської області. Показано, що існуючі системи не можуть повністю задовольнити попит сільського населення у якісній питній воді. Так, централізованим питним водопостачанням охоплено лише 39 % сільського населення області, а 10 % сільських мешканців вимушені споживати привізну питну воду. У 52,4% населених пунктів Новомосковського, Софіївського, Широківського, Томаківського, Апостолівського та інших сільських районів подача водопровідної питної води здійснюється за графіком, у низці населених пунктів Верхньодніпровського, Дніпропетровського,

Криворізького, Нікопольського районів постійно спостерігаються суттєві перебої у подачі води.

Показано, що питна вода, яка використовується сільським населенням, має незбалансовані показники фізіологічної якості, що знижує її споживчі властивості та обмежує індивідуальне водоспоживання. Для питної води систем централізованого і децентралізованого водопостачання в окремих сільських таксонах області є характерним підвищений вміст показників сольового складу (за сухим залишком) з переважно високою кальцієво-магнієвою жорсткістю, спостерігаються регулярні випадки перевищення оптимального вмісту Ca та Mg у воді систем децентралізованого водопостачання (1,1 – 1,5 ГДК), та солей загальної жорсткості (від 16,93 до 17,91) ммоль/л. За вмістом важких металів у питній воді визначено, що техногенне забруднення систем водопостачання на території сільських таксонів (Zn, Cu, Ag, Pb, Cd, Hg) знаходилось в межах ГДК за 2008 – 2014 роки. Виняток становить вміст Fe і Mn, концентрації яких залишалися стабільно високими: Fe (1,05 – 4,5 ГДК) у воді централізованих та (1,95 – 2,15 ГДК) децентралізованих систем водопостачання; Mn від (1,6 – 1,8 ГДК) до (23,2 – 41,4 ГДК) у системах централізованого водопостачання.

Виявлено, що забруднення систем питного водопостачання азотовмісними органічними сполуками на території Дніпропетровської області не має тенденції до збільшення в динаміці за 2008 – 2014 роки. Так, за семирічний період спостережень в усіх сільських таксонах зафіксовано поступове зниження вмісту азоту аміаку, нітритів та нітратів відповідно на: 70,9 %, 58,1 %, 38,2 % (централізоване водопостачання) та 58,3 %, 17,8 %, 24,2 % (децентралізоване водопостачання) ($p < 0,001$). Лише у трьох сільських районах концентрації нітратів у воді окремих свердловин і колодязів сягали межі ГДК: від (24,05 – 48,5

мг/л) до (41,89 – 50,2 мг/л). Дослідження осередків забруднення підземних вод аміачними сполуками (за азотом) на території області підтверджують, що вони локальні та не чисельні: у трьох сільських районах їх вміст систематично перевищував гігієнічний норматив (1,4 – 2,2 ГДК); у воді централізованих систем водопостачання з підземних джерел виявлено перевищення вмісту азоту аміаку: від (1,1–1,98 ГДК) до (2,6–5,2 ГДК).

Показано, що актуальним альтернативним джерелом доброякісної питної води у сільській місцевості можуть бути місцеві пункти доочищення, оснащені високотехнологічним обладнанням. За результатами лабораторних досліджень (на прикладі двох виробників) доведено, що якість похідної питної води може бути покращена не тільки за органолептичними властивостями, а й за сольовим складом, рівнем азотовмісних сполук та інших речовин. Зокрема, рівень сумарної кількості природних солей (сухого залишку) може бути знижений (від початкового) до 16,0 %, марганцю – до 46,0 %, азоту аміаку – до 54,5 %, нітратів – до 53,3 %; заліза на (67,0 – 99,9) %, міді на (68,0 – 76,0) %, цинку на (55,0 – 86,0) %, сульфатів на (19,5–67,2) %, алюмінію на (20,0 – 69,3) %, хлоридів на (65,0–84,0) %, фтору на (18,4 – 88,5) % ($p < 0,001$). Отримані результати доводять необхідність впровадження практики індивідуального вибору технологічних схем для систем доочищення на основі попереднього аналізу показників якості води з місцевих джерел водопостачання.

Встановлено високий рівень захворюваності на інфекційні та паразитарні хвороби і хвороби сечостатевої системи серед дитячого та дорослого населення сільських таксонів Дніпропетровської області. Частота інфекційних і паразитарних хвороб у сільських таксонах на 10-20% (доросле населення) та на 10-30% перевищує

середньорайонний рівень (дитяче населення) ($p < 0,001$). Захворюваність дорослого населення на хвороби сечостатевої системи в цілому та окремі її нозологічні форми на 5-20% та дитячого населення – на 9-20% вища за середньорайонні показники ($p < 0,001$). Рівень розповсюдженості каменів нирок і сечоводів серед дорослого населення носить стабільний характер з тенденцією до підвищення показників у середньому на 5,4 % у окремих сільських таксонах та збільшився з 48,7 до 62,3 випадків на 10 000 населення. Показники наочності свідчать про вищі за середньорайонний рівень розповсюдженості інфекційних і паразитарних хвороб серед дітей віком до 14 років, що мешкають на території 2 таксону (41,3 %), 4 таксону (2,5 %), 5 таксону (17,4 %) ($p < 0,001$).

Доведено, що склад питної води, яка споживається сільським населенням, залишається одним з базових чинників формування громадського здоров'я за умов малої експозиції впливу окремих показників сольового та хімічного складу. Найбільш чутливими до дії цих показників виявилися когорти дитячого населення. За результатами кореляційного аналізу виявлені маркерні нозологічні одиниці: хвороби крові і органів кровотворення; системи органів травлення; шкіри і підшкірної клітковини; системи органів кровообігу; інфекційні і паразитарні хвороби, які мали середньої сили вірогідний зв'язок із показниками жорсткості ($r = 0,31-0,43$, $p < 0,001$), вмістом магнію ($r = 0,35-0,38$, $p < 0,001$), цинку ($r = 0,30-0,31$, $p < 0,001$), хлоридів ($r = 0,32$, $p < 0,001$), кальцію ($r = 0,38$, $p < 0,001$), міді ($r = 0,32$, $p < 0,001$), pH ($r = 0,40$, $p < 0,001$) у воді децентралізованих систем. У воді централізованих систем захворюваність хворобами сечостатевої системи корелювала з вмістом кальцію ($r = 0,38$, $p < 0,001$); цинку

($r=0,31$, $p<0,001$); міді ($r=0,32$, $p<0,001$); марганцю ($r=0,38$, $p<0,001$); рН ($r=0,40$, $p<0,001$).

В умовах великої кількості детермінуючих чинників підтверджено ефективність та доцільність застосування прогностної оцінки, заснованої на сучасній теорії ризиків для здоров'я населення. На прикладі Дніпропетровської області показано, що при спорадичних випадках перевищення у воді гігієнічних нормативів заліза від 2 до 4 ГДК, марганцю від 1,2 до 2,7 ГДК, азоту аміаку від 1,1 до 1,7 ГДК, нітратів від 1,08 до 2 ГДК ризик розвитку неканцерогенних ефектів за показником індексу небезпеки ($HI<1$) є прийнятним, що свідчить про відсутність шкідливого впливу на здоров'я сільських мешканців.

За даними проведеного соціологічного дослідження (анкетування) визначено, що до теперішнього часу значна кількість (44 %) сільських мешканців не вбачає небезпеки для здоров'я при вживанні питної води з місцевих централізованих і децентралізованих систем водопостачання. На теперішній час 56 % респондентів споживають, або ж готові споживати питну воду з альтернативних джерел – доочищену питну воду (24 %), або після побутових водоочищувачів (32 %). Разом з тим, навіть за готовності користуватись системами додаткового очищення сільські мешканці не обізнані у головних критеріях оцінки ефективності водоочищуючих пристроїв. У анкетах виявлена закономірність, що більшість опитаних сільських мешканців, на відміну від міських, не змогли визначитись із відповідями на запропоновані питання, відмітивши майже всі можливі варіанти.

На підставі результатів проведених досліджень рекомендовано та науково обґрунтовано комплексну систему профілактичних заходів на національному і регіональному рівнях та перелік закладів, координація діяльності яких дозволить в порівняно короткі терміни

істотно поліпшити умови водокористування сільського населення та знизити захворюваність мешканців сільських населених пунктів, обумовлену водним фактором.

У дисертаційній роботі [5] встановлено наступне.

Під час вивчення якості питної води із джерел децентралізованого водопостачання (ДДВ) встановлено, що в Рівненській області з 2004 до 2017 роки кількість джерел децентралізованого водопостачання зменшилась на 942 одиниць, зокрема колодязів – із 1347 до 383 або на 72 %. Зменшення переважно відбулося завдяки припиненню експлуатації колодязів громадського користування.

Показник невідповідності питної води із ДДВ за санітарно-хімічними показниками за досліджуваний період збільшився у 2,3 рази – з 14,5 % проб у 2004 р. до 34,1 % проб у 2017 р. За даними наших досліджень, встановлено, що особливо небезпечним є забруднення води нітратами, що можуть спричинити водно-нітратну метгемоглобінемію. Вище середньообласного цей показник був у Володимирецькому, Гощанському, Здолбунівському, Корецькому, Костопільському та Радивилівському районах.

Під час систематизації й аналізу даних проведених досліджень питної води із ДДВ за мікробіологічними показниками по районах Рівненської області встановлено, що середньообласний показник невідповідності за вищевказаний період зріс на 5,3 % і становив у 2017 р. 31,1 %. Вище середньообласного відсоток невідповідності питної води із джерел децентралізованого водопостачання за мікробіологічними показниками був у Володимирецькому, Гощанському, Здолбунівському, Костопільському, Острозькому, Сарненському районах і в м. Рівне.

Згідно статуту Всеукраїнської асоціації органів місцевого самоврядування «Асоціація об'єднаних територіальних громад» дана громадська організація має сприяти розробці та впровадженню нових технологій,

обладнання та методів організації праці в системах життєзабезпечення населених пунктів та різних сферах комунального господарства, надходженню інвестицій в його розвиток. Однак, в стратегії розвитку асоціації на 2022 рік жодного слова про необхідність вдосконалення водопостачання громад.

Таким чином, шляхами вирішення питання забезпечення населення питною водою належної якості за показниками епідемічної та санітарно-хімічної безпеки, регламентованими ДСанПіН 2.2.4-171-10, залишаються:

- продовження поетапного покращення санітарно-технічного стану сільських водогонів та розвиток централізованого водопостачання і водовідведення в населених пунктах, де воно відсутнє чи обмежене;

- розробка та затвердження місцевих програм з інвентаризації, утримання та експлуатації джерел децентралізованого водопостачання з визначенням щорічних обсягів робіт щодо їх очищення та дезінфекції з подальшим лабораторним контролем, що передбачено ДСанПіН 2.2.4.171-10, з метою недопущення епідемічних ускладнень з водним фактором передачі;

- створення комунальних або приватних підприємств в селищних, сільських радах та об'єднаних територіальних громадах, де вони відсутні, щодо забезпечення населення централізованим водопостачанням;

- завершення проведення ліквідаційного тампонажу незадіяних та безгосподарських артезіанських свердловин, у містах та районах області, що створює загрозу забруднення водоносних горизонтів;

- здійснення подальшого ремонту, заміни зношених водопровідних та каналізаційних мереж, які перебувають на балансі підприємств різних форм власності, що займаються забезпеченням населення централізованим водопостачанням, забезпечення об'єктів водопостачання

технічним та матеріальним ресурсом для проведення планово-попереджувальних ремонтів;

- встановлення станцій вилучення заліза з питної води;
- повне охоплення лабораторним контролем води шахтних колодязів приватного сектору, яка використовується для питних потреб та приготування їжі дітям до 3 років з метою попередження водно-нітратної метгемоглобінемії;
- здійснення заходів щодо охорони відкритих водойм та лабораторного контролю якості води в місцях відпочинку населення;
- дотримання правового режиму зон санітарної охорони джерел водопостачання;
- проведення своєчасних та регулярних робіт з профілактичної дезінфекції та промивки водопровідних мереж, а також резервуарів питної води та водонапірних веж.

Література

1. «Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2020 році». 2021. 385 с. Режим доступу: https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2022/01/2021_naczdopovid-za-2020.pdf
2. Медико-гідрогеохімічні чинники геологічного середовища України. За ред. Г.І. Рудька. Київ – Чернівці. Букрек. 2015. С. 724 с.
3. Лотоцька О.В. Гігієнічні проблеми охорони поверхневих і підземних вод від антропогенного забруднення та їх використання в питному водопостачанні в західному регіоні України. Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора медичних наук за спеціальністю

14.02.01 – Гігієна та професійна патологія (22 Охорона здоров'я). Державна установа «Інститут громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України», Київ, 2018.

4. Григоренко Л.В. Еколого-гігієнічна оцінка впливу питної води з централізованих, децентралізованих джерел водопостачання та доочищеної питної води на здоров'я сільського населення Дніпропетровської області. Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора медичних наук за спеціальністю 14.02.01 – гігієна та професійна патологія. ДУ «Інститут громадського здоров'я ім. О.М. Марзєєва НАМН України», Київ, 2019.

5. Гущук І. В. Наукове обґрунтування концептуальних засад розвитку системи охорони громадського здоров'я України (гігієнічні аспекти). Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора медичних наук за спеціальністю 14.02.01. – «Гігієна та професійна патологія» Державна установа «Інститут громадського здоров'я ім. О. М. Марзєєва НАМН України», Київ, 2020.

Лекція 12

Проблемні питання нормування якості питної води

Перша спроба встановлення "норм" складу питної води в Росії була зроблена Медичною радою в 1916 р. Проте конкретні гігієнічні вимоги до якості питної води (ЯПВ) довгий час залишалися не розробленими. Тільки у 1937 р. під керівництвом О.М. Сисіна був створений і в 1939 р. затверджений "Тимчасовий стандарт якості води, що подається в мережу господарсько-питних водопроводів" [1].

Цей стандарт був першим не лише в СРСР, але і в Європі і разом з показником вмісту сапрофітної мікрофлори передбачав визначення у воді кишкової палички і включав нормативи органолептичних властивостей води (запах, присмак, каламутність і кольоровість). Наступним кроком в розвитку водно-санітарного законодавства став ГОСТ 2874-45 "Вода питна, норми якості". Цей документ містив 17 показників, у тому числі невеликий перелік нормативів специфічних хімічних інгредієнтів хімічного складу води, загальний для усіх водопроводів : свинець, миш'як, фтор, мідь, цинк і фенолвмісні сполуки, а також нормативи заліза, марганцю, жорсткості, залишкового активного хлору і рН для водопроводів, що мають водоочисні пристрої.

ГОСТ 2874-54 "Вода питна", підготовкою якого керував проф. С.Н. Черкинський, включав 18 показників: 3 мікробіологічних, 6 органолептичних, 9 санітарно-хімічних.

В ГОСТ 2874-73 "Вода питна" число обов'язкових для контролю показників складало 32, а в ГОСТ 2874-82 "Вода питна. Гігієнічні вимоги і контроль якості" - 29. ГОСТ 2874-82 [2] був основним нормативним документом водно-

санітарного законодавства СРСР і потім України до 2010 року, коли був введений нині чинний ДСанПіН [3].

Єдині вимоги до складу і властивостей питної води в загальносвітовому масштабі, незважаючи на процеси глобалізації, не розроблені. Більше того, ні ЄС, ні ВООЗ не наполягають на уніфікації нормативних баз і підкреслюють необхідність врахування національних особливостей питного водопостачання в межах держав.

Країни ЄС (Фінляндія, Великобританія) при регулюванні ЯПВ майже повністю повторюють вимоги Директиви 98/83/ЄС. Що стосується інших країн, то вони мають власні нормативні бази, які певною мірою використовують і нормативні величини Директиви 98/83/ЄС [4], і рекомендації ВООЗ [5].

Регулювання ЯПВ продовжує залишатися перспективним напрямом охорони здоров'я і поліпшення якості життя населення. Нормативні бази стандартів і керівництва по ЯПВ постійно розвиваються і удосконалюються у міру накопичення нових наукових знань про дію водних забруднень на людину. Роста кількість показників ЯПВ, для яких встановлені нормативні величини. Так, якщо в 1-м виданні Керівництва ВООЗ були дані рекомендації до нормування 50 показників, то в цьому документі 2011 р. була інформація більш ніж для 110 показників (у тому числі 28 пестицидів різного призначення).

В Австралійському керівництві по питній воді в 2004 р. наводилися 154 нормативи, а документ 2011 р. містив вже 220 нормативних величин (з яких 129 є пестицидами).

Значно розширив число нормативів для питної води Китай: в 1985 р. у воді контролювалося 35 параметрів, в 2006 р. їх кількість збільшилася до 106. Постійно проводиться пошук пріоритетних водних забруднень, раніше не включених в переліки контрольованих в питній

воді, але потребують законодавчого регулювання за даними сучасних наукових розробок. Це стосується як мікробіологічних, так і хімічних забруднень. Наприклад, в США існує перелік 116 водних забруднень - кандидатів для розробки в перспективні стандарт ЯПВ, з них 102 хімічні сполуки, 12 мікробіологічних забруднень. В Японії аналогічний перелік включає 40 речовин, перспективних для обґрунтування нормативів вмісту у питній воді.

Не втрачає актуальності періодичний перегляд вже встановлених стандартів ЯПВ, оскільки нормативні величини не абсолютні і відбивають лише поточний стан знань про вплив водних забруднень на людину. Відомості про характер реакцій людського організму на присутність у воді хімічних забруднень на момент розробки нормативу можуть бути неповними, що згодом при появі додаткових даних про раніше не відомі деталі дії речовини призводить до необхідності корекції його нормативної величини. Наприклад, ВООЗ були знижені нормативи вмісту у питній воді миш'яку і свинцю в 5 разів, кадмію в 1,7, вінілхлориду в 17. Проте можливий і протилежний процес, тобто зміна нормативних величин у бік збільшення. Так, рекомендований ВООЗ норматив вмісту чотирехлористого вуглецю складав 0,002 мг/л у 1994 р. і 0,004 мг/л в 2004 р., бору - 0,3 мг/л в 1994 р. і 2,4 мг/л в 2011 р., урану - 0,015 мг/л в 2004 р. і 0,3 мг/л в 2011 р.

Подальшого розвитку потребує концепція ризику для оцінки безпеки питного водокористування населення, яка реально застосовується в області гігієни води тільки при нормуванні генотоксичних канцерогенних речовин.

Регулювання ЯПВ пройшло довгий і складний шлях розвитку. Історичною віхою, переломним моментом виявилися перші десятиліття ХХ століття, коли був здійснений перехід на новий рівень оцінки придатності води для питних цілей - розробку критеріїв оцінки і

використання кількісних нормативів ЯПВ. У міру прогресуючого антропогенного забруднення джерел водопостачання, з одного боку, і накопичення наукових знань про вплив водних забруднень на здоров'я і умови водокористування населення - з іншого, усе більш ускладнювалася і удосконалювалася і світова практика оцінки безпеки питної води.

Якщо на початку ХХ століття для забезпечення безпечного питного водокористування було досить нормувати один-два мікробіологічних показника, то до 2013 р. невід'ємними складовими законодавчого регулювання ЯПВ стали нормативні величини, пов'язані з її хімічними і радіологічними компонентами. Нормування вмісту хімічних речовин в питній воді набуває все більшого значення і за окремими прогнозами в перспективі може не лише порівнятися за значимістю з нормуванням мікробіологічних забруднень, але і перевершити його. Про це свідчить і та обставина, що вже нині у світі зареєстровані близько 150 тис. хімічних речовин, які широко використовуються у виробництві.

Згідно з даними ВООЗ (2011 р.), дія окремих хімічних речовин, що знаходяться в навколишньому і виробничому середовищі, зумовила тільки в 2004 р. у світовому масштабі 4,9 млн випадків смерті (8,3% від загального числа) і 86 млн років життя, втрачених в результаті смерті і інвалідності. При цьому в токсикологічному плані вивчено лише близько 15% від загальної кількості усіх речовин, що використовуються.

В той же час, при дії хімічних речовин на організм людини слід враховувати буферні властивості системи антиоксидантного захисту організму (АОЗ), які схематично виглядають таким чином:

- антиоксидантні ферменти;

- низькомолекулярні антиоксиданти, що синтезуються в організмі;
- природні антиоксиданти, що потрапляють в організм з їжею;
- специфічні білки і пептиди, що зв'язують іони перехідних металів і каталізують реакції вільно-радикального окислення.

Буферні властивості системи АОЗ дозволяють по іншому поглянути на таке принципово важливе питання, пов'язане з характеристикою ризику здоров'ю, як співвідношення понять «безпека» і «прийнятність». Теоретично будь-яка дія, яка відрізняється від нуля, може привести до підвищення вірогідності порушень стану здоров'я [7].

У зв'язку з цим, виникає необхідність введення в гігієні доквілля давно існуючого в радіаційній гігієні поняття про прийнятний ризик - такий ризик, який не вимагає додаткових заходів по його зниженню і незначний по відношенню до ризиків, існуючих в повсякденному житті або діяльності людей [8].

Прикладом еволюції поглядів на такі фундаментальні поняття як «безпека» і «прийнятність» є історія з нормуванням побічних продуктів хлорування – галогенвмісних сполук (ГВС), для яких індикаторною сполукою є хлороформ.

Узагальнення даних зарубіжних дослідників у вітчизняних роботах показує наступне [9]. Споживання населенням питної води з підвищеним вмістом хлороформу слід вважати *одним з чинників* (виділено автором), здатних викликати у людей захворювання раком. А при аналізі онкологічної захворюваності населення необхідно враховувати методологічні погрішності відносно: а) варіабельної якості води, у тому числі, за сезонами року, за точками відбору в процесі досить тривалого

(десятиліттями) споживання; б) необхідності виділення канцерогенного ризику ГВС серед інших антропогенних забруднювачів; в) відсутності точних кількісних характеристик якості питної води 15 або 20 років тому; г) міграційних характеристик населення; д) впливу питної води не з домашнього крану, а на роботі; е) професійних шкідливостей; ж) усього комплексу антропогенних дій від радіаційних до стресових.

Підводячи підсумок нашого аналізу даних літератури по впливу ГВС на організм теплокровних і людину, слід зазначити, що суперечність викладеного зовсім не заперечує очевидності непорушного факту, що ці речовини є чужорідними, тобто чистими ксенобіотиками, оскільки в молекулах клітин організму людини і живої природи в цілому немає зв'язку між атомами вуглецю і хлору. Тому, адаптаційні механізми до токсичної дії ГСС еволюційно відсутні [10].

В той же час, це не заперечує, що ГСС, як потенційні токсиканти і канцерогени, можуть викликати токсичний або віддалений ефект тільки у тому випадку, якщо: а) потраплять в питну воду в значимих концентраціях; б) проникнуть в адекватно чутливий організм в результаті пиття або прийомі водних процедур (головним чином інгаляційно); в) досягнуть органу-мішені; г) матимуть активні молекули або радикали; д) зможуть здолати системи антиоксидантного захисту організму; е) безповоротність ушкодження запустить механізми токсичних ефектів і генетичних трансформацій [9].

У 2014 році виповнилося 40 років відкриттю Johannes Rook в 1974 році взаємозв'язку між утворенням тригалометанів (ТГМ) і хлоруванням води, що містить природні органічні речовини (NOM). У подальшому були виявлені сотні інших класів побічних продуктів дезінфекції (DBPs). У 1976 році американським Національним

Онкологічним інститутом було постульовано, що хлороформ, як домінуючий ТГМ, є канцерогеном. Це викликало велику кількість досліджень з епідеміології і токсикології хлорованої питної води.

У 1985 році це твердження визнане неправильним. Виникає питання: що ми знаємо про дії на здоров'я людини DBPs в питній воді? Нині в цьому контексті єдиною життєздатною гіпотезою залишається рак сечового міхура у населення Північної Америки і Європи з обмовкою, що хлорована питна вода *сприяє* (виділено автором) підвищеному ризику цієї форми раку.

Незважаючи на деякі недавні оцінки інгаляційної і трансдермальної дії, який-небудь агент з достатнім канцерогенним потенціалом не виявлено, а модель такого канцерогенезу не розроблена. Отже, розумний попереджувальний підхід до контролю DBPs залишається єдиним життєздатним варіантом на основі чотирьох десятиліть доказів [11].

Порівняльна оцінка ризиків при споживанні зараженої патогенними мікроорганізмами питної води і тієї ж води, що містить хлоровані ППД показує: «Для будь-якого підходу в оцінці ризику гострі діарейні патогени представляють важливішу проблему ризику для муніципального водопостачання незалежно від міри збитку здоров'ю, викликаному побічними продуктами дезинфекції» [12].

Аналіз проблеми ГВС дозволяє погодитися з точкою зору R. J. Bull: «Багато небезпек, супутніх хлоруванню у вигляді його побічних продуктів, - більше функція методології оцінки ризику, яка використовується US EPA, чим свідцтво справжньої небезпеки. Залишається відкритим питання відносно того, чи є реальним більш високий ризик раку, супутній хлоруванню питної води, при

проведенні епідеміологічних досліджень внаслідок деяких непрямих чинників» [13].

Така ж ситуація простежується при аналізі нормування в питній воді хлорит- і хлорат-аніонів як побічних продуктів знезараження води діоксидом хлору. Згідно ДСанПіН [3] хлорит-аніон нормується на рівні 0,2 мг/л, норматив для хлорат-аніонів відсутній. Детально ця проблема обговорена в книзі, присвяченій гігієнічним і медико-екологічним аспектам знезараження води діоксидом хлору [14].

Передусім, слід акцентувати увагу на наступному. Згідно з даними літератури проблема хлоритів і хлоратів як забрудників довкілля є більш важливою у порівнянні з їх значимістю як побічних продуктів дезинфекції діоксидом хлору [15]. Окрім цього, відомі результати ідентифікації хлорату в хлорованій воді після її обробки озоном [16], а також дані про великі кількості хлорату в готовому (максимальні 260 000 мг/л) і електролітично отриманому на місці споживання (1700 мг/л) гіпохлориті натрію [17]. Згідно з даними ВООЗ [18] хлорат є звичайним побічним продуктом дезинфекції при обробці води окисниками (гіпохлорит натрію, хлораміни, діоксид хлору, озон).

Обговорюючи токсикологічну значущість діоксиду хлору і його похідних, слід згадати хрестоматійну вітчизняну роботу С. А. Фрідлянда і Г. З. Кагана (1971) [19] щодо токсикологічної оцінки діоксиду хлору, яку можна було б вважати застарілою і не надати їй істотного значення. Коли б не одно але. Ці автори встановили, що в середньому в ротовій порожнині зв'язується *не більше* (виділено нами) 30 % первинної концентрації діоксиду хлору у воді, а в шлунку (без урахування гіпотетичного вмісту, оскільки експерименти проводилися з шлунковим соком) практично за перші 5 хв. зв'язувалося до 93 % введеної дози, а після 30

хвилин при випробуваних концентраціях 10 і 100 мг/л залишалися сліди цієї сполуки на межі аналітичного нуля.

Парадокс у тому, що усі численні дослідження, які ми цитували і аналізували [14] цей надзвичайно простий факт не враховували. Звідси напрошується абсолютно очевидний висновок, що більш поглиблені токсикологічні дослідження слід було проводити після того, коли стане ясно, по-перше, які продукти окислення виникли в результаті реакцій діоксиду хлору в перші хвилини перорального надходження в організм, тобто в шлунку, який у лабораторних щурів, як найбільш поширених тестових токсикологічних моделей, завжди містить залишки їжі; по-друге, з'ясування питання, що власне опинилося в крові і органі - мішені після перебування діоксиду хлору в травному тракті від ротової порожнини до кишечника.

Таким чином, для доз діоксиду хлору, що найбільш зустрічаються в експериментальних роботах, 10 і 100 мг/л [14], які у будь-якому разі абсолютно не виправдано агравують реальні умови знезараження будь-якої води (включаючи стічну), токсикологічна значущість хлориту і хлорату відсутня, а усі виявлені токсичні ефекти не більше ніж сумнівні.

Слід зазначити, що в основу радянських і українських нормативів покладена робота [20] (1980 р.) по обґрунтуванню гранично допустимої концентрації хлориту натрію у воді *водойм* (виділено нами). Виникають очевидні і закономірні питання: яке відношення цей рибогосподарський норматив має до нормування питної води, споживаної людиною; який зв'язок хлориту натрію як солі з хлоритом як аніоном; де врахування буферних систем АОЗ (про що було сказано вище), оскільки це норматив для гідробіонтів, у яких ці системи еволюційно відсутні; чому цей норматив знову фігурує в новій редакції СанПіНа.

Правда, автори останньої редакції цього документу в примітці процитували Євродирективу [4], згідно якої параметричне значення 0,70 мг/л застосовується в тих випадках, коли для знезараження води, призначеної для споживання людиною, використовується метод знезараження, при якому утворюється хлорит (хлорат), зокрема діоксид хлору. Там, де це можливо, без збитку для дезінфекції, держави-члени повинні прагнути до нижчих рівнів. Цей параметр вимірюється тільки у тому випадку, якщо використовується дезінфекція води.

Зазначена примітка також з'явилася невідповідно, оскільки незадовго до прийняття Євродирективи Комісія ЄС прийняла вкрай парадоксальне рішення про нормування хлориту і хлорату в питній воді на рівні 0,25 мг/л при рекомендованому з 2004 року рівні ВООЗ 0,7 мг/л.

Реакція послідувала негайно. Європейська асоціація компаній, які поставляють населенню питну воду – EurEau звернулася до членів Європарламенту з проханням підтвердити значення ВООЗ 0,7 мг/л для хлорату і хлориту. Держави-члени, не ставлячи під загрозу дезінфекцію, повинні боротися за нижнє значення для ТГМ і бромату. У багатьох державах-членах оператори води не в змозі виконати норматив 0,25 мг/л, запропонований Комісією, не змінюючи повністю очищення води. В Іспанії, наприклад, водні ресурси (головним чином поверхневі води) вимагають обробки діоксидом хлору. Крім того, у багатьох випадках дезінфекція хлором супроводжується озонуванням (через ті ж якісні проблеми початкової води). Озон окислює увесь хлорит в хлорат, тому для хлорату норматив 0,25 мг/л також нереальний. Якщо члени Європарламенту підтверджують норматив 0,25 мг/л, служби водопостачання повинні будуть змінити обробку води: це приведе до величезних інвестицій, на які потрібні

десятиліття, і це неминуче викличе підвищення тарифів на воду [21].

Таким чином, нормування якості питної води повинне враховувати адекватну оцінку ризиків для здоров'я населення з урахуванням реалій існуючих технологій очищення і знезараження води.

Література

1. Рахманин Ю.А., Красовский Г.Н., Егорова Н.А., Михайлова Р.И. 100 лет законодательного регулирования качества питьевой воды. ретроспектива, современное состояние и перспективы. *Гигиена и санитария*. 2014. №2. С. 5-18.
2. Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством: ГОСТ 2874-82 : [Введ. 01.01.85] //. – М.: ИПК Изд – во стандартов, 1998. – 9 с. (втратив чинність)
3. Про затвердження Державних санітарних норм та правил "Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною" 2.2.4-171–10. Наказ Міністерства охорони здоров'я України від 12 травня 2010 року N 400. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 1 липня 2010 р. за N 452/17747. Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0452-10#Text>
4. Directive (EU) 2020/2184 of the EUROPEAN PARLIAMENT and of the COLTNCIL. 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption.
5. Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum. Geneva: World Health Organization; 2017. 631 p. Licence: CC BY-NC-SA 3.0

- IGO. Режим доступа:
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/254637/9789241549950-eng.pdf>
6. Guidelines for drinking water quality. – The 4nd ed. – Recommendations. – World Health Organisation. – Geneva. – 2011. – V.1. – 541p.
 7. Величковский Б. Т. Свободнорадикальное окисление как звено срочной и долговременной адаптации организма к факторам окружающей среды. *Вестник РАМН*. 2001. № 5. С.45–51.
 8. Рахманин Ю. А., Новиков С. М., Румянцев Г. И. Методологические проблемы оценки угроз здоровью человека факторов окружающей среды. *Гигиена и санитария*. 2003. №6. С. 5–10.
 9. Мокиенко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.И. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Т. 1. Хлор и его соединения. Одесса. ТЭС, 2011. 484 с.
 10. Біологічні основи екологічної безпеки використання хімічних засобів знезаражування питної води (Огляд літератури та власних досліджень). А. І. Гоженко та ін. *Журнал Академії медичних наук*. 2008. Т. 14(1). С. 134-149.
 11. Hrudey S. E., Fawell J. 40 years on: what do we know about drinking water disinfection by-products (DBPs) and human health? *Water Science and Technology: Water Supply*. 2015. 2015. V. 15 (4). P. 667-674.
 12. Ashbolt N. J. Risk analysis of drinking water microbial contamination versus disinfection by-products (DBPs). *Toxicology*. 2004. V. 198. P. 255 – 262.
 13. Bull R.J. Key Health Issues With Alternate Disinfectants. Proc. Intern. Symp. "Chlorine Dioxide: Drinking Water Issues", 1998. P. 27 – 44.

14. Мокиенко А.В., Петренко Н.Ф., Гоженко А.И. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Т. 2. Диоксид хлора. Одесса. ТЭС, 2012. 604 с.
15. Versteegh J. F., Hrubec J. M., Cleven R. M. Chlorite and Chlorate in Drinking Water: DBFs or Environmental Pollutants? 1998 Ann.Conf. Proc. AWWA, Water Quality. San Antonio, TX, 1998. P. 231 – 249.
16. Siddiqui M. S. Chlorine-ozone interactions: Formation of chlorate. *Water Research*. 1996. V. 30(9). P. 2160-2170.
17. Asami M., Kosaka K., Kunikane S. Bromate, chlorate, chlorite and perchlorate in sodium hypochlorite solution used in water supply. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*. 2009. V. 58(2). P. 107-115.
18. WHO Chlorite and chlorate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/86) . – 2003.
19. Фридлянд С. А., Каган Г. З. Экспериментальные данные к обоснованию остаточных концентраций диоксида хлора в воде. *Гигиена и санитария*. 1971. № 11. С. 18-21.
20. Обоснование предельно допустимой концентрации хлорита натрия в воде водоемов. Г.Т. Писько и др. *Гигиена и санитария*. 1980. № 4. С.6-8.
21. <https://www.eureau.org/resources/position-papers/3012-drinking-water-directive-plenary-vote-eureau-explanatory-memorandum-1/file>