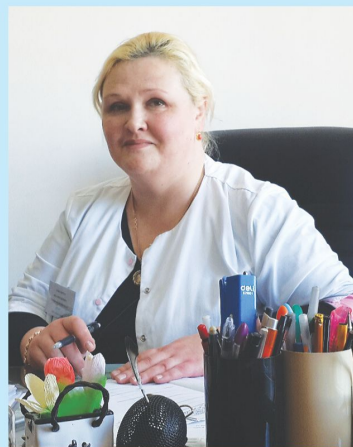


Андрій Вікторович Мокієнко,
керівник Центру ведення Державного
кадастру природних лікувальних
ресурсів ДУ «Український НДІ
медичної реабілітації та курортології
МОЗ України», доктор медичних наук,
старший науковий співробітник;
провідний науковий співробітник
лабораторії гігієни та екології води ДП
«Український НДІ медицини
транспорту МОЗ України». Автор
понад 550 наукових праць, у тому
числі 7 монографій, 4 фрагментів
монографій.



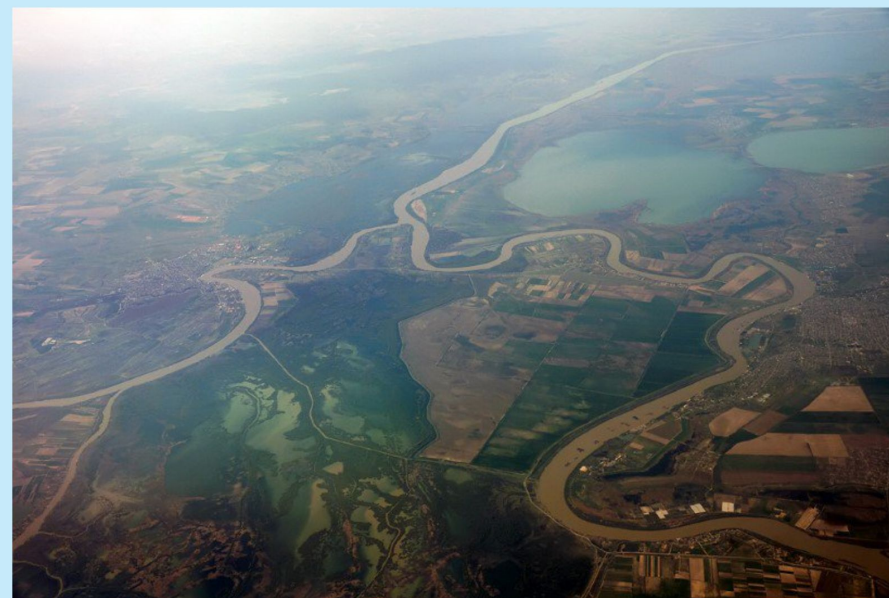
Ліна Йосипівна Ковальчук,
доктор медичних наук,
доцент кафедри гігієни та екології
людини Одеського національного
медичного університету.
Автор понад 200 наукових праць,
в т. ч. 10 підручників та навчальних
посібників.



УКРАЇНСЬКЕ ПРИДУНАВ'Я:
ГІГІЄНИЧНІ ТА МЕДИКО-ЕКОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ВПЛИВУ ВОДИ
ЯК ФАКТОРА РИЗИКУ НА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ

А. В. Мокієнко, Л. Й. Ковальчук

УКРАЇНСЬКЕ ПРИДУНАВ'Я: ГІГІЄНИЧНІ ТА МЕДИКО-ЕКОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ВПЛИВУ ВОДИ ЯК ФАКТОРА РИЗИКУ НА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ



А. В. Мокієнко, Л. Й. Ковальчук

**УКРАЇНСЬКЕ ПРИДУНАВ'Я:
ГІГІЄНИЧНІ ТА МЕДИКО-ЕКОЛОГІЧНІ
ОСНОВИ ВПЛИВУ ВОДИ ЯК ФАКТОРА
РИЗИКУ НА ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ**

Одеса
Прес-кур'єр
2017

Рекомендовано до друку Вченою радою
ДП «Український науково-дослідний інститут медицини транспорту»
Міністерства охорони здоров'я України 10.12.2015 р.,
Протокол № 9.

Рецензенти:

- В. О. Прокопов** — завідувач лабораторії природних, питних вод та оцінки ризиків ДУ «Інститут громадського здоров'я ім. О. М. Марзєєва НАМН України», доктор медичних наук, професор;
- С. І. Гаркавий** — завідувач кафедри комунальної гігієни та екології людини з секцією гігієни дітей та підлітків Національного медичного університету ім. О.О. Богомольця, доктор медичних наук, професор, лауреат Державної премії України, премії НАМН України в галузі профілактичної медицини.

Мокієнко А. В., Ковальчук Л. Й.

М 749 **Українське Придунав'я:** гігієнічні та медико-екологічні основи впливу води як фактора ризику на здоров'я населення: монографія /А. В. Мокієнко, Л. Й. Ковальчук – Одеса : Прес-кур'єр, - 2017. 352 с.

ISBN 978-966-2512-64-9

Монографія присвячена актуальній проблемі впливу води як фактора ризику на здоров'я населення. Представлено аналіз біологічної та хімічної контамінації води, стану забруднення води регіону, впливу води поверхневих водойм на біоту різних рівнів організації, захворюваності та смертності різних категорій населення. Запропоновано оригінальну модель впливу води як фактора ризику на здоров'я населення. Надано результати власних аналітичних і експериментальних досліджень.

Книга розрахована на широке коло читачів: епідеміологів, мікробіологів, гігієністів, санітарних лікарів, викладачів вищих навчальних закладів і наукових співробітників НДІ медичного і біологічного профілю, студентів.

ISBN 978-966-2512-64-9

© Мокієнко А. В., Ковальчук Л. Й., 2017

ЗМІСТ

ВСТУП	5
РОЗДІЛ 1	
Загальний стан проблеми забруднення водних ресурсів	11
РОЗДІЛ 2	
Сучасний стан водних об'єктів, водопостачання, водовідведення та якості питної води в Українському Придунав'ї	22
2.1. Узагальнення результатів еколого-гігієнічних досліджень водних об'єктів Українського Придунав'я	22
2.2. Загальна інформація	32
2.3. Оцінка стану водних об'єктів Українського Придунав'я за фізико-хімічними та санітарно-хімічними показниками	56
2.4. Результати моніторингу санітарно-мікробіологічного стану водних об'єктів Українського Придунав'я у місцях водокористування населення	62
2.5. Результати моніторингу водних об'єктів Українського Придунав'я за даними лабораторії Дунайського басейнового управління водних ресурсів (ДБУВР)	65
2.6. Оцінка якості питної води населених пунктів Українського Придунав'я	81
РОЗДІЛ 3	
Дослідження якості води поверхневих водойм Українського Придунав'я	89
3.1. Дослідження біологічного забруднення поверхневих водойм Українського Придунав'я	91
3.1.1. Аналіз проблеми біологічної контамінації води	91
3.1.2. Характеристика забруднення води біологічними контамінантами	103
3.2. Дослідження хімічного забруднення поверхневих водойм Українського Придунав'я	119
3.2.1. Аналіз проблеми хімічного забруднення води	119
3.2.2. Характеристика хімічного забруднення води	131

РОЗДІЛ 4

Характеристика впливу води поверхневих водойм Українського Придунав'я на стан біоти різних рівнів організації

4.1. Комплексна оцінка структурно-функціональних змін в організмі здорових шурів, що споживали в якості питної воду озер Кагул, Ялпуг, Катлабух.....	188
4.2. Характеристика токсичності та мутагенної активності води поверхневих водойм Українського Придунав'я з використанням мікробної тест-системи <i>Salmonella typhimurium</i> TA 98.....	194
4.3. Еколого-гігієнічна оцінка гострої та хронічної токсичності води поверхневих водойм Українського Придунав'я за результатами біотестування	215
4.3. Еколого-гігієнічна оцінка гострої та хронічної токсичності води поверхневих водойм Українського Придунав'я за результатами біотестування	221

РОЗДІЛ 5

Характеристика захворюваності населення.....

5.1. Характеристика захворюваності населення кишковими інфекціями	236
5.2. Основні показники захворюваності різних категорій населення.....	238
5.2.1. Інфекційна захворюваність.....	248
5.2.2. Неінфекційна захворюваність	248
5.2.2. Неінфекційна захворюваність	260
5.3. Показники смертності населення.....	260
5.3. Показники смертності населення.....	270

РОЗДІЛ 6

Оцінка ризику водного фактора для здоров'я населення

6.1. Аналіз сучасних методичних підходів	276
6.2. Алгоритм та математична модель впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення.....	276
6.2. Алгоритм та математична модель впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення.....	286

Обговорення

Обговорення	304
-------------------	-----

ВСТУП

Невід'ємною ознакою сьогодення є глобальність проблем кількісного та якісного забезпечення населення питною водою. За даними ООН та ВООЗ, більше 884 млн людей не мають доступу до безпечної питної води і більш 2,6 млрд (35 %) живуть в абсолютно антисанітарних умовах. Щорічно 1,5 млн дітей у віці до 5 років помирають через хвороби, викликані відсутністю якісної води і нормальних санітарних умов життя. Через нестачу доступу до чистої води страждає у кілька раз більше дітей (у віці до 15 років), ніж від гепатиту, СНІДу, малярії, туберкульозу разом узятих. Загальне число людей, що вмирають через неякісну і небезпечну питну воду, перевершує число жертв усіх форм насильства, включаючи війни і збройні конфлікти.

Україну ці проблеми не тільки не оминули, а поглиблюються з кожним роком.

Законодавство України декларує наступне: «наближення вимог державних стандартів на питну воду, технологій обробки питної води, а також засобів вимірювання й методів оцінки до відповідних стандартів, технологій, засобів і методів, прийнятих у Європейському Союзі» [1]; «розробка технічних систем і устаткування ... для очищення забруднених ... вод для потреб питного водопостачання» [2].

Разом з тим, системного підходу до впровадження міжнародних зобов'язань із питань води і санітарії в Україні не існує.

В 2011 і 2009 р. (%) рівень доступу до води в містах склав 88 % і 88 %; до санітарії 61 % і 58,9 %; на сільських територіях 22,2 % і 21,5 %; до санітарії 3 % і 3 % відповідно.

Системи централізованого водопостачання і каналізації перебувають в аварійному стані.

В 2009-2011 рр. програма «Питна вода України» профінансована лише на 20 %.

Фактично всі регіони характеризуються недостатньою реалізацією права на воду і санітарію, тому визначити відстаючих в цих питаннях неможливо.

За рівнем захворюваності вірусним гепатитом А, для якого водний фактор передачі є визначальним, Україна займає одне з перших місць у Європі.

Згідно оцінок ЮНЕСКО, за рівнем раціонального використання водних ресурсів і якості води, включаючи наявність очисних споруд, Україна серед 122 країн світу займає 95 місце [3].

За останні роки в рішеннях РНБО України двічі акцентувалася увага на катастрофічному становищі в галузі. Наприклад, у рішенні РНБО від 27 лютого 2009 р. констатується: «В даний час проблема збереження вітчизняних водних ресурсів набула такого значення, що визнана як реальна загроза національній безпеці України. За умови, що питне водопостачання України майже на 80 % забезпечується із поверхневих джерел, цей же відсоток (80 %) включає поверхневі водойми країни, які вже непридатні для постачання питної води. Споживачі більше половини міст з населенням понад 100 тис. отримують воду за графіком».

В аналогічному документі від 25 квітня 2013 р. повідомляється, що в ситуації із забезпеченням населення якісною питною водою позитивних змін не сталося, а в деяких регіонах спостерігається тенденція до її ускладнення. Відзначено регрес у забезпеченні централізованим водопостачанням уже й міського населення — в 2011 р. частка міського населення, що має доступ до централізованого водопостачання, склала 93,4%, що менше на 1,6%, чим в 2005 р. [4]

Системи водовідведення перебувають у ще гіршому стані: в 2012 р. 12,5 % шкіл не мали доступу до централізованого водовідведення, а 44 % шкіл не підключені до каналізації і користуються вуличними туалетами. 1087 (5,6 %) шкіл і 172 (1,4 %) дошкільних установ взагалі не каналізовані.

Високий рівень техногенного навантаження на водойми, використання недосконалих технологій водопідготовки та вторинне забруднення води в розподільчих мережах призводить до потрапляння в питну воду значної кількості неорганічних і органічних забруднюючих речовин, спільна дія яких на організм людини викликає відомий в хімії та біології ефект синергізму, що несе реальну загрозу здоров'ю. На думку автора [5], у даній ситуації принципово неможливо забезпечити населення якісною та безпечною для здоров'я питною водою.

Рівень еколого-гігієнічних досліджень взаємозв'язку якості води із захворюваністю населення слід визнати незадовільним. За останні 10 років кількість публікацій з цієї актуальної теми обмежена. Слід згадати статтю [6] (2005 р.), де наведено результати оцінки такого взаємозв'язку за 10 років (1994–2004 рр.), монографію [7], яка аналізує фрагментарні дані по Україні, дисертацію [8] та фрагмент дисертації [9], присвячених водообумовленості гепатиту А.

Оскільки відсутній аналіз проблеми, який повинен ґрунтуватися на результатах моніторингу якості води за мікробіологічними та хімічними показниками та епідеміологічних досліджень відповідної захворюваності населення, визначення води як фактора ризику неможливе. Як зазначено в узагальнюючій статті [10], в Україні концепцією ризику в оцінці впливу факторів довкілля практично не користуються, що унеможливорює визначення реального стану проблеми та її прогнозування.

Тому першочерговими завданнями гігієнічної науки є, у тому числі, удосконалення методології регламентування шкідливої дії чинників на здоров'я населення на основі концепції допустимого ризику та розвиток методів екологічного моніторингу, кінцевою метою якого є необхідність визначення джерел потенційного ризику для здоров'я [11].

Аналіз досліджень питної води централізованих систем водопостачання України в сучасних умовах з позицій гігієни показав: потрібні радикальні зміни стану та якості питної води в країні, що можливо досягти за умови реалізації заходів щодо надійної охорони джерел питного водопостачання, впровадження нових сучасних водоочисних технологій, заміни застарілих водопровідних мереж тощо. Але це довгострокові високозатратні заходи, що в сучасних умовах реалізувати нереально. Змінити ситуацію та покращити якість водопровідної питної води в країні в короткостроковий термін можливо шляхом запровадження заходів з її доочищення в місцях безпосереднього споживання (використання індивідуальних та колективних водоочисних фільтрів та систем). Цей напрямок в розвинутих країнах світу розглядається як найбільш перспективний і знаходить підтримку в нашій країні, що відображено в Загальнодержавній цільовій програмі «Питна вода України» на 2011–2020 роки [12].

Як зазначено у роботі [9], основними комбінованими системоутворюючими факторами впливу на якість води в Україні є персистувальний ризик мікробної контамінації та неадекватне знезараження. В результаті не забезпечуються основні критерії якості питної води: епідемічна безпечність і хімічна нешкідливість.

На території України особливої уваги заслуговує гирлова зона ріки Дунай, що утворює велику болотисту дельту загальною площею близько 5640 км², та регіон придунайських озер (Кагул, Катлабух, Ялпуг, Китай, Сасик), які останніми роками зазнають інтенсивного антропогенного забруднення.

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. ООН визначила, що Українське Придунав'я перебуває на межі гуманітарної катастрофи [13].

Незважаючи на це, в Україні загалом, і в цьому проблемному регіоні зокрема, недостатньо досліджень стану водних ресурсів, рівнів їх антропогенного мікробного та хімічного забруднення, впливу води різних видів користування на здоров'я населення, обґрунтування ризику водного фактора та його ролі в інфекційній та неінфекційній захворюваності.

Таким чином, дослідження гігієнічних та медико-екологічних проблем водних ресурсів Придунайського регіону та розробка заходів щодо попередження їх забруднення повинні бути спрямовані на збереження здоров'я населення шляхом мінімізації негативного впливу водного фактора, що має велике науково-практичне значення. Це можливе лише за умови комплексного підходу до оцінки стану водних об'єктів з урахуванням чинників ризику та поліпшенню якості води різних видів користування [9, 13].

1. Закон України «Про питну воду та питне водопостачання» № 2918 – III від 10. 01. 2002 / Із змінами, внесеними згідно із Законом N 2196 – IV (2196 - 15) від 18.11.2004, ВВР, 2005, N 4, С. 95 / Відомості Верховної Ради (ВВР). – 2002. – N 16. – С. 112 // Урядовий кур'єр. – 22.05.2002. – № 91.

2. Закон України «Про Загальнодержавну програму «Питна вода України на 2006 - 2020 роки» № 2455 - IV від 03.03.2005 // Урядовий кур'єр. – 13.04.2005. – № 68.

3. Петросов В.А. Безопасность питьевого водоснабжения / В.А. Петросов // Збірка доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК – 2005». – 24 – 27 травня, м. Ялта, 2005 р. – С. 94 – 99.

4. Мокиєнко А. В. От кого зависит решение проблемы воды в Украине? /А. В. Мокиєнко // Водоснабжение и водоотведение. – 2014. – №5. – С. 57 – 60.

5. Гончарук В. В. Проблеми питного водопостачання в Україні та шляхи їх вирішення // Збірка доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК – 2015». – 8-12 червня 2015 р., м. Іллічівськ. – С. 30 – 34.

6. Світа В. Вода як фактор передачі збудників інфекційних захворювань / Віктор Світа // СЕС профілактична медицина. – 2005. – №3. – С. 48 – 50.

7. Вода и водно-обусловленные инфекции /А. В. Мокиєнко, А. И. Гоженко, Н. Ф. Петренко [та ін.] / Одесса: «Лерадрук». – 2008. – Т. 1. – 412 с.

8. Козішкурт 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» / О. В. Козішкурт. – К., 2006. – 21 с.

9. Мокієнко А. В. Еколого-гігієнічні основи безпечності води, що знезаражена діоксидом хлору : автореф. дис. ... доктора мед. наук : спец. 14.02.01 «Гігієна та професійна патологія» / ДУ «Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва» АМН України / А.В. Мокієнко. – К., 2009. – 36 с.

10. Методические аспекты использования методологии оценки риска здоровью населения при воздействии факторов окружаю-

щей среды в Украине и России / Н.Г. Щербань, В.В. Мясоедов, Е.А. Шевченко [и др.] // Вісник Харківського національного університету ім.В.Н. Каразіна. – 2010. – № 898 серія: Медицина, вип. 19. – С. 97 – 103.

11. Тимченко О.І. Можливі шляхи розвитку гігієнічної науки / О.І. Тимченко // 36. тез. доп. наук.-практ. конф. «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України», десяти Марзєєвські читання. – 10 жовтня 2014 р. м. Київ. – С.8 – 9.

12. Прокопов В.О. Стан та якість питної води централізованих систем водопостачання України в сучасних умовах (погляд на проблему з позицій гігієни) // Гігієна населених місць. – 2014. – №64. – С. 56 – 67.

13. Топчієв О.Г. Одещина у складі єврорегіону «Нижній Дунай»: пріоритети загальнодержавної та регіональної політики у прикордонному співробітництві // Актуальні проблеми державного управління. – 2000. – Вип. 3. – С. 91 – 101.

РОЗДІЛ 1

ЗАГАЛЬНИЙ СТАН ПРОБЛЕМИ ЗАБРУДНЕННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ

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 [1-3]. Число останніх складає 14 000 осіб щодобово [4, 5]. В Індії близько 580 осіб помирає щодня від воднообумовлених хвороб. Приблизно 90 % води у містах Китаю забруднені, а у 500 000 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.

У рекомендаціях ВООЗ щодо якості питної води [1-3] наголошується: «Інфекційні хвороби, викликані патогенними бактеріями, вірусами і паразитами (наприклад, найпростішими та гельмінтами) - найбільш загальний і широко розповсюджений ризик здоров'ю, пов'язаний з питною водою. Збиток здоров'ю визначається серйозністю хвороб, обумовлених інфекційними агентами, їх інфекційною здатністю і впливом на населення».

Там же [1-3] 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, витоки 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.

У природній і питній воді, що відповідає стандартним вимогам, містяться віруси, найпростіші і водорості у комбінації з незначною кількістю бактеріальної флори. Наявність у бактерій антилізоцимної і антикомплементарної активності свідчить про їхній високий персистентний потенціал. Враховуючи, що фактори персистенції в умовно-патогенних і патогенних для людини бактерій відносять до факторів малої патогенності, слід визнати, що виявлення подібних штамів свідчить про низьку санітарну якість води [6].

Звідси випливає принципово важливий методологічний висновок про необхідність використання, поряд з кількісними параметрами, якісних характеристик (визначення персистентних властивостей мікрофлори), що підвищить надійність санітарно-мікробіологічної оцінки якості питної води. З іншого боку, це вимагає введення нових підходів як до процесу водопідготовки, так і до оцінки якості питної води. При розробці мікробіологічних критеріїв оцінки безпеки питного водопостачання необхідно враховувати симбіотичні зв'язки санітарно-показових бактерій з водоростями і найпростішими, що забезпечує виживання патогенів у природному середовищі і зумовлює погіршення санітарних показників питної води [6].

Відомо, що основними причинами біологічного забруднення водних об'єктів є нестабільна і неефективна робота очисних споруд (із застосуванням традиційного хлорування) і відсутність у них бар'єрної функції для вірусів, грибів і навіть бактерій. На думку авторів, порушення екологічної рівноваги в існуючій системі "повітря – вода – земля" приводить до зміни біологічних властивостей представників мікросвіту, що відрізняються стійкістю до

агресивного середовища і адаптивними властивостями до екстремальних факторів. Таким чином створюються умови для виникнення нових патогенів [7].

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 та значиме [8].

Останнім часом особливого значення набувають так звані опортуністичні патогени, які викликають хвороби у людей зі зниженими місцевими або загальними імунними механізмами захисту: літні і підлітки, пацієнти з опіками або великими ранами, особи, що одержують імуносупресивну терапію або із придбаним синдромом імунодефіциту (СНІД). Якщо вода, яка використовується такими людьми для пиття або купання, містить достатні кількості цих мікроорганізмів, останні можуть викликати різні інфекції шкіри і слизових оболонок очей, вуха, носа і горла. Такими агентами є *Pseudomonas aeruginosa* і різновиди *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Aeromonas* і нетуберкульозні мікобактерії [1-3].

У рекомендаціях ВООЗ [1-3] наголошується: «Імовірно, є інфекційні агенти, які також можуть бути передані водним шляхом. Це пояснюється тим, що число нових або дотепер невідомих інфекційних агентів, для яких вода є шляхом передачі, продовжує збільшуватися».

Аналіз проблеми водно-обумовлених інфекцій [7, вступ; 9] показав, що дотепер вона не вирішена.

На думку Т.Е. Ford [10], реалізація мікробіологічної безпеки води повинна включати наступне:

Реалістична оцінка води. Це вимагає впровадження освітніх програм з акцентом на цінність і обмеженість води як ресурсу.

Оптимізація систем спостереження. Відомості про квоту водних захворювань постійно знижуються, а системи спостереження неадекватні. Дослідження та огляди необхідні для забезпечення більш ясного розуміння питомої ваги захворювань, викликаних забрудненою водою і у розвинених, і в країнах, що розвиваються.

Оптимізація обробки води. Необхідні такі підходи до обробки води, які мінімізують селекцію стійкого до обробки патогена, утворення біоплівки і побічних продуктів дезінфекції.

Оптимізація контролю. Необхідний рентабельний, патогено-специфічний контроль для оцінки ризику і у розвинених, і в країнах, що розвиваються.

Нові захворювання. Удосконалення методів, включаючи моделі прогнозування оцінки для розпізнавання умов, які приводять до появи хвороби.

Оцінка ризику. Оптимізація методик оцінки ризику для моделювання зараження і забезпечення реалістичних оцінок інфекційності водних патогенів.

Сприйнятливості населення. Необхідне краще розуміння ролі усе більш і більш сприйнятливих категорій населення в передачі і збереженні водних захворювань.

Глобальні проблеми. Скорочення квоти водних захворювань і ризиків появи нових хвороб вимагає розробки і динамічного вдосконалювання активної системи спостереження в глобальному масштабі, наприклад, з використанням діалогової системи Promed.

Автор підкреслює, що міжнародне співтовариство повинно бути готове забезпечити швидке реагування поза політичними кордонами, тому що для епідемій, у тому числі водно-обумовлених, кордонів не існує.

Слід також зазначити істотні недоліки методу санітарно-бактеріологічного аналізу водопровідної хлорованої води [11], оскільки в даному випадку не враховується сублетальність впливу несприятливих факторів і, особливо, хлору, який використовують для знезараження води. Ці бактерії можна виявити тільки на модифікованих живильних середовищах, що дозволяє одержати додаткову інформацію в 20% - 80 % проб досліджуваної води. Окрім цього, подовження інкубації до 48 годин із застосуванням звичайного стандартного середовища Ендо дозволило майже в 2 рази збільшити число проб води з наявністю БГКП.

Пізніше обґрунтовано недостатню надійність коліформних бактерій і ентерококів у визначенні ступеню епідемічної безпеки

водокористування щодо сальмонел і умовно-патогенних мікроорганізмів [12]. Це ж стосується висновку щодо недоцільності розглядати колі-фаги як санітарно-показовий критерій епідемічної безпеки води щодо ентеровірусів [13, 14].

У певних умовах метаболічного стресу (наприклад, при дефіциті живильних речовин) бактеріальні клітини можуть входити в *VBNC*-стан. Це особлива і, напевно, найбільш розповсюджена форма існування мікробіоти. Ця абревіатура розшифровується як *Viable, But Non Culturable* – життєздатні, але такі, що не культивуються. У цьому стані клітини не ростуть на стандартних живильних середовищах, але зберігають певні ознаки живих клітин, зокрема, дихальну активність і поглинання субстрату. Передбачається, що *VBNC* - стан є особливою «стратегією виживання», і визнається, що велика кількість видів бактерій, у тому числі патогенні бактерії і бактерії-індикатори, входять в *VBNC*-стан у лабораторних або польових умовах [15].

Як встановлено у роботі [16], збудник легіонельозу *Legionella pneumophila* у *VBNC*- стані під впливом монохлораміну може синтезувати декілька протеїнів (4 із 9), які є факторами вірулентності цього мікроорганізму.

Констатовано здатність бактерій відновлювати культурабельність після хлорування на середовищі R2A [17]. Є певні підстави припустити, що хлор у залишкових концентраціях у комплексі з іншими факторами проявляє стимулюючий вплив на ріст водних патогенів і є додатковим внеском у персистенцію їх циркуляції у водному середовищі і питній воді [18]. Це узгоджується з даними літератури про експресію синтезу білків, залучених у клітинні механізми захисту проти окисного стресу, у результаті чого формується адаптація або резистентність до хлору у *Legionella pneumophila* [19], *Escherichia coli O157:H7* [20] і *Salmonella enterica Enteritidis* і *Typhimurium* [21].

Особливу роль у процесах персистенції мікроорганізмів у водному середовищі відіграють біоплівки. Згідно з теорією біоплівок J. W. Costerton [22] більшість бактерій розмножується в матриці – біоплівці на поверхні у всіх водних екосистемах, при цьому такі бактеріальні клітини принципово відрізняються від їхніх планктонних (таких, що перебувають у зваженому стані) аналогів.

Теорія біоплівки ґрунтується, головним чином, на даних мікробіологічних досліджень природних водних екосистем. Встановлено, що більш ніж 99,9 % бактерій ростуть у біоплівках на широкій різноманітності поверхонь. Ця перевага біоплівки встановлена для всіх природних екосистем, крім підземних вод глибокого залягання і глибин океанів, і ці бактеріальні популяції визначають більшість процесів у цих екосистемах.

Біоплівки формуються на внутрішніх поверхнях труб систем водопостачання, фільтрації та очищення води, у системах водяного охолодження виробничого циклу або систем кондиціонування повітря тощо. Біоплівка є особливою екологічною нішею, яка надзвичайно сприятлива для розмноження мікроорганізмів. Це обумовлено формуванням особливого полісахаридного шару, який у сукупності з іншими продуктами життєдіяльності мікроорганізмів утворює матрикс, що забезпечує бактеріям захист від несприятливих факторів навколишнього середовища.

Передбачається, що при утворенні біоплівки у багатьох бактерій відбувається перемикання систем метаболізму від вільноживучого до організованого, «суспільного» способу життя, більш характерного для багатоклітинних організмів; при цьому спостерігається обмін хімічними сигналами між мікроорганізмами в межах одного виду та між видами [23].

Висока стійкість біоплівки до зовнішніх впливів пояснюється також наявністю в них високорезистентних бактерій – персистерів: персистер, що вижив, відновлює вихідну популяцію біоплівки. Персистер — це альтруїстичні клітини, що жертвують швидким розмноженням заради виживання популяції родинних клітин у присутності летальних факторів. Дослідження показали, що проблеми видалення біоплівки значною мірою визначаються наявністю в них персистерів [24].

В огляді [25] критично оцінені сучасні доступні методи та підходи до характеристики мікробних популяцій, включаючи планктонні і біоплівкові форми. Дослідження біоплівки автори вважають особливо важливим, оскільки вони відіграють провідну роль у процесах і взаємодіях, що відбуваються в стінці водопровідної труби.

Ця проблема докладно проаналізована у монографіях [26, 27]. Мікроорганізми, що утворюють обростання внутрішніх поверхонь водоводів у системах транспортування питної води, не тільки негативно впливають на її якість, але й беруть активну участь у руйнівних корозійних процесах. Руйнування металевих труб за участю бактерій іде в багато разів швидше, чим при електрохімічному процесі корозії. У деяких випадках у результаті біоелектрохімічної корозії прорив труб відбувається вже через 10-14 місяців з початку їх експлуатації. Особливо часто такі явища спостерігаються в системах водопостачання з підземними джерелами.

В іншому огляді [28] представлена оновлена інформація про традиційні та альтернативні індикаторні мікроорганізми з перевагами і недоліками у контролі воднообумовлених ризиків здоров'ю, запропоновані звичайні і молекулярні методи ідентифікації індикаторних і патогенних мікроорганізмів у водному середовищі. На думку авторів ВООЗ слід розробити кращі підходи в оцінці вимог до безпечної питної води для всього людства, оскільки це один з головних викликів 21-ого сторіччя.

Слід зазначити, що природа мікробних контамінантів водопровідних вод дотепер повністю не вивчена. У роботі [29] виконано секвенування бактерій, виділених з води систем водопостачання 17 міст між ріками Арканзас і Місісіпі (США). Майже 98 % бактерій належали до 5 типів: *Proteobacteria* (35 %), *Cyanobacteria* (29 %, включаючи хлоропласти), *Actinobacteria* (24 %, з яких 85 % були *Mycobacterium spp.*), *Firmicutes* (6 %) і *Bacteroidetes* (3,4 %). Автори відзначають, що *Cyanobacteria* і хлоропласти були подібні для всіх систем водопостачання незалежно від вихідного типу води. Така подібність може бути наслідком селективного впливу хлорування і загальних умов транспортування води по трубопроводах.

Використання моделі DPSEEA (Driving Force–Pressure–State–Exposure–Effect–Action) дозволило дослідити зв'язок між воднообумовленими хворобами і їх значними рушійними силами. Вибрана група рушійних сил включає приріст населення, сільське господарство, інфраструктуру (дамби та іригація) і зміни клімату. Також

враховується стан охорони здоров'я. Очистка води є широко застосованим і ефективним методом контролю більшості пов'язаних з водою досліджених хвороб. В остаточному підсумку, каркаси DPSEEA пропонують платформу для компонентів здоров'я населення і стану навколишнього середовища [30]. На думку автора [11, вступ], застосування саме цієї моделі є необхідним для визначення індикаторів і моніторингу виконання планів в сфері гігієни довкілля.

Огляд Європейської Федерації Національних Асоціацій Послуг Води і Стічних вод (EUREAU) охоплював 73 % населення Європи. Головними джерелами є ґрунтові і поверхневі водозабори (> 90 %). Усього 59 % поставок питної води пов'язані з відсутністю обробки або звичайною обробкою, у той час як 12 % питної води не дезінфікується. Основні виклики європейському сектору питної води - забруднення вододжерел небезпечними речовинами, відсутність дезінфекції і потенційне формування побічних продуктів дезінфекції. Ці виклики спричиняють потреби введення Водних Планів Безпеки для дотримання нормативної якості питної води і оптимізації процесів дезінфекції [31].

ЛІТЕРАТУРА

1. Руководство по контролю качества питьевой воды // 2-е изд. – Том 1. Рекомендации. – Женева: Изд-во ВОЗ, 1994. – 258 с.
2. Guidelines for drinking water quality. – The 3rd ed. – Vol. 1. Recommendations. – World Health Organisation. – Geneva. – 2004. – 495 p.
3. Guidelines for drinking water quality. – The 4th ed. – Vol. 1. Recommendations. – World Health Organisation. – Geneva. – 2011. – 501 p.
4. West L. (March 26, 2006). World Water Day: A Billion People Worldwide Lack Safe Drinking Water. Режим доступу <http://environment.about.com/od/environmentalevents/a/waterdayqa.htm>.
5. United States Environmental Protection Agency (EPA). Washington, DC. “The National Water Quality Inventory: Report to Congress for the 2002 Reporting Cycle – A Profile.” October 2007. Fact Sheet No. EPA 841-F-07-003.

6. Немцева Н.В. Микробиологические критерии оценки качества питьевой воды / Н.В. Немцева, О.В. Бухарин // Гигиена и санитария. – 2003. – № 3. – С. 9 – 11.

7. Проблема инфицирования воды возбудителями микозов и перспективы ее решения / В.В. Гончарук, А.В. Руденко, Э.З. Коваль [и др.] // Химия и технология воды. – 2004. – Т.26, № 2. – С. 120 – 144.

8. Санітарно-епідеміологічна ситуація у водопостачанні // Вода і водоочисні технології. – 2001. – № 1. – С. 10 – 15.

9. Вода и водно-обусловленные инфекции /А. В. Мокиенко, А. И. Гоженко, Н. Ф. Петренко [та ін.] / Одесса: ООО «РА «АРТ-В». – 2008. – Т. 2. – 288 с.

10. Ford T. E. Microbiological Safety of Drinking Water: United States and Global Perspectives / T. E. Ford // Environ. Health Perspect. – 1999. – V.107 (Suppl. 1). – P. 191 – 206.

11. Недостатки метода санитарно - бактериологического анализа водопроводной хлорированной воды / А.К. Маслов, В.А. Зенков, С.В. Нестеров [и др.] // Гигиена и санитария. – 1986. – №2. – С. 61 – 63.

12. Значение индикаторных микроорганизмов при оценке микробного риска в возникновении эпидемической безопасности при питьевом водопользовании / В.В. Алешня, П.В. Журавлев, С.В. Головина [и др.] // Гигиена и санитария. – 2008. – №2. – С. 23 – 27.

13. Современные подходы к изучению и оценке вирусного загрязнения питьевых вод / Т. В. Амвросьева, В. И. Вотяков, О.В. Дьяконова [и др.] // Санитария и гигиена. – 2002. – №1. – С.76-79.

14. Амвросьева Т. В. Роль воды как природного резервуара энтеровирусных инфекций / Т. В. Амвросьева, З. Ф. Богуш, В. Л. Зуева // Вода: гигиена и экология. – 2013. – №2. – С. 20 – 23.

15. Бутилированная вода: типы, состав, нормативы / под ред. Д. Сениор, Н. Деге; пер. с англ. Е. Бровниковой, Т. Зверевич. – СПб. : Профессия, 2006. – 424 с.

16. VBNC *Legionella pneumophila* cells are still able to produce virulence proteins / L. Alleron, A. Khemiri, M. Koubar [et al.] // Water Research. – 2013. – V. 47, N 17. – P. 6606 – 6617.

17. Methods for microbiological quality assessment in drinking water: a comparative study / K. Helmi, F. Barthod, G. Mйheut [et al.] // Journal of Water and Health. – 2015. – V. 13, N 1. – P. 34 – 41.
18. Мокієнко А.В. Хлорування води: незараження або адаптивність, інактивація чи стимуляція? / А.В. Мокієнко, А.І. Гоженко, Н.Ф. Петренко // Вісник національної академії наук України. – 2012. – №11. – С. 32 – 40.
19. *Legionella pneumophila* transcriptional response to chlorine treatment / C. Bodet, T. Sahr, M. Dupuy [et al.] // Water Research. – 2012. – V. 46, N 3. – P. 808 – 816.
20. Transcriptomic response of *Escherichia coli* O157:H7 to oxidative stress / S. Wang, K. Deng, S. Zaremba [et al.] // Applied and Environmental Microbiology. – 2009. – V. 75, N 19. – P. 6110 – 6123.
21. Transcriptomic responses of *Salmonella enterica* serovars *Enteritidis* and *Typhimurium* to chlorine-based oxidative stress / S. Wang, A.M. Phillippy, K. Deng [et al.] // Applied and Environmental Microbiology. – 2010. – V. 76, N 15. – P. 5013 – 5024.
22. Microbial biofilms / J. W. Costerton, Z. Lewandowski, D. E. Caldwell [et al.] // Annu. Rev. Microbiol. – 1995. – V. 49. – P. 711 – 745.
23. Donlan R. M. Biofilms: Survival Mechanisms of Clinically Relevant Microorganisms / R. M. Donlan, J. W. Costerton // Clinical Microbiology Reviews. – 2002. – V. 15, N 2. – P. 167 – 193.
24. Льюис К. Персистирующие клетки и загадка выживания биопленок / К. Льюис // Биохимия. – 2005. – Т. 70, Вып. 2. – С. 327 – 336.
25. Methodological approaches for studying the microbial ecology of drinking water distribution systems / I. Douerelo, J. B. Voxall, P. Deines [et al.] // Water Research. – 2014. – V. 65. – P. 134 – 156.
26. Петренко Н.Ф. Диоксид хлора: применение в технологиях водоподготовки / Н.Ф. Петренко, А.В. Мокиєнко // Одесса: Изд-во “Optimum”, 2005. – 486 с.
27. Мокиєнко А.В. Обеззараживание воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Т. 2. Диоксид хлора / А.В. Мокиєнко, Н.Ф.Петренко, А.И. Гоженко // Одесса : ТЭС, 2012. – 604 с.
28. Microbial indicators, pathogens and methods for their monitoring in water environment / G. Saxena, R. N. Bharagava, G. Kaithwas [et al.] // Journal of Water and Health. – 2015. – V. 13, N 2. – P. 319 – 339.
29. Molecular analysis of point-of-use municipal drinking water microbiology / E. P. Holinger, K. A. Ross, C. E. Robertson [et al.] // Water Research. – 2014. – V. 49. – P. 225 – 235.
30. Gentry-Shields J. Human health and the water environment: Using the DPSEEA framework to identify the driving forces of disease / J. Gentry-Shields, J. Bartram // Science of The Total Environment. – 2014. – V. 468–469. – P. 306 – 314.
31. Van der Hoek J. P. Drinking water treatment technologies in Europe: state of the art – challenges – research needs / J. P. van der Hoek, C. Bertelkamp, A. R. D. Verliefde [et al.] // Journal of Water Supply: Research and Technology.—AQUA. – 2014. – V. 63, N 2. – P. 124 – 130.

РОЗДІЛ 2

СУЧАСНИЙ СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ, ВОДОПОСТАЧАННЯ, ВОДОВІДВЕДЕННЯ ТА ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ В УКРАЇНСЬКОМУ ПРИДУНАВ'І

2.1. Узагальнення результатів еколого-гігієнічних досліджень водних об'єктів Українського Придунав'я

Субрегіон Українського Придунав'я знаходиться на південно-західній частині Одеської області, яка розташована у Дунайсько-Дністровському межиріччі Придунав'я; включає 5 адміністративних районів - Болградський, Ізмаїльський, Кілійський, Ренійський а також місто обласного підпорядкування Ізмаїл. Іноді до цього субрегіону відносять ще Татарбунарський район. Загальна площа регіону становить 6,6 тис. km². Єврорегіон «Нижній Дунай» включає Одеську область (Україна), повіт Кагул (Молдова) та повіти Бреїла, Галац і Тульча (Румунія) [1].

Придунайські території, що ввійшли до єврорегіону, мають певний набір загальних проблем:

- недостатній, а за окремими показниками - низький, рівень соціально-економічного розвитку Придунайських регіонів у масштабі України, Молдови і Румунії;

- значна строкатість та мозаїчність етнічного складу населення прикордонних територій, високі частки національних меншин з ознаками етносоціальної напруги;

- низький рівень зайнятості населення, високий рівень безробіття (часто в прихованій формі);

- політична та соціально-економічна напруга;

- недосконала структура господарства прикордонних регіонів. Низький рівень розвитку сфери послуг і соціальної сфери в цілому. Недостатній рівень розвитку промисловості. Слабка

інфраструктурно-комунікаційна облаштованість території. Низько-технологічний і незбалансований (за умовами зберігання та переробки сільськогосподарської продукції) агропромисловий сектор економіки, який є для цих районів провідним;

- значна, особливо для Молдови та України, транспортна ізолюваність придунайських регіонів від головних центрів і районів. Слабко розвинена транспортна та комунікаційна інфраструктура;

- низький рівень міжнародного та міжрегіонального співробітництва регіонів Нижнього Дунаю. Запізніле і вкрай недостатнє входження країн - учасниць проекту в європейські та світові ринки;

- напружена соціально-екологічна ситуація, зумовлена низькою якістю питної води та відсутністю регіональної активної та скоординованої на міжнародному і міжрегіональному рівнях природоохоронної та соціально-екологічної політики. Високий рівень захворювання населення, замори риби в придунайських озерах і водосховищах, загрозлива епідеміологічна ситуація [13, вступ].

Складна екологічна ситуація є однією із основних проблем, що стримують економічний розвиток Українського Придунав'я [2].

У Плані дій Європейської стратегії розвитку Дунайського регіону [3], який передбачає, у тому числі, виконання Державної програми розвитку транскордонного співробітництва на 2011–2015 рр. (Постанова КМУ від 1 грудня 2010 р. за № 1088), ідентифікована найбільш нагальна потреба - нестачі чистої питної води, що спричиняє проблеми зі здоров'ям, промислове, сільськогосподарське та побутове забруднення навколишнього середовища, які згубно впливають на транскордонні водотоки.

Серед рекомендацій в Національній Стратегії щодо імплементації Стратегії ЄС стосовно Дунайського регіону значиться наступне: «З метою поліпшення якісного централізованого водопостачання і водовідведення в Українському Придунав'ї розглянути можливість використання нових джерел водопостачання (підрислових вод Дунаю), що вимагає окремого розділу в Програмі комплексного розвитку Українського Придунав'я» [4].

У Стратегічному плані підвищення конкурентоспроможності та економічного розвитку Придунайського економічного субрегіону на 2012-2022 [5] передбачено розробку проектів забезпечення якісною питною водою.

На думку авторів роботи [6], актуальною проблемою соціально-економічного розвитку регіону, яка пронизує всі види господарської діяльності населення і багато в чому визначає соціальну життєдіяльність, є водне господарство. З одного боку, в наявності величезні запаси дорогоцінної для степового краю прісної води, з другого — якість води незадовільна і невпинно погіршується. В багатьох селах Болградського та Кілійського районів гостро відчувається дефіцит води. Якість води в Дунаї під впливом забруднень, переважно з інших країн Європи, потребує відповідної регламентації, моніторингу та контролю на рівні міжнародного співробітництва. За цією причини якість води зазнає суттєвого зниження, що негативно впливає на водокористування в Українському Придунав'ї, на існування цінної флори і фауни в Дунайському біосферному заповіднику. Але ніякої компенсації за ушкодження Україна не отримує.

Головним напрямком подолання всіх проблем, пов'язаних з використанням водних ресурсів регіону, повинен стати інтегрований водний менеджмент, який введений у країнах ЄС відомою Директивою (1994 р.). Йдеться про комплексне і міжвідомче (а краще — надвідомче) регулювання водних ресурсів на засадах їх постійного і цілісного моніторингу та кадастрової оцінки, з урахуванням також «ефекту наприкінці труби».

Особливий інтерес представляють придунайські озера — Кагул, Кугурлуй, Ялпуг, Катлабух, Китай, які є затопленими річковими долинами, і містять значні запаси прісної води та біоресурсів. Починаючи з 1950-х років, гідрологічний зв'язок озер-лиманів з Дунаєм був порушений внаслідок будівництва дамб, що захищають населення від паводкових повеней. На поточний час заповнення озер водою та її скиди здійснюються за допомогою системи шлюзів і каналів, а озера практично стали водосховищами. Озера та інші водні об'єкти регіону не мають захисних водоохоронних

смуг і потерпають від зростаючого антропогенно-техногенного тиску.

Останніми спостереженнями (проект TACIS, 2001-2002 рр.) встановлено помітне зменшення обсягів озерної води (оз. Кугурлуй — близько 40 %) та підвищений вміст солей в озерах, що робить непридатними їх води і для пиття, і для іригації. Відтак, необхідно радикально міняти режими водообміну озер з Дунаєм, щоби призупинити подальше погіршення якості озерних вод та сприяти екологічному оздоровленню навколишнього середовища.

Ренійський та Ізмаїльський райони Одеської області користуються переважно підземним водопостачанням, а Кілійський і Болградський використовують поверхневі води та колодязі. Найгостріша ситуація з водопостачанням склалася у Кілії та Вилковому, які користуються виключно дунайською водою, а також у Болграді, що живиться водою з оз. Ялпуг. Якість питної води у зазначених містах не відповідає санітарним нормам.

Протягом 1990-х років спостерігалось значне (більше, ніж чотирикратне) скорочення водоспоживання в регіоні, яке пов'язане із кризовим станом зрошуваного землеробства та всього господарства в цілому. Найбільші обсяги промислових і побутових стоків дають Ізмаїл, Вилкове, Рені, більшу (понад 90 %) частину яких скидають неочищеними.

Дунайське узмор'я — один із самих забруднених районів акваторії Чорного моря. Зі стоком Дунаю привноситься 83 млн. тонн суспензії, збагаченої шкідливими інгредієнтами. У зоні геохімічного бар'єру осаджуються важкі метали, мікроелементи і поллютанти. Відзначається значна лужність вод Дунаю, дефіцит кисню і утворення зон гіпоксії, значне перевищення вмісту фосфатів, особливо в осадах на 2 порядку, нітратів до — 20 раз, нафтопродуктів у кілька раз (крім зимового періоду), органіко-мінеральних і інших забруднень, що може привести до деградації екосистем [7].

Дисертація [8] присвячена оцінці ролі стоку р. Дунай в евтрофуванні північно-західної частини Чорного моря. На основі багаторічних (1948-2000 рр.) досліджень в гирловій області Дунаю встановлені етапи евтрофування вод Дунаю. Показано, що на

сучасному етапі в стоці біогенних речовин Дунаю співвідношення головних біогенних елементів – азоту та фосфору, встановлені для збалансованих водних екосистем, дуже порушені зростанням органічних сполук азоту антропогенного походження.

У роботі [9] надано оцінку значущості деяких факторів у формуванні екологічних умов в пригирлових зонах північно-західної частини Чорного моря. Виконана порівняльна оцінка ступеню антропогенного забруднення морського середовища цих районів. Розглянуті екологічні особливості гирлових ділянок рік та прилеглих територій пригирлового узмор'я.

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 виражений. Найбільш високі рівні забруднення знайдені у Дунаї між Будапештом і Белградом [10].

Розподіл чисельності сапрофітних і кишкових бактерій у водній товщі і донних відкладаннях придунайського узмор'я відрізняється широкою просторовою варіабельністю, обумовленою динамічністю природних і антропогенних факторів. В усі періоди спостережень на узмор'ї в гирлі Швидке виділялися локальні ділянки з високим рівнем органічного і бактеріального забруднення водної товщі і донних відкладань. Підвищений вміст сапрофітних і кишкових бактерій найбільш часто фіксувався в безпосередній близькості від устя гирла, що визначається впливом річкового стоку [11].

Одним із типових прикладів напруженого еколого-гігієнічного стану водойм цього регіону є проблеми лиману Сасик, який іноді теж відносять до Придунайських озер.

У роботі [12] констатується шкода лікувальним грязям Сасика за рахунок внесення значної кількості небезпечних речовин та сполук з водами каналу Дунай-Сасик; погіршення рекреаційно-оздоровчого потенціалу регіону, забруднення водного середовища тощо.

Найбільш гострою серед демографічних проблем у районі Сасика є проблема дитячої смертності, у тому числі дітей у віці до 1 року. Якщо в 1990 коефіцієнт дитячої смертності становив 16 дітей на 1000 народжених, то в 2005 він досяг показника 26 осіб. В 2007 році — 25, в 2008 — 22,5, що перевищувало даний показник по Одеській області в цілому більш ніж удвічі [12].

Масове розмноження синьо-зелених водоростей створило безпрецедентно небезпечну санітарно-епідеміологічну ситуацію, що обумовлено продукуванням небезпечних токсинів (ціанотоксинів) та створенням оптимальних умови для розвитку бактеріофлори [13].

При великій кількості фітопланктону на ділянках, де концентруються нагонні маси синьо-зелених водоростей, слід очікувати максимального розвитку бактерій, у тому числі і бактерій групи кишкової палички. У такому випадку цілком імовірна поява в скупченнях синьо-зелених водоростей патогенних бактерій і, насамперед, легіонелл. Ці патогенні мікроорганізми активно розмножуються в такому середовищі. Не виключене і формування стійкого вогнища холери. Для цього є всі позитивні передумови виникнення, прояву і укорінення, оскільки майже щорічно в Румунії з Дунаю виділяють збудників холери або реєструються локальні спалахи цього захворювання. У Кілійській зоні відпочинку, у прибережній зоні курорту “Приморське”, що межує із озером Сасик, позначається несприятливий вплив відпрацьованих іригаційних вод зрошувальних систем і, насамперед, вод, що скидаються з озера Сасик у море через Катранку-Джаншейські озера. Зона прибережної морської рекреації тут характеризується підвищеними рівнями органічного і бактеріального забруднення, періодично в морській воді виявляються умовно-патогенні мікроорганізми і НАГ- вібріони 1 гр. Хейберга.

За даними санепідемстанції Татарбунарського району вода водоймища не відповідає нормативним вимогам за показниками загальної мінералізації (в 1,5-4,5 рази вище норми), вмісту хлоридів (в 1,5-2,0 рази), колі-індексу (в 230-2400 рази); відрізняється високою токсичністю внаслідок масового розмноження синьо-зелених водоростей і накопичення важких металів: свинцю — до

6,2 mg/l, алюмінію — до 44,7 mg/l, кадмію — до 6,6 mg/l, нікелю — до 11,0 mg/l, цинку — до 34,8 mg/l. Накопичення важких металів у донних відкладаннях досягає по марганцю до 1400 mg/kg, свинцю — до 130 mg/kg, титану — до 2000 mg/kg, нікелю — до 210 mg/kg, міді — до 150 mg/kg, цинку — до 260 mg/kg. Найбільший вміст важких металів виявлено в місці входу каналу Дунай-Сасик у водоймище, що свідчить про високе забруднення дунайської води.

Проведений відділом моніторингу осередкованих екосистем Одеської протичумної станції МОЗ України ретроспективний аналіз (за сорокалітній період) звітних матеріалів медичних і ветеринарних установ, розташованих у зоні будівництва 2-й черги ДДЗС, дозволив встановити, що з ареалу природно-осередкованих зоонозних інфекцій найбільш важливе епідеміологічне значення мали два особливо небезпечні захворювання — туляремія і лептоспіроз [14].

Надзвичайно важливим компонентом водокористування придунайського регіону виступає подача води на загальне використання. При оцінці ефективності реалізації «Комплексної програми розвитку меліорації земель та поліпшення екологічного стану зрошуваних та осушених угідь на період до 2020 року» встановлено, що подача води у маловодні регіони складає 20 % від потреб.

Основні загрози екологічній безпеці регіону пов'язані з незадовільним екологічним станом басейнів Дунаю і малих річок, які є основними джерелами водопостачання; низькою забезпеченістю населення сільських районів якісною питною водою; скидами забруднюючих речовин в транскордонні водотоки з території Республіки Молдова, Румунії; незадовільним станом каналізаційних очисних споруд; деградацією приморських рекреаційних зон, прогресуючим підтопленням територій, забрудненням гідросфери скидами стічних вод промислових підприємств і комунально-побутовими стічними водами [15].

За даними [16], значною мірою саме екологічні проблеми є чинником демографічної кризи в регіоні Українського Придунав'я. Смертність місцевого населення перевищила народжуваність у 2

рази, а природна втрата населення становить 8 % у середньому. Смертність дітей до 1 року була в 3,5 рази вище, ніж у середньому по всій Україні за останні роки.

Показник смертності дітей у віці до 1 року в Придунав'ї, крім Кілійського району та м. Ізмаїл, перевищує середньообласний рівень. Серед причин смертності дітей до 1 року на третьому місці — паразитарні хвороби, які обумовлені незадовільним станом питної води.

Аналіз стану скидання забруднених вод у об'єкти Нижньодунайського регіону свідчить про найбільшу кількість відповідних скидів на території Кілійського району, яка складає 30 % від загального обсягу по Одеській області.

Низька якість питної води, відсутність очисних споруд у більшості населених пунктів регіону, а також низький рівень санітарної культури населення ведуть до підвищення захворюваності холерою і іншими гострими інфекційними шлунково-кишковими захворюваннями, а також вірусним гепатитом (вище, ніж в середньому по Одеській області) [16].

Основними цілями управління природокористуванням в Нижньодунайському регіоні України є запобігання його деградації шляхом зниження антропогенного навантаження та розвиток сприятливих, з екологічних позицій, видів господарської діяльності [17].

Надзвичайно актуальним питанням для Українського Придунав'я є водопостачання та водовідведення. Це комплекс проблем екологічного, соціального, епідеміологічного та економічного характеру. Даний регіон знаходиться в зоні підвищеного санітарного та екологічного ризиків. В Придунав'ї регулярно виникають осередки інфекційних захворювань, тому що більшість з них розповсюджуються водним шляхом, а відсутність якісних водоочисних споруд може призвести до масових захворювань не тільки на території регіону, а й за його межами.

На даний час джерела водопостачання у Нижньому Дунаї знаходяться в незадовільному стані, та за цілою низькою показників мікробіологічного, біогенного, хімічного забруднення, а також за рівнем мінералізації перевищують нормативні вимоги, що робить

їх непридатними (без глибокого очищення) для водопостачання практично всім групам водокористувачів: питного водопостачання, зрошування, рибного господарства, рекреації. Мешканці більшості населених пунктів у Татарбунарському та Кілійському районах споживають привізну воду [18].

Забезпеченість свіжою водою не відповідає нормам. Використання свіжої води в 2013 р. суттєво скоротилося у порівнянні із 1995 р. Найбільшим дане скорочення має місце в Болградському районі – 74,3 %. Ситуація зі скиданням забруднених зворотних вод в Придунав'ї є відносно задовільною, проте в Кілійському районі даний показник є найнесприятливішим – 24,8 млн. м³, що складає третину усього обсягу скидання забруднених вод в Одеській області і забезпечує Кілійському району друге місце (після м. Одеси) в області за даним показником.

Згідно з еколого-санітарною класифікацією поверхневих вод, акваторію Придунайського субрегіону в листопаді 2012 р. можна оцінити як чисту (9,5 %), задовільно чисту (57 %), забруднену (24 %) та дуже забруднену (9,5 % досліджених станцій). В пригирлових ділянках кількість бактерій на порядок вища в порівнянні з відкритою акваторією, особливо в зоні гирла Бистрого. Бактеріальне забруднення водної товщі узмор'я Дунаю все ще залишається актуальною проблемою, безпосередньо пов'язаною з впливом річкового стоку та антропогенним навантаженням [19].

Значною мірою саме екологічні проблеми стали чинником демографічної кризи в регіоні. Так, у всіх районах Українського Придунав'я смертність перевищує народжуваність, окрім Ізмаїльського району. Високим є показник природного скорочення населення в Кілійському районі – (-2,5) на 1000 наявного населення. Показники смертності в Придунайському регіоні є гіршими, ніж в цілому по Одеській області.

Серед причин смертності в Українському Придунав'ї найпоширенішими є хвороби системи кровообігу, новоутворення, хвороби органів травлення.

Отже, несприятлива ситуація в Українському Придунав'ї в сфері водозабезпечення та водовідведення обумовила негативні

тенденції соціально-демографічного становища. В субрегіоні високий ступінь захворюваності та смертності від екозалежних хвороб, зокрема новоутворень. Дане становище є загрозливим і без прийняття відповідних заходів призведе до ще більшого природного скорочення населення.

Крім того, Українське Придунав'я знаходиться в зоні ризику транскордонного забруднення водних артерій. Тому, підвищену увагу необхідно приділити виконанню Протоколу Євросоюзу по транскордонному переносу водно-обумовлених інфекцій [20].

Дослідження Українського Придунав'я показало, що характерною його ознакою є природне скорочення чисельності населення, яке спостерігалось майже в усіх районах. У 2012 році у всіх районах придунайського регіону, окрім Ізмаїльського, смертність перевищувала народжуваність. Серед головних причин смертності населення провідні місця займають хвороби системи кровообігу – 63,9% та злоякісні новоутворення – 13,2%.

Показник смертності дітей у віці до 1 року у Придунав'ї, крім Кілійського району та м. Ізмаїл, перевищує аналогічні показники в цілому по Україні та Одеській області. Та найбільш вразливі показники спостерігалися у 1995 та 2000 рр. у Ізмаїльському та Ренійському районі у 2005 р.

Коефіцієнти смертності населення (на 100 тис. наявного населення) від новоутворень в Придунайському регіоні у 2012 році дещо вищий, ніж по Одеській області (198,4) та Україні в цілому (203,7), у Болградському районі (219,9) та значно вищий у Татарбунарському регіоні (224,9). У м. Ізмаїл цей коефіцієнт перевищує аналогічний у м. Одеса. Коефіцієнт смертності населення від новоутворень у м. Ізмаїл найвищий серед міст області і постійно перевищував аналогічні показники у м. Одеса з 2005 по 2013 рр. у 1,5 рази з найбільшими значеннями у 2011 р. Суттєво зменшився цей показник у Кілійському районі - з 229,1 у 2005 році до 80,5 у 2012 році [21].

Отримані результати [22-29] дозволяють зробити наступні висновки:

1. Глобальний характер забруднення води різного виду користування (питної, рекреаційної, поверхневих водойм, стічної)

біологічними та хімічними контамінантами свідчить про гостру необхідність відповідних досліджень в Україні, зокрема у депресивних регіонах, які найбільше потерпають від еколого-гігієнічних проблем.

2. Українське Придунав'я, як складова Єврорегіону «Нижній Дунай», є одним із найбільш депресивних регіонів України та водночас, чи не найменш дослідженим, у тому числі стосовно стану поверхневих водоем, як проблеми, та її гігієнічних та медико-екологічних аспектів.

2.2. Загальна інформація

Болградський район

В Болградському районі впродовж багатьох останніх років утримується складна санітарно-епідеміологічна ситуація, яка в значній мірі обумовлена незадовільним станом господарсько-питного водопостачання серед населення.

Єдиним джерелом питного водопостачання м. Болграда є озеро Ялпуг. Водне живлення озера здійснюється головним чином за рахунок водообміну з озером Кугурлуй, з півночі впадає річка Ялпуг, з північного сходу підходить невелика річка Карасулак, що впадає в Ялпуг біля селища Криничне. Також деякий вплив на водний баланс має стік дощових вод по системі яруг, що сходяться до Ялпуга. У весняний період озеро наповнюється дунайською водою внаслідок повноводдя р. Дунай.

У літній період якість води в озері за основними показниками різко погіршується, а міські водоочисні споруди не забезпечують бар'єрну функцію по очистці, внаслідок чого якість водопровідної води після очистки майже того ж складу за санітарно — хімічними показниками, і не може бути віднесена до категорії питної.

Результати лабораторних досліджень водних об'єктів за 2012 та 2013 рр. представлені у табл. 2.1, 2.2.

До теперішнього часу продовжує експлуатуватись система існуючих водоочисних споруд, які на сьогодні не відповідають нормативним вимогам.

Таблиця 2.1

Результати лабораторних досліджень водних об'єктів за 2012 рік

Об'єкт	Санітарно-хімічні показники			Санітарно-мікробіологічні показники		
	Усього	Невідповідність	%	Усього	Невідповідність	%
Озеро Ялпуг	11	5	45,4	51	5	9,8
Комунальний водопровід	189	103	54,5	284	23	8,0
Сільський водопровід	5	5	100	26	5	19,2
Джерела децентралізованого водопостачання	300	204	68	316	95	30

Таблиця 2.2

Результати лабораторних досліджень водних об'єктів за 2013 рік

Об'єкт	Санітарно-хімічні показники			Санітарно-мікробіологічні показники		
	Усього	Невідповідність	%	Усього	Невідповідність	%
Озеро Ялпуг	15	10	66,7	54	0	0
Комунальний водопровід	309	132	54,5	175	5	2,8
Сільський водопровід	3	3	100	4	0	0
Джерела децентралізованого водопостачання	169	116	68,6	165	65	39,4

Знезараження питної води здійснюється рідким хлором за допомогою дозуючого приладу «ЛОНІ 100».

Залишкові концентрації хлору визначаються обслуговуючим персоналом по годинно. Відомча лабораторія відсутня.

Протягом багатьох років не вирішується питання по завершенню будівництва хлораторної. Контейнери з хлором утримуються в недобудованому приміщенні хлораторної, відсутня можливість контролю витрат хлору. Зволікання у відновленні робіт по будівництву хлораторної призведе до зруйнування вже збудованих приміщень, не дозволить задіяти в епідсезон систему хлорування і ще більше загострить епідситуацію в місті.

Протяжність водопровідних мереж складає 6,5 km, з яких майже 70 % потребують заміни, про що свідчать чисельні аварійні ситуації в місті. В 2012 році зареєстровано 140 аварій, в 2013 році 155 аварій. Така ситуація ускладнюється, у тому числі внаслідок відсутності схем міських розвідних мереж.

Виробничий контроль за якістю та безпекою питної води комунального підприємства здійснюється Болградським міжрайонним відділом ДУ «Одеський обласний лабораторний центр Держсанепідслужби України» виключно на санітарно-хімічні та мікробіологічні показники. Не проводиться виробничий контроль на санітарно-токсикологічні та паразитологічні показники, як це передбачено діючим санітарним законодавством. Відсутній радіологічний паспорт на джерело водопостачання та технологічний регламент, який пройшов державну санітарно-епідеміологічну експертизу та отримав позитивний висновок. Виробничий лабораторний контроль не відповідає нормативним вимогам за видами контролю, за переліком показників, періодичністю та за місцями (точками) контролю.

Стан водопостачання та водовідведення населених пунктів району полягає у наступному.

Сільський водопровід с. Червоноармійське знаходиться на балансі Червоноармійської селищної ради. Водопостачання здійснюється з підземних джерел — 3 артсвердловини, з яких в робочому стані знаходиться тільки 1 артсвердловина. Дебіт свердловин до 50 m³ на годину. Артсвердловини знаходяться в неза-

довільному санітарно-технічному стані. Працююча артсвердловина огорожена. Павільон над артсвердловиною в задовільному технічному стані. Розвідна мережа потребує заміни або реконструкції.

Районним відділом земельних ресурсів не проводиться робота по виділенню в натуру земельних ділянок під зони санітарної охорони (ЗСО) джерел водопостачання: артезіанські свердловини не мають нормативних ЗСО. Проектна документація не розроблена. Не забезпечено виробничий контроль за якістю та безпекою питної води.

Сільський водопровід с. Тополине не працює з причин незадовільного санітарно-технічного стану, недотримання вимог чинного законодавства до зон санітарної охорони, невідповідності води показникам епідбезпеки та відсутності комплексу очисних споруд.

Крім того, населення використовує воду з 225 децентралізованих джерел питної води, якість та безпека якої в 75 % не відповідає нормативним вимогам.

Значна частина населення Болградського району використовує індивідуальні колодязі, які також не придатні для господарсько — питного водопостачання внаслідок високої мінералізації, перевищення вмісту нітратів та мікробного забруднення.

Болградською міською радою не проконтрольовано виконання свого рішення про передачу питних колодязів району на баланс сільських рад, тому не приймаються належні заходи по їх експлуатації, поточному ремонту та дезінфекції. Не забезпечено виробничий контроль за якістю таких небезпечних джерел, що може бути фактором виникнення гострих кишкових інфекцій.

Громадські колодязі утримуються в незадовільному технічному стані, не мають зон санітарної охорони, не обладнані павільонами або останні потребують ремонту. Не всі громадські колодязі мають санітарні паспорти, як це передбачено вимогами ДСаНПІН 2.2.4-171-10 [30].

У 9 населених пунктах із населенням 22 тис. осіб використовується привізена вода із джерел водопостачання, які відповідають нормативним вимогам.

Всі населені пункти не мають централізованої системи каналізування, за винятком м. Болград, де водовідведенням забезпечено 30 % споживачів.

Проект міських каналізаційних очисних споруд за відсутності асигнувань не реалізовано. Стічні води м. Болград скидаються без очистки в районі міського звалища побутових відходів на карті полів фільтрації.

Інформація «Про господарсько-питне водопостачання Болградського району» за 2013 р. наступна.

Кількість джерел централізованого водопостачання — 3. Кількість комунальних водопроводів — 1, у тому числі, із відкритих водойм — 1 (озеро Ялпуг). Відомчі водопроводи відсутні. Сільські водопроводи — 2 із підземних джерел.

Джерела децентралізованого водопостачання: колодязі — 225; каптажі — 11; артезіанські колодязі — 11.

У 2013 р. перевірено міський водопровід м. Болграда та сільський водопровід с. Червоноармійське, які знаходяться у незадовільному санітарно-технічному стані. Недоліки полягають у наступному: не визначені ЗСО згідно до діючого законодавства, не виділені в натуру земельні ділянки під ЗСО джерел водопостачання; проектна документація про організацію (установлення) ЗСО не розроблена; артсвердловини в якості джерел водопостачання водопроводів в районі відсутні; джерелами централізованого водопостачання сільських водопроводів є каптажі; близько 70 % водопровідних мереж усіх водопроводів потребують капітального ремонту або заміни, наприклад, кількість аварій на водопроводі КП «Міськводоканал» склала 167.

Про аварії на сільському водопроводі с. Червоноармійське у 2013 р. не надавалось повідомлення в Болградське міжрайонне управління Головного управління Держсанепідслужби в Одеській області. Подача води у цьому населеному пункті здійснюється за графіком. Знезаражуюча установка та запас деззасобів на каптажах відсутні.

Не забезпечено виробничий лабораторний контроль за якістю та безпекою питної води відповідно до діючих вимог на водопроводі КП «Міськводоканал» та на сільському водопроводі с. Червоноармійське.

За даними Одеської обласної санітарно-епідеміологічної служби якість води в районі водозабору коливається в залежності від сезону, погодних умов, поступлення дунайської води. У літньо-осінній період у районі водозабору відзначається висока твердість води (10-15 mol/l), високий сухий залишок — до 1800 mg/l.

Як показують результати моніторингу за 1994 — 2004 рр. [9, вступ], оз. Ялпуг відноситься до джерел 4 класу за показниками рН, загальної твердості, магнію, сульфатів, хлоридів, нітратів, міді, аніоноактивних СПАР, суми хлорорганічних пестицидів (ХОП); до джерел 3 класу — за показниками лужності, перманганатної окиснюваності (ПО), нітритів, азоту амонійного, фосфатів, алюмінію; до джерел 2 класу — за показниками кольоровості, фтору, загального заліза, марганцю, миш'яку, цинку, ЗМЧ, до джерел 1 класу — за показниками мутності, кадмію, свинцю, ртуті, суми ТГМ, індексу ЛКП і ТКБ.

За діючою технологічною схемою природна вода фільтрується через швидкі піщані фільтри, а потім знезаражується хлором. Фільтрат має значно більше мікробне забруднення (за ЗМЧ) у порівнянні із природною водою до фільтрів внаслідок їх мікробного обростання. Хлорування фільтрату не забезпечує мікробіологічна якість водопровідної води (ЗМЧ >> 100 CFU/ml) [31].

Водопровідна вода не відповідає гігієнічним нормативам для питної води за показниками ЗМЧ, кольоровості, каламутності, твердості, ПО, сухого залишку; концентраціям натрію, хлоридів, сульфатів, заліза.

Концентрація суми ТГМ у водопровідній воді перевищує гігієнічний норматив майже в 9 раз [31], що пояснюється високим вмістом природних органічних сполук як попередників, лужним середовищем природної води і високими концентраціями хлор — газу, який застосовується для знезараження.

Дослідження із знезараження природної води оз. Ялпуг з рівнем мікробного забруднення за ЗМЧ = 3300 CFU/ml і значенням ПО=13,73 mgO/l показали, що достатніми дозами діоксиду хлору для досягнення епідемічної безпеки є концентрації $\geq 0,3$ mg/l при експозиції 0,5 год [31].

Таким чином, оз. Ялпуг, як джерело водопостачання м. Болград, за основними фізико-хімічними та мікробіологічними показниками відноситься до джерел 2-4 класу [32]. Знезараження води на існуючих водоочистних спорудах не забезпечує якість питної води нормативним вимогам [30] за основними показниками, серед яких слід виділити високі цифри ЗМЧ, ТГМ, твердості, ПО тощо. Враховуючи, що попередні дослідження [31] показали певну ефективність діоксиду хлору як засобу знезараження води, є необхідним впровадження даної технології в практику водопостачання даного населеного пункту.

Ізмаїльський район

Водопостачання м. Ізмаїла здійснюється із підземних джерел. Вода зі свердловин надходить у резервуари, хлорується і подається в розвідну мережу, довжина якої в межах міста складає 336 km. ЗСО суворого режиму обгороджені, утримуються в задовільному стані. Результати гігієнічної оцінки водних об'єктів в результаті моніторингу за 1994-2004 рр. [9, вступ] показали, що підземні джерела водопостачання м. Ізмаїл відносяться, головним чином, до джерел 1 класу [32], що свідчить про відповідність питної води нормативним вимогам [30].

Водоспоживання міста складає 25 тис. м³/добу за проектної потужності 43,1 тис. м³/добу. Джерелом водопостачання є 43 артезіанські свердловини. Працюють 32 артсвердловини: «Фортеця» — 12 свердловин, с. Матроска — 14, вул. Нахімова — 5, вул. Чехова — 1. Водозабір з р. Дунай відключений з 1997 р. Глибина артезіанських свердловин 50 — 70 м. Вода зі свердловин видобуваються за допомогою заглибних насосів. Хлорування здійснюється електролізними установками на ВНС «Дунай» та ВНС «Фортеця». У 2012 р. завершено капітальний ремонт хлораторної ВНС 2-го підйому «Фортеця» з установкою електролізного обладнання, нове обладнання введено в експлуатацію з 05.09.12 р.

Водопровід міста працює цілодобово. Території ЗСО водозаборів міськводопроводу огорожені, утримуються задовільно.

Невирішеним питанням є заміна водопровідних мереж. Значна частина водопровідних мереж введена в експлуатацію у 1950-1970 рр., відпрацювала свій нормативний термін експлуатації: 65 % зношені, 35 % перебувають в аварійному стані. За 2013 р. зареєстровано 169 аварій та пошкоджень на водопровідних мережах (у порівнянні 2012 — 145, 2011 — 153, 2010 — 175, 2009 — 124). Аварії ліквідуються своєчасно. Заміна аварійних зношених мереж проводиться не в повному обсязі.

За 12 міс. 2013 р. досліджено питної води за санітарно-мікробіологічними показниками 482 проби (з них не відповідають вимогам — 0); за санітарно-хімічними показниками — 415 проб води, з них не відповідають вимогам 6 проб за органолептичними показниками. За 2012 р. досліджено 669 проб питної води за санітарно-мікробіологічними показниками (нестандартних 0) та 526 за санітарно-хімічними показниками (нестандартні 4 по каламутності та вмісту заліза).

На території міста шахтні колодязі громадського та індивідуального користування відсутні.

В Ізмаїльському районі індивідуальні та громадські каптажі відсутні; громадських шахтних колодязів — 5. За 2012 р. досліджено 792 проб питної води за санітарно-мікробіологічними показниками (нестандартних 27 в т.ч. з колодязів досліджено 35 проб, з них не відповідають вимогам -12 проб) та 680 за санітарно-хімічними показниками (нестандартні 31 проба води, в т.ч. з колодязів досліджено 37, з них не відповідають вимогам по твердості та хлоридам 12 проб).

Під наглядом знаходяться 3 створи спостереження водойм I категорії (р. Дунай). Об'єктами каналізування є об'єднані очисні споруди, які розташовані на території ВАТ «Ізмаїльський целюлозно-картонний комбінат». На очисні споруди надходять господарсько-побутові стоки міста і стоки комбінату.

Загалом по Ізмаїльському району під наглядом знаходяться 8 створів спостереження водойм I та II категорії: I — оз. Катлабух смт Суворове (3); оз. Катлабух, с. Багате (1); р. Дунай, с. Кислиця (1); II — оз. Сафьяни, с. Сафьяни (1); оз. Китай, с. Кислиця (1).

В Ізмаїльському районі кількість джерел централізованого водопостачання — 21; відомчих водопроводів (в т.ч. із відкритих во-

дойм) — 6 (1 — с. Саф'яни, 1 — с. Дунайське, 4 — с. С.Некрасівка); сільські водопроводи (в т.ч. із відкритих водойм) — 4 (с. Броска, Матроска, Лошнівка, Багате).

Джерела децентралізованого водопостачання: колодязі, каптажі, артезіанські колодязі — 8 (5 громадських шахтних колодязів с. Каланчак, Камишівка, Кірнички, Новоозерне, Першотравневе; 1 водороздавальний пункт ТОВ «Грант-сервіс»; 1 артезіанський колодязь ФЛП «Кроїтору» с. Озерне; 1 — ЛОС -50 с. Кислиця).

Водопроводи в незадовільному санітарно-технічному стані відсутні.

Відсоток зношених водопровідних мереж, які потребують заміни — 40 % СК «Чапаєва», с. Саф'яни; 35% — с. Багате; кількість аварій на мережах — 3 (с. Багате).

Подача води цілодобово.

У с. Багате та с. Саф'яни використовують знезаражуючі установки із запасом дезінфектантів.

Відомчий лабораторний контроль проводиться Ізмаїльським міськрайонним відділенням ДУ «Одеського ОГУ ДСЕС»;

В Ізмаїльському районі здійснюється певна робота по виконанню заходів щодо поліпшення стану госпитного забезпечення. Так в селищі Суворове, сс. Кірнички, Н. Покрівка, Першотравневе, Утконосівка, Кам'янка (населені пункти, які не мають власних джерел якісного водозабезпечення), населення оповіщено сільськими (селищною) радами щодо перевізників (постачальників) питної води та джерел якісного водопостачання (свердловина ТОВ «Грант-сервіс», с. Саф'яни).

В 2013 р. проведено очищення та дезінфекцію розподільної мережі в с. Саф'яни (на балансі СК «Чапаєва»), басейнів для зберігання запасів питної води в ДНЗ «Вишенька», ЗОШ та ФАП с. Н. Покрівка; громадського шахтного колодязя с. Камишівка; шахтного колодязю терапевтичного відділення №1 ЦРЛ Ізмаїльського району (с. Кам'янка).

Проведені заходи певною мірою стабілізують ріст інфекційної захворюваності населення району, пов'язаною з вживанням питної води. Однак, радикально поліпшити водопостачання населення Ізмаїльського району неможливо, оскільки районна програма «Пит-

на вода Одеської області в Ізмаїльському районі на 2008-2020 рр.» із 2008 р. не фінансується.

Кілійський район

Для забезпечення населення централізованим водопостачанням у районі функціонує 7 водопроводів: комунальних — 2 (м. Кілія, Вилкове); міжрайонні — 1 (м. Кілія); сільські — 4 (сс. Шевченкове, Ліски, Приморське, Новоселівка) (табл. 2.3).

Комунальний водопровід Кілійського району.

Введений у дію у 1967 р. Належить Кілійській міській громаді, з 2004 року наданий в оренду КП «Світло». Проектна потужність — 4125 м³/добу, фактично у весняно-літній період подається 9500 — 10200 м³/добу. Довжина розвідної мережі 215 km, впродовж розвідної мережі 6 тупикових точок, 60 % мереж зношені і потребують перекладки.

Водозабір з р. Дунай. Зона санітарної охорони місця водозабору в цілому відповідає вимогам: існує огорожа, частковий благоустрій.

Знезараження питної води проводиться зрідженим хлором. Дозаторна установка ЛОНП-100К укомплектована, в робочому стані, змонтовано резервну.

Здійснюється фізико-хімічний та бактеріологічний контроль у відомчій санітарно-гігієнічній і мікробіологічній лабораторії.

У 2013 р. досліджено 359 проб питної води на санітарно-мікробіологічні показники, проведено 718 досліджень, всі відповідали вимогам. На санітарно-хімічні дослідження відібрано 445 проб питної води, проведено 3552 дослідження, 7 не відповідали вимогам (за каламутністю) та 396 проби річкової води (1807 досліджень), всі проби відповідали вимогам.

У 2013 р. фахівцями Кілійського районного управління держсанепідслужби для лабораторного дослідження відібрано на санітарно-мікробіологічні показники 102 проби, не відповідали вимогам 5 проб, що складає 4,9 %; на санітарно-хімічні показники 61 проба, з них 14 не відповідали вимогам, що складає 22,9 %.

Комунальний водопровід м. Вилкове.

Введений у дію в 1967 р. Належить Вилківській міській громаді, переданий в оренду КП «Зміїний» у 1997 р. Проектна і фактична потужність 1000 м³/добу. Довжина розвідної мережі 21,3 км, на мережах 4 тупикових точки. Довжина водопідвідного каналу 510 м. Цільність огорожі зони суворого режиму місця водозабору порушена, водоочисні споруди мають огорожу.

Знезараження питної води проводиться зрідженим хлором. Експлуатуються дві дозаторні установи ЛОНІІ — 100 КМ (одна резервна).

Для лабораторного дослідження на протязі звітного року відібрано для санітарно-мікробіологічного дослідження 60 проб, з них 12 не відповідало вимогам (20 %); для санітарно-хімічного дослідження 35 проб, не відповідало вимогам 25 (71,4 %).

Очисні споруди міжрайонного Кілійського групового водопроводу.

Груповий водопровід забезпечує питною водою сс. Шевченкове, Червоний Яр, Новоселівку, Фурманівку, Василівку, Дмитрівку. У всіх перелічених населених пунктах побудовано водно-насосні станції-підкачки (ВНС) з необхідним комплексом споруд для зберігання питної води, проведення додаткового знезараження та подачі населенню.

Проектна потужність водопроводу 25 тис. м³/добу, фактична 8-9 м³/добу. Вода надається згідно заяв сільських голів.

Джерелом водопостачання Кілійського групового водопроводу є р. Дунай. Після очистки вода знезаражується гіпохлоритом натрію із електролізної установки «Екстра» та поступає в 2 резервуари ємністю 3300 м³ кожний.

На груповому водопроводі існує дві лабораторії — санітарно-хімічна та бактеріологічна.

Відомчою лабораторією у 2013 р. досліджено на санітарно-мікробіологічні показники 395 проб річкової води (790 аналізів), всі відповідали вимогам; на санітарно — хімічні — 13803 проб (26465 аналізів), з них 2 не відповідали вимогам по каламутності, 6 по кольоровості. Питної води на дослідження доставлено 13600 проб, виконано 2819 досліджень, з них всі відповідали вимогам.

Перелік питних водопроводів по Кілійському району станом на 01.01.2014 р. (за 2013 рік)

Таблиця 2.3

№	Населений пункт	Кількість кість насе-лення	Кількість водопроводів	Потужність (м ³ /добу)	Джерело водопостачання	% насе-лення*	Середнє споживання на добу, л/особу
1	м. Кілія	19300	Комунальний водопровід КП «Світло»;	3800, у весняно-літній період -10200, подано 591 тис. м ³	р. Дунай	100%	83
		1832	Кілійський груповий водопровід	В с. Червоний Яр, Василівка, Фурманівка подано 18,2 тис. м ³		72%	18
2	м. Вилкове	5674	Комунальний водопровід КП «Зміїний»	334,5 тис. м ³	р. Дунай	64,8%	161,2
3	с. Шевченкове	5580**	1	95,5 тис. м ³	р. Дунай	100%	217
4	с. Новоселівка	1410***	1	25100 м ³	р. Дунай	100%	89
5	с. Приморське	2000	1	1200 м ³ /добу	канал Дунай-Сасик	100%	98,6
6	с. Ліски	1476	1	250 м ³ /добу	р. Дунай	100%	33,4

* - яке користується водопровідною водою; ** - підключено до мережі 1202 осіб; *** - підключено до мережі 940 осіб

У 2013 р. для санітарно-мікробіологічного дослідження фавіцями СЕС відібрано 9 проб питної води, з них всі відповідали вимогам; на санітарно — хімічні — 14 проб, з них 3 не відповідали вимогам (21,4 %).

ВНС с. Шевченкове.

Побудована в 2006 р. Насосна станція подає населенню очищену та знезаражену груповим водопроводом воду. Потрапляє вода в 2 РЧВ по 1400 м³. Експлуатуючою організацією є КП «Джерело», яке виконує замовлення мешканців на завезення питної води з насосної станції (НС), промивку та знезараження ємностей для зберігання привізної води, усунення аварій на розвідних мережах. На протязі року зареєстровано 5 аварій на розвідних мережах. Довжина розвідної мережі 14390 м, підключено 678 абонентів.

У 2013 р. на санітарно-мікробіологічні дослідження відібрано 13 проб, всі відповідали вимогам, на санітарно-хімічні дослідження — 3 проби, з яких 2 не відповідали вимогам (по каламутності).

ВНС с. Новоселівка.

Функціонує з 2006 р. ВНС подає населенню очищену та знезаражену груповим водопроводом воду. У склад споруд входить електролізна установа, що дає можливість проведення додаткового знезараження питної води. Для обслуговування мереж створено КП «Новоселівський сількомунгосп».

Довжина розвідної мережі 20 км, кількість абонентів 483, на протязі року зареєстровано 3 аварії на розвідних мережах. Користується питною водою 100 % населення.

На санітарно-мікробіологічні дослідження відібрано 10 проб питної води, всі відповідали вимогам, на санітарно-хімічні — 1 проба, яка відповідала вимогам.

Сільський водопровід с. Приморське.

Працює з 1995 р., потужність 1200 м³/добу. Для обслуговування створено КП «Приморське».

Водозабір з каналу Дунай-Сасик. Зона санітарної охорони місця водозабору не огорожена, територія водоочисних споруд має огорожу.

Лабораторний контроль за якістю води не проводиться. Відомча лабораторія проводить дослідження тільки на залишковий

хлор. Усього досліджено 876 проб. Дослідження річкової води у місці водозабору, питної води на санітарно-мікробіологічні та санітарно-мікробіологічні показники проводиться у Кілійському районному відділі лабораторних досліджень. На санітарно-мікробіологічні дослідження доставлено 25 проб, всі відповідали вимогам, на санітарно-хімічні — 10 проб, всі не відповідали вимогам (каламутність, кольоровість)

Сільський водопровід с. Ліски.

Побудовано у 1983 р., проектна потужність 400 м³/добу, фактична — 250 м³/добу. Довжина розвідної мережі 12 км, з них 8,5 км в аварійному стані. Експлуатацію здійснює КП «Дунаєць». Всього абонентів 400. На протязі року зареєстровано 10 аварій.

Впродовж року на санітарно-мікробіологічні та санітарно — хімічні дослідження відібрано по 1 пробі питної води, які не відповідали вимогам.

Проблемними питаннями залишаються реконструкція системи очистки води та ремонт розвідної мережі.

За даними Кілійського районного управління Державної санітарно-епідеміологічної служби України, у 2013 р. неодноразово констатовано невідповідність якості питної води нормативним вимогам. Особливо напружена ситуація склалася на Вилковському водопроводі, який продовжує подавати населенню питну воду, незважаючи на закриття постановою райСЕС у 2010 р., внаслідок відсутності коагуляції та невідповідності санітарним вимогам. В м. Кілія та населених пунктах Кілійського району неодноразово констатувались випадки невідповідності якості води нормативним вимогам: с. Десантне — 2 проби із ємностей зберігання води — каламутність; с. Старі Трояни — ємність кип'яченої води — каламутність, кольоровість; с. Шевченкове — РЧВ — каламутність, кольоровість; м. Кілія — РЧВ Кілійського групового водопроводу — каламутність, кольоровість; с. Приморське — РЧВ — каламутність, кольоровість, залишковий хлор; с. Трудове — ємність зберігання води — каламутність, кольоровість, загальні колі-форми, термостабільна кишкова паличка; с. Шевченкове — ємність — каламутність, кольоровість, загальні колі-форми, термостабільна кишкова паличка; с. Мирне — ємності — каламутність, загальні

колі-форми; с. Фурманове — емність зберігання води — каламутність; с. Василівка — емність зберігання води — каламутність, загальні коли-форми; с. Старі Трояни — громадський колодязь (у полі) — загальні коли-форми, загальне мікробне число.

Ренійський район

Інформація про господарсько-питне водопостачання Ренійського району станом за 2013 р. представлена у табл 2.4.

Кількість джерел централізованого водопостачання складає 18. Один водопровід комунальний із підземних джерел. Відомчих водопроводів 10. Сільських водопроводів 7 із підземних джерел. Джерелами децентралізованого водопостачання є колодязі (49) та один каптаж.

У 2013 році перевірено сільський водопровід с. Нагірне. Виявлено, що зони санітарної охорони визначені не на усіх артезианських свердловинах. Проектна документація про встановлення ЗСО не розроблена. Незадовільний технічний стан 2-х із 6 артезианських свердловин. Водопровідні мережі водопроводів зношені на 50 %. Подача води за графіком. Знезаражуюча установка та запас дезинфектантів відсутні. Не забезпечено виробничий лабораторний контроль за якістю та безпекою питної води відповідно до діючих вимог.

Таблиця 2.4

Об'єкти водопостачання та водовідведення Ренійського району

№	Назва підприємства, відомча підпорядкованість	Адреса
1	Водопровід комунальний КП «Водоканал»	м. Рені, вул. Радянська, 4
2	Водопровід відомчий ПАО «Ренійський м'ясокомбінат»	м. Рені, вул. Весела, 56
3	Водопровід відомчий Ренійський хлібзавод	м. Рені, вул. Пушкіна? 1
4	Водопровід відомчий ПАО «Виноградарь»	м. Рені, вул. Аеродромна, 2

5	Водопровід відомчий ПАО «Придунайський»	м. Рені
6	Водопровід відомчий ГКС «Орловка»	с. Новосельське
7	Водопровід відомчий Ішайльський винцех	с. Плавні
8	Водопровід сільський КП «Гарант»	с. Долинське
9	Водопровід сільський КП «Вікторія» с. Лиманське	с. Лиманське
10	Водопровід сільський КП «Комунальник»	с. Котловина
11	Водопровід сільський КП «Джерело» с. Орловка	с. Орловка
12	Водопровід сільський КП «Успіх»	с. Новосельське
13	Водопровід сільський сільради Плавні	с. Плавні
14	Водопровід сільський КП «Ізвур Карагач»	с. Нагорне
15	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Болградська, 16
16	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Болградська, 36
17	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Болградська, 74
18	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Мала, 10
19	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Мала, 34
20	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Мала, 2
21	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Будагяне
22	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Ст. Разіна
23	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Парашотистів, 30
24	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, кладовище

Продовження таблиці 2.4

25	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, Інтернаціональна, 55
26	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Інтернаціональна, 5 102
27	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Проїзна, 25
28	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Проїзна, 34
29	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Проїзна, 84
30	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Зелена, 36
31	Громадський шахтний колодязь	м. Рені, вул. Мускатна
32	Громадські шахтні колодязі с. Долинське — 17	с. Долинське
33	Громадські шахтні колодязі с. Котловина -15	с. Котловина
34	Каптаж -1	с. Котловина
35	Міська каналізація і очисні споруди міста	м. Рені
36	Очисні споруди нафтоділянки ПАО «Ексімнафтопродукт»	м. Рені
37	БІО-25 ГКС «Орловка»	с. Новосельське
38	БІО-400 КП «Успіх»	с. Новосельське

Виробничий контроль за якістю та безпекою питної води комунального підприємства здійснюється Болградським міжрайонним відділом ДУ «Одеський обласний лабораторний центр Держсанепідслужби України». Виробничий лабораторний контроль не відповідає нормативним вимогам за видами контролю, за переліком показників, періодичністю та за місцями (точками) контролю.

Татарбунарський район

Державним санітарним наглядом охоплено 32 водогони господарсько-питного водопостачання: 1 комунальний, 17 відомчих м. Татарбунари, 13 сільських водогонів та 1 міжрайонний сільський водогін, 16 джерел децентралізованого водопостачання (15 колодязів, 1 каптаж) (табл. 2.5 — 2.7).

Джерелами для 31 водогону є 36 артезіанських свердловин, для міжрайонного групового водогону джерелом є ріка Дунай.

ЗСО суворого режиму артсвердловин організовані на всіх водогоних відповідно до чинних вимог, не організовані на артсвердловинах м. Татарбунари (2 відомчих водогони) та 2 сільських (сс. Маразліївка, Дивізія).

Всі водогони зношені, потребують термінової реконструкції мереж, що підтверджується збільшенням кількості аварій. Реєструється 57 % зношеності водогінної мережі на комунальному водогоні, 17 водопроводах відомчого підпорядкування та 13 сільських водогонів (села Білолісся-4, Безименка, Садове, Тузли, Дивізія-3, Н-Олексіївка, Базар'янка, Маразліївка).

На комунальному водогоні міста відсутнє знезараження води.

На баланс сільських рад передано всі 13 сільських водогонів.

Відомчий лабораторний контроль забезпечено на 15 водогоних району. Всього досліджено на санітарно-мікробіологічні показники — 19 проб води, із них 3 нестандартних (15,7%), на санітарно-хімічні показники досліджено 15 проб, нестандартних 6 (40,0%).

Питна вода не відповідає нормативним вимогам у наступних випадках: по сухому залишку перевищення в 1,5-2,5 рази в м. Татарбунари — комунальний водогін, вул. Кутузова, МТФ № 2; с. Базар'янка, с. Білолісся, с. Дивізія, с. Тузли; по вмісту хлоридів: в м. Татарбунари — комунальний водопровід, МТФ №2, села Базар'янка, Білолісся, Безименка, Маразліївка, Тузли.

В районі функціонує 1 відомча акредитована лабораторія, яка проводить дослідження води водогону.

В районі на обліку знаходиться 16 джерел децентралізованого водопостачання, із них 15 колодязів та 1 каптаж з питною водою в селах: Глибоке, Нерушай — 2, Баштанівка, Дмитрівка, Новоселиця, Лиман — 2, Приморське — 2, Вишневе, Рибальське — 2, Тузли — 2, м. Татарбунари — 1.

Привозне водопостачання по Татарбунарському району за 2013 р.

№	Перелік населених пунктів	К-сть населення	Кіл-сть населення, яке користується привозною водою	%	3 якого джерела доставляється вода	Невідповідність вимогам
1.	м. Татарбунари	10915	1059	9,7	а/с комун. водопровід, джерело с. Баштанівка	сух. залиш, хлориди
2.	с. Борисівка	1709	1709	100	а/с на МТФ і колодязь у полі	сух. залиш.
3.	с. Глибоке	1086	1086	100	Колодязь в селі	Відп.
4.	с. Дмитрівка	4088	4088	100	а/с в с.Н.-Олексіївка, дж. С.Баштанівка	Відп.
5.	с. Трапівка	1000	1000	100	а/свердловина с. Зарічне	Відп.
6.	с. Новоселиця	118	118	100	Колодязь с. Новоселиця	Відп.
7.	с. Зарічне	456	456	100	Колодязь в полі с. Новоселиця	Відп.
8.	с. Нерушай	1867	1867	100	Два колодязя у полі	Відп.
9.	с. Приморське	2001	2001	100	Колодязь в полі	Відп.
10.	с. Лиман	1380	1380	100	2 колодязя в селі	Відп.
11.	с. Вишневе	1311	1311	100	Колодязь в селі	Відп.
12.	с. Рибальське	669	669	100	2 колодязі в полі	Відп.
13.	с. Кочковате	427	427	100	Колодязь в селі	нітраги

Продовження табл. 2.5

14.	с. Райлянка	162	162	100	а/с в с. Маразлівка	Відп.
15.	с. Ж.Яри	702	702	100	а/с в с. Жовгояри	Відп.
16.	с. Нове	140	140	100	а/с в с. Маразлівка	Відп.
17.	с. Тузли	1703	40	2,3	Колодязь в с. В.Банка, а/с	Відп.
18.	с. В.Балка	170	170	100	Колодязь в селі	Відп.
19.	с. Білолісся	1952	30	1,5	а/свердловини села	Відп.
20.	с. Баштанівка	751	100	1,5	Джерело с. Баштанівка	Відп.
21.	с. Спаське	690	50	7,2	Джерело с. Баштанівка	Відп.
22.	с. Струмук	1735	700	40,3	Джерело с. Баштанівка	Відп.
23.	с. Лиманське	78	78	100	а/свердловини с. Дивізія	Відп.
Всього		35111		49,4		
Всього по району		37324	16907	45,3		

Таблиця 2.6

Перелік артсвердловин по Татарбунарському району

№ п/п	Артсвердловини	Розташування	Зона суворого санітарного режиму
комунальний водогін м.Татарбунари			
1.	Артсвердловина №1	в полі	організована
2.	Артсвердловина №3	в полі	організована
3.	Артсвердловина №5	в полі	організована
4.	Артсвердловина №6	в полі	організована
5.	Артсвердловина №7	в полі	організована
відомчі водогони м.Татарбунари			
1.	Артсвердловина	ТОВ «Кедр»	організована
2.	Артсвердловина	Підпр. вет. медицини	організована
3.	Артсвердловина	«ПТАУ- 23»	організована
4.	Артсвердловина	ЦРЛ	організована
5.	Артсвердловина	ЦРЛ (нова)	організована
6.	Артсвердловина	Хлібозавод	організована
7.	Артсвердловина	Молцех	організована
8.	Артсвердловина	АТП-15143	організована
9.	Артсвердловина	ОКС	організована
10.	Артсвердловина	вул. Кооперативна	не організована
11.	Артсвердловина	вул. Барінова	не організована
12.	Артсвердловина	вул. Князева	організована
13.	Артсвердловина	вул. Князева (РТП)	організована
14.	Артсвердловина	вул. Тініста	організована
15.	Артсвердловина	вул. Миру	організована
16.	Артсвердловина	вул. Кутузова	організована
17.	Артсвердловина	МТФ №2	організована

Продовження табл. 2.6

сільські водогони			
1	Артсвердловина	с. Базар'янка — в полі	організована
2	Артсвердловина	с. Безименка — за селом	організована
3	Артсвердловина	с. Садове за селом	організована
4	Артсвердловина	с. Тузли	організована
5	Артсвердловина	с. Маразліївка	не організована
6	Артсвердловина	с. Дивізія, ЛПЗ	організована
7	Артсвердловина	с. Дивізія, Ток№2	організована
8	Артсвердловина	с. Дивізія, вул. Перемоги	організована
9	Артсвердловина	с. Дивізія, вул. Першотрвнева	не організована
10	Артсвердловина	Білолісся, вул. Дубініна	організована
11	Артсвердловина	Білолісся, вул. Першотравнева.	організована
12	Артсвердловина	Білолісся, вул. Жовт. революції	організована
13	Артсвердловина	Білолісся, вул. Миру	організована
14	Артсвердловина	с. Ново-Олексіївка	організована

Дані по населеним пунктам, які мають питні водопроводи по Тагарбунарському району у 2013 р.

№	Перелік населених пунктів	Кількість населення	Кількість питних водопроводів по кожному нас. пункту	Потужність водопроводів в м ³ /добу	Джерело водопостачання, кількість свердловин, які подають воду	% населення, яке користується водопровідною водою	Середнє водоспожив. на 1 ос. на добу, в л.
1.	м. Тагарбунари	10915	1- комунальний, 17- відомчі	450 780	5 артсвердловин 18 артсвердловин	34,4 % (3900) 35,3 % (5572)	130,0 243,7
2	с. Ново-Олексіївка	12	1	50	1 артсвердловина	100 % (12)	200
3.	с. Білоліся	1952	4	240	4 артсвердловини	99,7 % (1861)	102,6
4.	с. Дивізія	1524	3	202	4 артсвердловини	100 % (1530)	96,9
5.	с. Садове	10	1	10	1 артсвердловина	100 % (104)	30,0
6.	с. Маразліївка	313	1	32	1 артсвердловина	100 % (255)	97,2
7.	с. Безименка	268	1	56	1 артсвердловин	100 % (266)	145,4
8.	с. Базар'янка	1034	1	190	2 артсвердловини	100 % (932)	98
9.	с. Тузли	1703	1	72	1 артсвердловина	95,3 % (1622)	102

Продовження табл. 2.7

10.	с. Струмук	1735	1	450	поверхневе джерело.	58,8 % (1018)	100
11.	с. Спаське	690	-	450	поверхневе джерело	40,2 % (609)	100
12.	с. Баштанівка	785	-	450	поверхневе джерело	24,9 % (200)	100
Всього		20946	3 водопроводи	2	38 артсвердловин; 1 відомчий водопровід	86,5 % (20416)	
Всього по району		37324				54,7 %	

За санітарно-хімічними показниками в 2012 р. вода не відповідала нормативним вимогам в 33,3 % проб, за санітарно-мікробіологічними в 29,09 % проб.

Протягом останніх років на території рекреаційних зон району встановлені 4 системи очистки води (рекреаційна зона Расейка — б/в «Південий Буг», рекреаційна зона Катранка — Лиманська сільрада, б/в «Мрія», б/в «Лиман»), Це привело до покращення якості води. За санітарно — хімічними показниками вода після очищення на 100 % відповідає нормативам для питної води, за санітарно-мікробіологічними показниками відсоток нестандартних проб знизився більш ніж в 2 рази.

В м. Татарбунари встановлена лінія по очищенню води та 2 пункти з продажу очищеної води.

В Татарбунарському районі в більшості випадків (до 90 %) для приготування їжі для дітей від 0 до 3 років батьки використовують бутильовану воду. Останні 10 % батьків користуються водою з водогонів сс. Дивізія, Струмок, Спаське, Білолісся та привізною з джерела с. Баштанівка. Вода з колодязів індивідуального користування в районі не використовується для питних потреб.

За 2013 р. досліджено 25 проб води з колодязів громадського користування за санітарно-мікробіологічними показниками (нестандартних 3), за санітарно-хімічними показниками 20 проб (не відповідає нормативам 1 — с. Лиман № 3 (жорсткість, хлориди).

2.3. Оцінка стану водних об'єктів Українського Придунав'я за фізико-хімічними та санітарно-хімічними показниками

В якості матеріалів використана звітна документація Одеської державної санітарно-епідеміологічної служби за 2009-2013 рр. та результати досліджень якості води поверхневих водойм, які проведені у санітарно-хімічних та санітарно-мікробіологічних лабораторіях районних санітарно-епідеміологічних станцій м. Ізмаїл, Ізмаїльського, Кілійського, Ренійського, Болградського та Татарбунарського районів Одеської області впродовж 2009-2013 рр.

Якість води поверхневих водойм оцінювали за наступними показниками: фізико-хімічними — кольоровість, каламутність, прозорість, запах, рН, лужність, загальна твердість, кальцій, магній, натрій і калій, бікарбонати, сульфати, хлориди, сухий залишок, перманганатна окиснюваність (ПО); санітарно-хімічними — аміак, нітрити, нітрати, залізо, фториди, мідь, цинк, марганець, хром, свинець, нікель, кадмій, нафтопродукти; санітарно-мікробіологічними — загальне мікробне число (ЗМЧ), індекс бактерій групи кишкових паличок (БГКП).

Стан р. Дунай оцінювали за даними досліджень в м. Ізмаїл, Рені, Кілія, Вилкове. Отримані результати фізико-хімічних та санітарно-хімічних досліджень води оцінювали на їх відповідність вимогам чинних нормативних документів ДСТУ 4808:2007 [32] та СанПіН № 4630-88 [33].

Аналіз показує, що в цілому вода р. Дунай впродовж всього періоду досліджень у всіх точках відбору за основними фізико-хімічними показниками відповідала чинним вимогам ДСТУ 4808:2007 до джерел 1-2 класу якості [32], за винятком рН (1-3), оскільки даний показник суттєво коливався від 6,45 до 8,20 (м. Ізмаїл), 6,78-8,17 (м. Рені), 7,5-8,37 (м. Кілія), 6,98-9,19 (м. Вилкове). Що стосується вимог СанПіН № 4630-88 [33] відзначається повна відповідність, за винятком прозорості для досить великої частини зразків.

Санітарно-хімічні показники для всіх чотирьох об'єктів суттєво не вирізнялися стосовно параметрів відповідності/невідповідності. За вмістом заліза, фтору, кремнію, кадмію, свинцю, цинку, хрому шестивалентного, марганцю, міді проби води р. Дунай в різні періоди моніторингу відносились до 1,2 класу якості [32] або відповідали нормативу [33]. Для нафтопродуктів є певні відмінності: якщо за СанПіН № 4630-88 [33] це відповідність, то за більш жорстким нормативом [32] — це 2,3 клас якості. Такі ж розбіжності нормування стосуються вмісту аміаку, нітритів та нітратів: якщо СанПіН № 4630-88 [33] такі значення трактував як відповідність вимогам, то більш жорсткий норматив [32] відносить ці води до 2,3 (аміак), 2-4 (нітрити), 4 (нітрати) класу якості.

За даними лабораторії Дунайського басейнового управління водних ресурсів (ЛДБУВР) середній вміст неорганічних сполук азоту у воді Дунаю становить 1,55 mg/l. Якщо порівняти їх з тими, які встановлені санепідсужбою, з'ясується наступне: у м. Ізмаїл коливання становили (mg/l³): від 6,346 до 15,011, у м. Рені — 4,14 — 11,747, у м. Кілія — 2,348 — 10,626, м. Вилкове — 2,488 — 7,346. Тобто, ці цифри перевищують перші у 4,1 — 9,7; 2,7 — 7,6; 1,5 — 6,8; 1,6 — 5,0 разів.

Якщо зважати на те, що надмірна евтрофікація водойм починається при вмісті у воді азоту в концентрації 0,2-0,3 mg/l, такі рівні забруднення сполуками азоту слід розглядати як загрозливі для р. Дунай у визначених точках відбору за період спостережень.

Результати фізико-хімічних та санітарно-хімічних досліджень води із зрошувального каналу р. Дунай — оз. Сасик та в самому оз. Сасик свідчать про різке погіршення якості води р. Дунай майже за всіма показниками. За СанПіН № 4630-88 [33] більшість проб не відповідає вимогам за показниками прозорості, хлоридів, сульфатів, натрію, сухого залишку. Якщо порівнювати (за ДСТУ 4808:2007) [32] ці дані із результатами оцінки дунайської води, з'ясується, що за кольоровістю якість погіршується від 2 до 2 — 4 класу; окиснюваністю — від 1,2 до 2,3; загальної жорсткістю — від 2 до 2-4; магнієм — від 2 до 3,4; хлоридами — від 1 до 1-4; сульфатами — від 1,2 до 2-4; сухим залишком — від 1 до 4; рН — від 1-3 до 3 класу якості. Слід зазначити, що фактично результати досліджень води каналу слід розглядати як орієнтовні, оскільки в зразку 1 визначені лише хлориди, натрій та калій, в зразку 2 не визначені натрій та калій, в зразку 3 не визначені сульфати, зразок 4 не може аналізуватися, оскільки дані настільки різняться від попередніх, що їх не можна вважати репрезентативними. Якщо порівнювати зразки, які відібрано у каналі, із даними якості дунайської води за хлоридами, то можна зазначити стрімкий ріст концентрації цих аніонів від 28,42 до 468, 0 і від 21,25 до 1133 mg/l, тобто у 16,7 та 54 рази відповідно. Порівняння показника сухого залишку дунайської води та води оз. Сасик (рис. 2.1) свідчить про його різке підвищення. Це ж характерне для показника перманганатної окиснюваності (рис. 2.2), яка для

зазначених зразків підвищується в 1,4; 2,2; 4,7; 1,8; 1,2; 1,5; 2,5; 2,1; 1,9 рази.

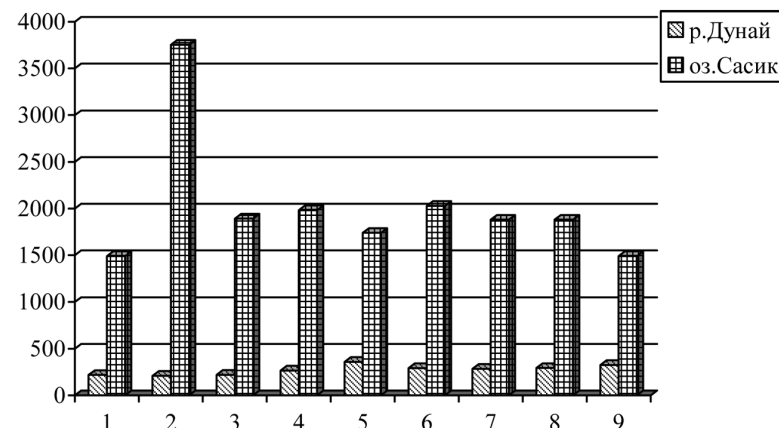


Рис. 2.1. Порівняння показника сухого залишку (mg/l) дунайської води та води оз. Сасик.

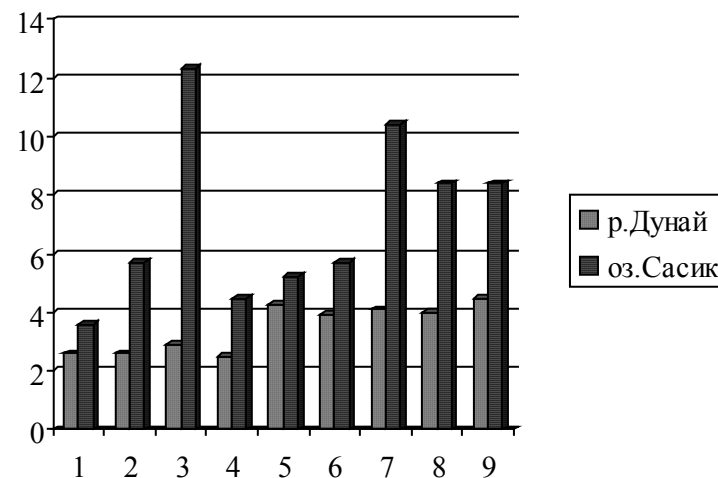


Рис. 2.2. Порівняння показника перманганатної окиснюваності (mg/l) дунайської води та води зрошувального каналу р. Дунай — оз. Сасик та оз. Сасик.

В оз. Сасик спостерігається тенденція збереження підвищеного вмісту неорганічних сполук азоту у воді Дунаю (2,63 — 10,63 mg/l), які перевищують середньо-статистичний рівень у 1,7 — 6,9 разів. Будь-якого погіршення стану цього озера за санітарно-хімічними показниками не констатовано.

Різке погіршення якості дунайської води протягом транспортування каналом та у самому оз. Сасик демонструється також при порівнянні показника кольоровості (рис. 2.3).

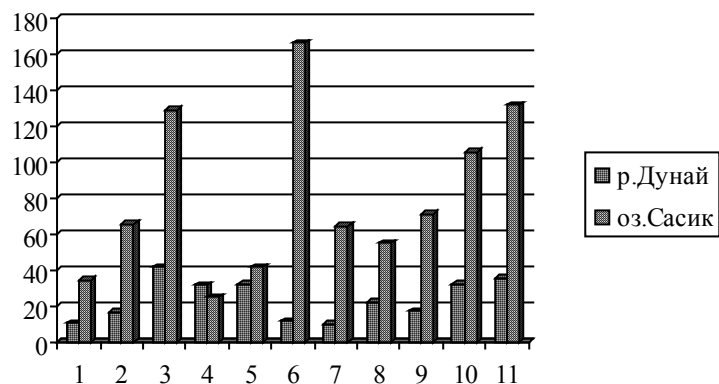


Рис. 2.3. Порівняння показника кольоровості дунайської води та води зрошувального каналу р. Дунай - оз. Сасик та оз. Сасик.

При аналізі результатів фізико-хімічних та санітарно-хімічних досліджень води озер Китай, Кагул, Ялпуг, Каталабух звертає увагу стан якості озер Китай та Каталабух. У оз. Китай спостерігається висока кольоровість 108,62, 128,7 (у середньому 118,65), яка у 5,2 рази перевищує середньостатистичний показник (22,8) для зразків дунайської води.

Продовження порівняння фізико-хімічного стану дунайської води і води оз. Каталабух та оз. Китай, показує наступне: за показниками окиснюваності, лужності, загальної жорсткості, а також кальцію, магнію, хлоридів, сульфатів, бікарбонатів, натрію, су-

хого залишку (рис. 2.4) вода названих озер перевищує дунайську воду у 3,7 і 4,1; 2,2 і 1,7; 4,2 і 9,3; 1,5 і 2,9; 9,8 і 22,7; 17,3 і 31,4; 21 і 48,5; 18,8 і 1,5; 28 і 59,6; 4 і 4,3; 8,9 і 17,6 разів відповідно.

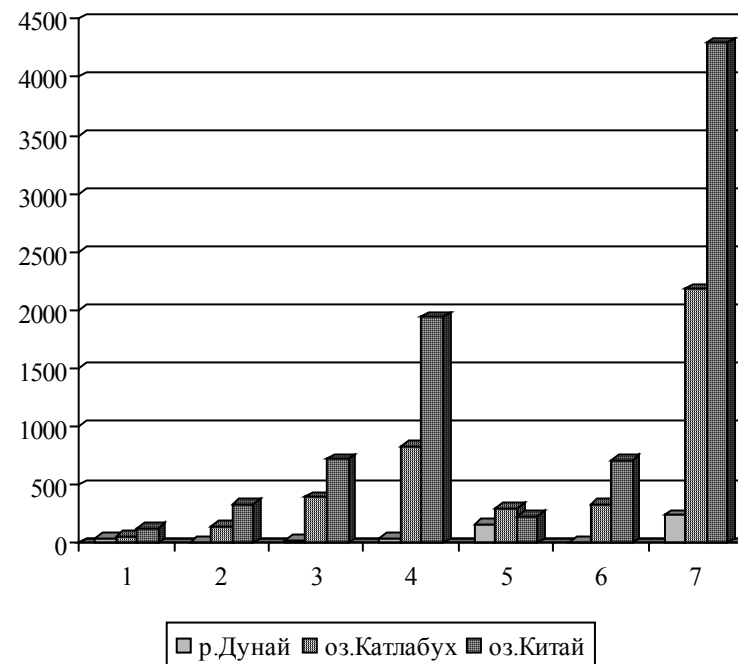


Рис. 2.4. Порівняння показників сухого залишку та макрокомпонентного складу (mg/l) дунайської води і води оз. Катлабух та оз. Китай (1 – кальцій, 2 – магній, 3 – хлориди, 4 – сульфати, 5 – бікарбонати, 6 – натрій, 7 - сухий залишок).

Для санітарно-хімічних показників слід зазначити високі цифри неорганічного азоту у воді оз. Китай 18,522 та 10,499, які перевищують середньо-статистичний рівень у 11,9 — 6,8 разів. Це підтверджує дані ЛДБУВР, які свідчать про те, що цей об'єкт знаходиться у найгіршому стані, у порівнянні із останніми, і відноситься до категорії «брудних».

2.4. Результати моніторингу санітарно-мікробіологічного стану водних об'єктів Українського Придунав'я у місцях водокористування населення

Результати моніторингу стану водних об'єктів Українського Придунав'я у місцях водокористування населення у 2009-2013 рр. наведено на рис. 2.5 — 2.8.

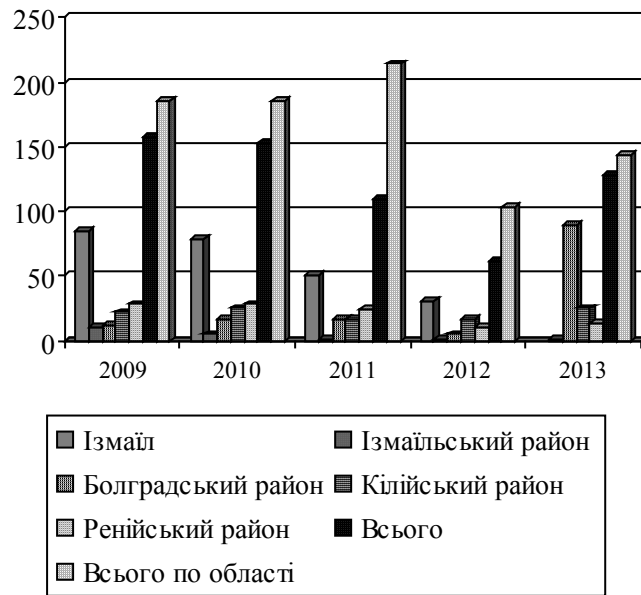


Рис. 2.5 Порівняльна характеристика невідповідності якості нормативним вимогам за санітарно-мікробіологічними показниками води водойм 1 категорії (ріки, канали) Українського Придунав'я у місцях водокористування населення за даними моніторингу 2009-2013 рр.

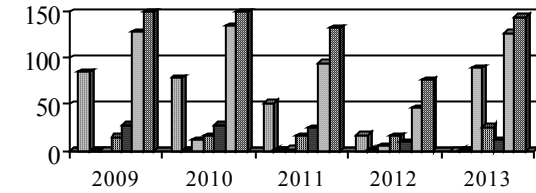


Рис. 2.6 Порівняльна характеристика невідповідності якості нормативним вимогам за індексом ЛКП води водойм 1 категорії (ріки, канали) Українського Придунав'я у місцях водокористування населення за даними моніторингу 2009-2013 рр.

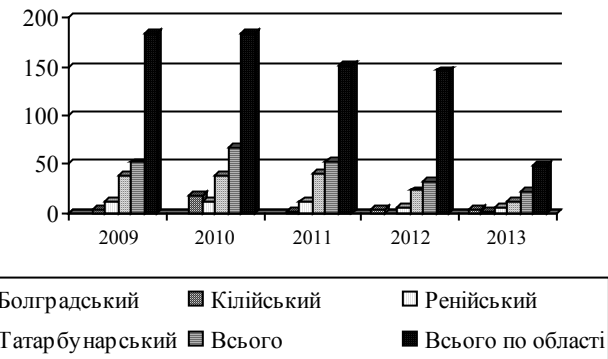


Рис. 2.7 Порівняльна характеристика невідповідності якості нормативним вимогам за санітарно-мікробіологічними показниками води водойм 2 категорії (озера, лимани) Українського Придунав'я у місцях водокористування населення за даними моніторингу 2009-2013 рр.

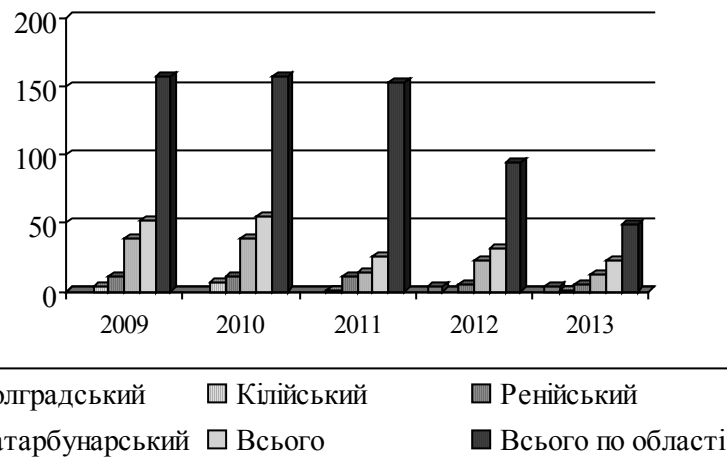


Рис. 2.8 Порівняльна характеристика невідповідності якості нормативним вимогам за індексом ЛКП води водойм 2 категорії (озера, лимани) Українського Придунав'я у місцях водокористування населення за даними моніторингу 2009-2013 рр.

Слід зазначити 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 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 порівнювати ці показники сумарно по всім районах з даними по області (рис. 2.5 — 2.8), з'ясується, що питома вага проб, які не відповідають нормативним вимогам, є дуже значною.

2.5. Результати моніторингу водних об'єктів Українського Придунав'я за даними лабораторії Дунайського басейнового управління водних ресурсів (ДБУВР).

Відповідно до Програми державного моніторингу довкілля проведено спостереження за якістю вод 13 поверхневих водних об'єктів, у 18 контрольних створах. Це р. Дунай, придунайські озера-водосховища Кагул, Ялпуг-Кугурлуй, Китай, Катлабух та 8 малих річок (табл. 2.8).

Таблиця 2.8

Об'єкти та пункти спостережень

Найменування водного об'єкту	Найменування та місце розташування пунктів спостережень (створу)
р. Дунай	163 км від гирла ріки, м. Рені, кордон з Румунією 94 км від гирла, м. Ізмаїл, питний водозабір 48 км від гирла, м. Кілія, питний водозабір 20 км від гирла, м. Вилкове, питний водозабір
оз. Кагул	ГНС Нагірне; відстань від с. Нагірне Ренійського району — 3 км
оз. Китай	Червоноярська ГНС; відстань від с. Червоний Яр Кілійського району — 3 км
р. Ялпуг	впадає в оз. Ялпуг-Кугурлуй; 5,4 км від гирла; с. Табаки Болградського району, кордон з Молдовою
р. Карасулак	впадає в оз. Ялпуг-Кугурлуй; 3,3 км від гирла по руслу ріки; с. Криничне Болградського району
р. Великий Катлабух	впадає в оз. Катлабух, 2 км від гирла по руслу ріки, а/д міст на трасі Ізмаїл — Одеса
р. Малий Катлабух	впадає в оз. Катлабух; 2,2 км від гирла по руслу ріки, а/д міст на трасі Ізмаїл — Одеса
р. Ташбунар	впадає в оз. Катлабух; 1,4 км від гирла по руслу ріки, а/д міст

Продовження таблиці 2.8

р. Єніка	впадає в оз. Катлабух; 0,1 км від гирла по руслу ріки, с. Першотравневе Ізмаїльського району
р. Аліяга	впадає в оз. Китай; 4,8 км від гирла по руслу ріки, а/д міст на трасі Ізмаїл — Одеса
р. Киргиж-Китай	впадає в оз. Китай; 49 км від гирла по руслу ріки, с. М. Ярославець, кордон з Молдовою
	4,2 км від гирла по руслу ріки, а/д міст

Загалом у 2012 році проаналізовано 130 проб поверхневих вод, які надано у табл. 2.9.

Таблиця 2.9

Водні об'єкти та кількість відібраних (проаналізованих) проб

Водні об'єкти	Кількість відібраних та проаналізованих проб за рік
р. Дунай	41
оз. Кагул	11
оз. Ялпуг-Кугурлуй	25
оз. Катлабух	10
оз. Китай	11
р. Ялпуг	5
р. Карасулак	4
р. В. Катлабух	3
р. Єніка	4
р. Ташбунар	2
р. Киргиж-Китай — 49 км від гирла, кордон з Молдовою	3
р. Киргиж-Китай 4,2 км від гирла	2
р. Аліяга	2
р. М. Катлабух	1

Максимальна величина БСК₂₀ була зафіксована у пробі, відібраній 20 березня, і становила 8,5 mg/l; максимальна величина ХСК — 20,6 mg/l (20 лютого); максимальна концентрація марганцю — 0,2 mg/l (12 грудня).

У транскордонному створі м. Вилкове у 2012 р. виявлено 13 випадків перевищення допустимих величин за показниками: БСК (6 випадків), ХСК (2 випадки), марганець (2 випадки), феноли (3 випадки).

У пробі, відібраній 14 березня, величина БСК₂₀ становила 10,7 mg/l (перевищення гігієнічного нормативу якості води у 3,6 раз).

Максимальна концентрація марганцю була зафіксована у пробі води, відібраній 14 серпня, і становила 0,340 mg/l (перевищення ГДК у 3,4 раз).

Загалом, за звітний період у чотирьох пунктах спостереження (мм. Рені, Ізмаїл, Кілія, Вилкове) було зафіксовано 57 випадків перевищення допустимих величин за 4-ма показниками: БСК, ХСК, марганець, феноли.

У 2011 р. на спільній україно-румунській частині Дунаю спостерігалось 63 випадки перевищення нормативів якості води за СанПіН 4630-88 (БСК₂₀ та ХСК).

Перевищення ГДК за СанПіН 4630-88 [33] за іншими показниками на українській частині р. Дунай зафіксовано не було.

Оцінку рівня забрудненості здійснювали згідно з КНД 211.1.1.106-2003 «Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод в системі Мінекоресурсів» (додаток 1) [34]. Розраховане значення коефіцієнта забрудненості (КЗ) для р. Дунай у транскордонному пункті спостереження м. Рені дорівнює 1,079; у м. Вилкове — 1,074. Рівень забрудненості води — «слабко забруднена».

Контролюється якість поверхневих вод ще у двох транскордонних створах: р. Ялпуг (с. Табаки, кордон з Молдовою); р. Киргиж-Китай (с. М. Ярославець, кордон з Молдовою).

Впродовж 2012 р. з р. Ялпуг відібрано п'ять проб води. При цьому об'єм води в річці у контрольному створі різко змінювався в різні місяці — річка майже пересихала в травні та жовтні, а під час та після зливових дощів та мокрого снігу (в липні та

грудні) рівні води значно зростали. Через це склад води у відібраних пробах також різко змінювався.

Так, загальна мінералізація води коливалась від 2170 mg/l (12.12.2012 р.) до 9437 mg/l (21.05.2012 р.), величина ХСК — від 58 mg/l (20.03.12) до 200 mg/l (21.05.12).

У всіх відібраних пробах вміст хлоридів, сульфатів, величина сухого залишку, БСК та ХСК не відповідали нормативам якості води за СанПіН 4630-88 [33] (перевищення від 1,5 до 13 раз).

У пробі води, відібраній з річки у березні, вміст нітрат-іонів перевищував ГДК у 1,4 рази.

Вміст марганцю перевищував ГДК (до 2,9 раз) у пробах, відібраних у травні та липні 2012 р.

У попередні роки такого значного та стрімкого зростання мінералізації та погіршення якості води взагалі не спостерігалось.

Розраховане значення КЗ для р. Ялпуг у транскордонному пункті спостереження — 3,87. Рівень забрудненості води — «помірно забруднена».

З р. Киргиз-Китай у звітному періоді на кордоні з Молдовою було відібрано три проби води.

Величини сухого залишку, БСК, ХСК, сульфатів, у всіх відібраних пробах перевищують допустимі величини від 3 до 7 разів.

У пробі води, відібраній з річки 17 січня 2012 р., вміст нітратів становив 92 mg/l (перевищення ГДК у 2 рази), марганцю — 1,0 mg/l (перевищення ГДК у 10 разів), ХСК — 99 mg/l, нітрит-іонів — 3,8 mg/l (1,1 ГДК).

Вміст марганцю у всіх відібраних пробах перевищував ГДК від 10 до 15 раз.

Розраховане значення КЗ для р. Киргиз-Китай у транскордонному пункті спостереження — 4,48.

Характеристика стану водних об'єктів у місцях водозаборів, що використовуються як джерела питного водопостачання

Якість води контролювали на чотирьох питних водозаборах (ВЗ): мм. Ізмаїл, Кілія, Вилкове, Болград.

Впродовж року на питному ВЗ м. Ізмаїл було відібрано 13 проб води, м. Вилкове — 12, Кілії — 5.

У 2012 р. в р. Дунай на питному ВЗ м. Ізмаїл спостерігалось десять випадків перевищення допустимих величин за БСК₂₀ (до 2,7 раз), чотири — за ХСК, три — за фенолами, один — за марганцем (2,9 раз).

На питному ВЗ м. Кілія було зафіксовано чотири перевищення нормативів якості води за БСК (до 2 раз), одне — за ХСК (до 1,3 раз), два — за марганцем (до 2,5 раз).

У пробах води, відібраних з р. Дунай на питному ВЗ м. Вилкове, було виявлено вісім випадків перевищення гігієнічних вимог за БСК (до 3,6 раз) та ХСК (до 1,3 раз) і п'ять випадків перевищення ГДК за фенолами та марганцем (до 3,4 раз).

67 % всіх проб, відібраних з р. Дунай на питних ВЗ у 2012 р. не відповідало гігієнічним вимогам СанПіН 4630-88 [33] за БСК і 35 % проб — за ХСК (показники, що характеризують забруднення води органічними речовинами).

В цілому, кількість проб, які не відповідали нормативам якості води за показниками БСК та ХСК у 2012 р. зменшилась у порівнянні з 2011 р., проте у 33 % відібраних проб зафіксовано перевищення ГДК за марганцем та фенолами.

З озера Ялпуг на Болградському питному ВЗ (с. Оксамитне) відібрана 21 проба води.

У всіх відібраних пробах вміст розчинених органічних сполук за показниками БСК та ХСК перевищував нормативи якості води за СанПіН 4630-88 [33] в середньому в три — чотири рази.

Мінералізація води (за сухим залишком) перевищувала гігієнічні вимоги за СанПіН 4630-88 [3] у десяти відібраних пробах (в середньому у 1,1 рази).

Концентрації марганцю перевищували ГДК за СанПіН 4630-88 у чотирьох пробах (3 та 24 липня, 15 серпня та 12 грудня 2012 р.) від 1,1 до 3,4 раз.

Зафіксовано 13 випадків перевищення ГДК за фенолами. Максимальна концентрація 0,007 mg/l (7 ГДК) зафіксована у пробі, відібраній 17 липня 2012 р.

У 5 пробах величина рН перевищувала допустиму величину 8,5.

Загалом, у 2012 р. спостерігалось 82 випадки перевищення нормативів якості води за показниками ХСК, БСК, мінералізації, рН, марганця та фенолів. У 2011 р. зафіксовано 44 випадки перевищення допустимих величин.

Величина КЗ для цього пункту спостереження склала 1,76. Рівень забрудненості води — «слабко забруднена».

**Аналіз змін стану водних об'єктів
за результатами спостережень та лабораторних
вимірювань**

Ріка Дунай. У 2012 р. середньорічна величина мінералізації води на українській частині ріки становила 317 mg/l, у 2011 — 351 mg/l. Згідно методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями [35] за рівнем мінералізації вода в річці належить до I класу якості — «прісних», «гіпогалинних вод».

У порівнянні з 2011 р. на українській частині Дунаю у всіх пунктах спостереження зменшились середньорічні величини вмісту завислих речовин, азоту амонійного, ХСК. Проте збільшились середні за рік значення концентрацій марганцю, цинку, фенолів.

Як видно з табл. 2.10, значення КЗ для р. Дунай у 2012 р. дещо зменшились у порівнянні з минулим роком у пунктах спостереження м. Рені та м. Вилкове; у пунктах спостереження мм. Ізмаїл та Кілія — збільшились (за рахунок підвищеного вмісту марганцю в пробах).

Оз. Ялпуг. У 2012 р. з озера було відібрано 25 проб води: 21 — у пункті спостереження питний водозабір м. Болград, 4 — у с. Нова Некрасівка.

З січня по травень 2012 р. рівні води в озері були значно нижчі НПР (нормального підпірного рівня); в червні озеро наповнилося до максимальної відмітки 2,51 м (метра Балтійської системи (мБС) (при НПР 2,80 м). З липня по грудень спрацювання рівня води в озері склало більше 0,5 м (середній рівень води в озері у грудні — 1,95 м).

**Загальна оцінка рівня забрудненості
української ділянки ріки Дунай
у 2011 — 2012 р. у 4-х пунктах спостережень**

Пункти спостережень	м. Рені	м. Ізмаїл	м. Кілія	м. Вилкове
2012	1,079	1,085	1,10	1,074
2011	1,087	1,084	1,07	1,071
Рівень забрудненості	Слабко забруднені			

Середньорічна величина мінералізації води у 2012 р. в оз. Ялпуг у пункті спостереження Болградський питний ВЗ склала 1056 mg/l, у 2011 р. вона становила 991 mg/l.

За критерієм мінералізації вода у цьому пункті спостереження може бути віднесена до класу «солонуватих», «β-мезогалинних» вод [35].

Середньорічна величина мінералізації води в Кугурлуї (с. Нова Некрасівка) у 2012 р. дорівнювала 749 mg/l (у 2011 р. — 742 mg/l).

У цьому пункті спостереження вода за вмістом компонентів сольового складу відноситься до класу «прісних», «олігогалинних» вод.

Якість води в озері у двох пунктах спостереження погіршилася за такими показниками — збільшились середньорічні величини вмісту завислих речовин, всіх неорганічних сполук азоту, марганцю, фенолів.

Коефіцієнт забрудненості води у 2012 р. у пункті спостереження питний водозабір м. Болград склав 1,76, у с. Нова Некрасівка — 1,54 (у 2011 році — 1,49).

Рівень забрудненості води в озері Ялпуг-Кугурлуї — «слабко забруднена».

Оз. Кагул. Внаслідок низьких рівнів води в Дунаї у квітні — травні 2012 р. озеро-водосховище не було наповнено до НПР. Максимальний рівень води, до якого наповнили озеро — 3,32 мБС (при НПР 3,5 м).

За критерієм мінералізації вода в озері належить до класу «прісних», «гіпогалінних вод».

Середньорічна величина мінералізації у 2012 р. (445 mg/l) майже не змінилась у порівнянні з 2011 р. (441 mg/l).

Проте у порівнянні з 2011 р. в 1,3 раз збільшились середньорічні величини розчинених органічних сполук (ХСК, БСК); влітку спостерігалось «цвітіння» води. Також зросли середньорічні значення вмісту азоту амонійного (у 1,6 раз), нітритів (1,3 раз), марганцю, фенолів.

У пробі води, відібраній з озера 12.12.2012 р., вміст азоту амонійного становив 0,792 mg/l (у попередній період вміст азоту амонійного коливався від 0,089 до 0,287 mg/l). Можлива причина такого значного забруднення досліджується.

Середньорічна величина ХСК дорівнювала 59,5 mg/l, БСК₂₀ — 18,4 mg/l, що перевищувало допустимі величини у 4 і 8 раз відповідно.

Коефіцієнт забрудненості збільшився з 1,85 у 2011 р. до 2,2 у 2012 р. Рівень забрудненості води — «слабко забруднена».

Оз. Катлабух. Впродовж 2012 р. рівні води в озері були дуже низькими. Максимальна відмітка, до якої було наповнено озеро у червні — 1,17 мБС (при НПР 1,7 м). Мінімальні рівні води в озері спостерігались у жовтні — листопаді (до 0,61 м).

У порівнянні з минулим роком середньорічне значення мінералізації води в озері у 2012 р. зросло в 1,3 рази і становило 2326 mg/l.

На рис. 2.9 показано графік зміни середньорічних значень мінералізації води в озері за роки спостережень.

За рівнем мінералізації вода в озері належить до класу «солонуватих», «β-мезогалінних» вод.

Також збільшились (у порівнянні з 2011 роком) середньорічні величини таких показників: вмісту завислих речовин (у 2 рази), азоту амонійного (1,2 раз), нітритів, нітратів, заліза (1,4 рази), цинку, марганцю, фенолів, ХСК та БСК. Середньорічна величина ХСК у звітному році склала 114 mg/l, середньорічна величина БСК₂₀ дорівнювала 21,7 mg/l; це більш ніж у 7 разів перевищувало нормативи якості води за СанПіН 4630-88 [33].

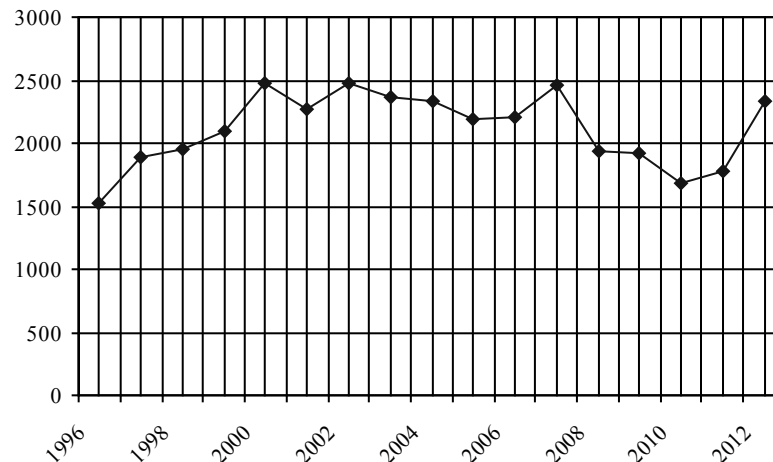


Рис. 2.9 Зміна середньорічних величин загальної мінералізації води в оз. Катлабух у 1996 — 2012 рр.

Влітку, а також у вересні та жовтні, внаслідок високих температур, дуже низьких рівнів води та значної кількості біогенних речовин в озері спостерігалось «цвітіння» води. Концентрація розчиненого кисню у пробах води була низькою (від 5,9 до 3,0 mg/l). У пробі води, відібраній з озера у жовтні, при мінімальних рівнях води, виявлені найвищі за рік величини ХСК (155 mg/l), рН (8,7), мінералізації (2605 mg/l), вмісту фосфат-іонів (0,168 mg/l), фенолів (0,0126 mg/l).

В цілому, значення коефіцієнту забрудненості для оз. Катлабух у 2012 р. збільшилось до 2,98. Таке значне погіршення якості води в озері обумовлено надто низькими рівнями води, антропогенним навантаженням, внутрішніми процесами в озері.

Оз. Кумаї. Впродовж двох останніх років озеро внаслідок низьких рівнів води в р. Дунай не було наповнено до НПР (1,5 мБС). У 2012 р. максимальна відмітка рівня води в озері становила 1,0 м (у червні), мінімальна — 0,43 м (в листопаді). В жовтні — грудні відмітки рівня води в озері були нижчі рівня

мертвого об'єму (РМО) (0,6 м). Внаслідок надто низьких рівнів води в озері, високих температур і інтенсивного випаровування води збільшилось забруднення розчиненими мінеральними і органічними речовинами.

На рис. 2.10 показано збільшення загальної мінералізації води в озері у 2012 р.

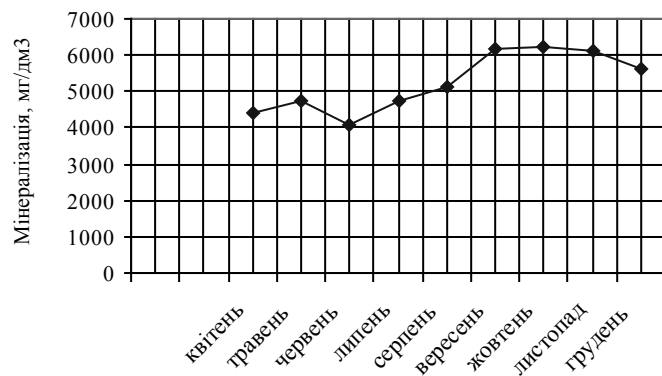


Рис. 2.10 Зміна загальної мінералізації води в оз. Китай у 2012 р.

Середньорічна величина ХСК дорівнювала 176,8 mg/l, середньорічна величина БСК₂₀ — 32,6 mg/l (перевищувала допустимі величини в 11 раз).

В цілому, коефіцієнт забрудненості води для оз. Китай зріс до 5,03.

За рівнем забрудненості вода в озері належить до «брудних».

Мінералізація води у пробі, відібраній з озера 16 жовтня 2012 р., була найбільшою за весь період спостережень з 1995 р. — 6202 mg/l.

Середньорічна величина мінералізації води у звітному періоді збільшилась в 1,3 рази (у порівнянні з минулим роком) і склала 5140 mg/l.

З травня по листопад в озері спостерігалось інтенсивне розмноження фітопланктону («цвітіння» води); зростання величини рН до 9,1; ХСК — до 237 mg/l.

Слід зазначити, що якість води в озері у 2012 р. дуже суттєво погіршилась майже по всіх показниках. Середньорічні величини вмісту завислих речовин, нітрит- та нітрат-іонів, загального фосфору, марганцю, фенолів, окислюваності перманганатної, ХСК та БСК₂₀ у 2012 р. найвищі за весь період спостережень.

На рис. 2.11 наведено графік зміни середньорічних значень мінералізації води в оз. Китай за роки спостережень.

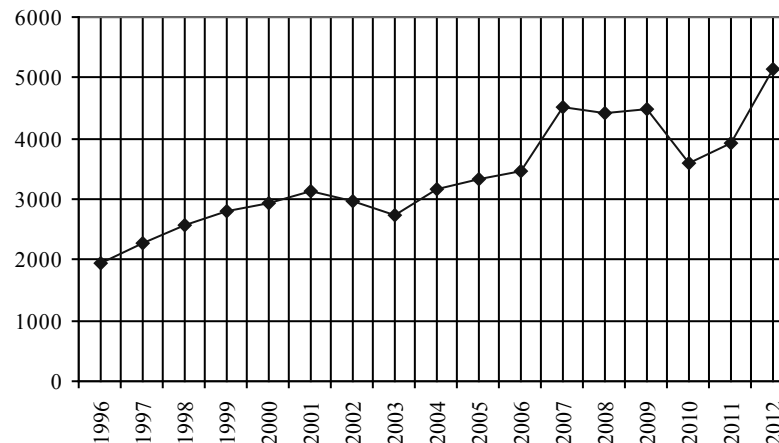


Рис. 2.11 Зміна середньорічних величин загальної мінералізації води в оз. Китай у 1996 — 2012 рр.

Малі ріки, що впадають в оз. Ялпуг. У 2012 р. середньорічна величина мінералізації води в р. Ялпуг (5283 mg/l) збільшилась у порівнянні з 2011 р. на 1394 mg/дм³ (36 %). Також зросли середньорічні величини вмісту завислих речовин, азоту амонійного (у 1,3 раз), фосфатів (у 6,7 раз), загального фосфору (у 2 рази), заліза (у 1,2 рази), марганцю, фенолів.

Середньорічні значення концентрацій фосфатів, заліза, марганцю, фенолів у звітному періоді були найвищими за весь період спостережень.

В цілому, рівень забрудненості води в річці у звітному періоді збільшився. У 2011 р. КЗ становив 3,04, у 2012 — 3,87. Рівень забрудненості води — «помірно забруднена».

У 2012 р. з р. Карасулак відібрали чотири проби води.

Як і у випадку з р. Ялпуг, об'єм води і склад води у відібраних пробах в р. Карасулак у контрольному створі різко змінювався в різні місяці.

Загальна мінералізація води коливалась від 5134 mg/l (21.05.2012 р.) до 1571 mg/l (12.12.2012 р.), величина ХСК — від 104 mg/l (17.07.12) до 71 mg/l (12.12.2012).

Середня величина мінералізації води в р. Карасулак у 2012 р. склала 3287 mg/l, на 989 mg/l (23 %) менше, ніж у 2011 р.

У порівнянні з 2011 р. зменшились середньорічні значення вмісту нітратів (у 1,8 раз), марганцю (у 2,2 раз).

Проте, збільшились середньорічні величини таких показників: азоту амонійного (1,4 раз), фосфатів (у 6,5 раз), фенолів. Вміст марганцю у трьох відібраних з річки у 2012 р. пробах перевищував ГДК за СанПіН 4630-88 [33] до 5 раз.

КЗ для р. Карасулак у 2012 р. дорівнював 3,17; у 2011 р. — 3,66.

За рівнем забрудненості стан цих двох річок можна оцінити, як «помірно забруднені».

Малі ріки, що впадають в оз. Катлабух. В оз. Катлабух впадають малі річки Єніка, Ташбунар, Великий та Малий Катлабух.

У 2012 р. середнє значення мінералізації води в р. Єніка склало 5626 mg/l, у минулому 2001 році—3858 mg/l.

За іншими показниками якість води в річці суттєво не змінилась. У пробі води, відібраній в січні 2012 р., вміст марганцю перевищував ГДК (у 1,6 раз). Середньорічна величина ХСК становила 113 mg/l (перебільшення допустимої величини у 7 раз). Розраховане значення коефіцієнту забрудненості (КЗ) становило 3,88; рівень забрудненості води – «помірно забруднена». У 2011 р. КЗ дорівнював 3,18.

3 р. Ташбунар у 2012 р. відібрані тільки дві проби води — річка пересихала у другому півріччі.

Середня величина мінералізації води у I півріччі 2012 року склала 4663 mg/l, ХСК — 100 mg/l. Коефіцієнт забрудненості води – 3,12.

У 2012 році р. Великий Катлабух пересихала у II кварталі, середнє значення мінералізації води в річці у звітному періоді

становило 2960 mg/l, величина ХСК — 126 mg/l. Коефіцієнт забрудненості води дорівнював 2,9.

У пробі води, відібраній з р. Малий Катлабух у I кварталі 2012 р., мінералізація води дорівнювала 5517 mg/l, величина ХСК 96 mg/l. У II ч IV кварталі річка пересихала.

За рівнем мінералізації вода в цих малих річках відноситься до класу «солонуватих» (β- та α-мезогалинних) вод, за рівнем забрудненості — «помірно забруднені».

Малі ріки, що впадають в оз. Кутай. Впродовж 2012 р. з р. Аліяга було відібрано 2 проби води; у II — III кварталі річка пересихала.

Середня величина мінералізації води в річці склала 4698 mg/l, ХСК – 110 mg/l.

У звітному періоді середні значення переважної більшості показників значно нижчі, ніж у минулому 2011 р.

Коефіцієнт забрудненості води в річці у звітному періоді зменшився до 2,95.

У 2012 р. з р. Киргиз-Китай було відібрано 5 проб води: три — у першому пункті спостереження (49 км, с. М. Ярославець, кордон з Молдовою), дві — у другому пункті (4,2 км від гирла, а/д міст). У II та IV кварталі річка у другому пункті спостереження пересихала.

Середньорічна величина мінералізації води в річці у першому пункті спостереження становила 4198 mg/l, у 2011 р. дорівнювала 3414 mg/l.

У другому пункті спостереження середнє значення мінералізації води — 4969 mg/l.

При порівнянні середніх величин показників якості води у двох пунктах спостереження видно, що вода в річці у першому пункті (на кордоні з Молдовою) була значно бруднішою за вмістом біогенних сполук та марганцю. Так, середня концентрація азоту амонійного у першому пункті спостереження перебільшувала цю величину у другому пункті спостереження майже у 5 разів, нітритів — у 13 раз, фосфатів — у 17,6 раз, загального фосфору — у 8 раз, марганцю — у 2,5 раз. Проте, середні значення вмісту хлоридів, сульфатів, натрію, а також величини ХСК та

окиснюваності перманганатної дещо вищі у другому пункті спостереження.

У 2012 р. коефіцієнт забрудненості води в р. Киргиз — Китай зменшився у порівнянні з минулим роком і становив 4,48 у першому пункті спостереження; 4,12 — у другому. Рівень забрудненості води в річці у 2012 р. — «помірно забруднена».

Оцінка стану поверхневих вод

Оцінку рівня забрудненості здійснювали згідно з додатком 1 (п. 2.1) КНД 211.1.1.106-2003 [34].

Для узагальненої оцінки стану поверхневих вод за даними спостережень розраховували значення коефіцієнта забрудненості для кожного водного об'єкта.

При розрахунку КЗ використовували гранично допустимі концентрації (ГДК) для об'єктів господарсько-побутового водокористування (СанПіН 4630-88 [33]).

Величина КЗ характеризує кратність перевищення нормативів якості води у долях ГДК. Значення КЗ, що перевищують одиницю, свідчать про порушення діючих норм.

В табл. 2.11 наведені значення КЗ та рівень забрудненості поверхневих вод.

Головною проблемою цих водних об'єктів є надмірне забруднення води органічними та біогенними речовинами (сполуками азоту та фосфору).

Ці проблеми є найважливішими, як для самої річки Дунай, так і для всіх водних об'єктів басейну.

В Плані управління басейном р. Дунай — спільному документі розробленому і ухваленому 15 країнами Дунайського регіону в 2009 р., визнано, що в басейні ріки знаходяться 6224 населених пунктів (з населенням > 2000 осіб). 2900 населених пунктів не мають каналізації; тисяча населених пунктів мають очисні споруди, що потребують реконструкції. За оцінкою Міжнародної комісії з захисту р. Дунай (МКЗД) загальна кількість забруднюючих органічних речовин, що потрапляє в Дунай з населених пунктів, складає 1,5 млн. т на рік (за величиною ХСК) та 727 тис. т на

Таблиця 2.11
Коефіцієнти забруднення та рівні забрудненості водних об'єктів Українського Придунав'я

Водний об'єкт	Значення КЗ по рокам						Рівень забрудненості вод у 2012 р.
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	
р. Дунай	1,105	1,095	1,080	1,087	1,078	1,085	Слабо забруднені
оз. Ялпуг	1,54	1,52	1,4	1,42	1,52	1,76	Слабо забруднені
оз. Кугурлуй	1,36	1,43	1,4	1,35	1,49	1,54	Слабо забруднені
оз. Кагул	2,34	2,08	2,04	1,77	1,85	2,2	Слабо забруднені
оз. Каглабух	3,07	2,53	2,57	2,24	2,4	2,98	Помірно забруднені
оз. Китай	3,53	3,71	3,43	3,09	3,91	5,03	Брудні
р. Ялпуг	2,63	3,0	2,80	2,63	3,04	3,87	Помірно забруднені
р. Карасулак	3,56	2,58	4,37	3,22	3,66	3,17	Помірно забруднені
р. Єніка	3,9	3,03	3,33	3,67	3,18	3,88	Помірно забруднені
р. В. Каглабух	-	-	-	4,71	3,23	2,9	Помірно забруднені
р. М. Каглабух	-	-	-	4,29	3,33	3,38	Помірно забруднені
р. Ташбунар	2,62	2,85	3,44	2,96	3,74	3,12	Помірно забруднені
р. Аліяга	-	-	-	4,53	5,31	3,12	Помірно забруднені
р. Киргиз-Китай, кордон з Молдовою	-	3,79	5,69	2,65	6,71	4,48	Помірно забруднені

рік (за величиною БСК). Від промислових джерел забруднення в ріку потрапляє 134 тис. т органічних речовин, переважно зі стічними водами хімічної, паперової та харчової промисловості.

За даними річного звіту Транснаціональної системи моніторингу в басейні р. Дунай у 2009 р. загальне річне навантаження у створі м. Рені складало по загальному азоту 453 тис. т, по загальному фосфору — 14,3 тис. т.

Як і у випадку із забрудненням органічними речовинами, головною причиною забруднення поверхневих вод сполуками азоту та фосфору є недостатній рівень очистки стічних вод, що надходять від комунальних, промислових, сільськогосподарських точкових джерел та з поверхневим стоком.

Вважається, що надмірна евтрофікація водойм починається при вмісті в воді азоту в концентрації 0,2-0,3 mg/l, фосфору — 0,01-0,02 mg/l.

Середній вміст неорганічних сполук азоту у воді Дунаю на українській частині становить 1,55 mg/l, фосфору — 0,08 mg/l. Тому дуже значна частина біогенних речовин потрапляє в придунайські озера-водосховища саме з дунайською водою під час наповнення озер та посилює їх евтрофікацію.

Високі концентрації біогенних елементів в воді непроточних мілководних придунайських озер за умови інтенсивного прогрівання води обумовлюють інтенсивний розвиток водоростей та ціанобактерій; небажане порушення балансу організмів, що існують у воді; погіршення стану водних об'єктів; їх замулення та природне старіння.

За рівнем забрудненості 7 водних об'єктів: озеро Катлабух, малі річки Ялпуг, Ташбунар, Карасулак, Єніка, М. Катлабух, В. Катлабух, Аліяга, Киргиз-Китай – «помірно забруднені», за критерієм мінералізації вони належать до класу «солонуватих» (β - та α -мезогалінних) вод.

Головною проблемою цих водних об'єктів є надмірне забруднення органічними речовинами (перевищення нормативів якості води від 6 до 9 раз), високий рівень мінералізації води (перевищення допустимої величини до 6 раз).

У 2012 р. найбільш висока забрудненість води спостерігалась в оз. Китай. За ступенем забруднення цей поверхневий водний об'єкт можна віднести до класу «брудних».

Головною причиною незадовільної якості води в озері можна вважати низькі рівні води на протязі двох останніх років та неможливість заповнити озеро до НПР.

За оцінкою Дунайської гідрометобсерваторії (ДГМО) в останній час виникли загрози, пов'язані з активним відмиранням Кислицького рукава. Саме цей рукав української частини р. Дунай забезпечує водообмін з озерами Катлабух та Китай. За прогнозом ДГМО без проведення спеціальних гідротехнічних робіт середня витрата води у рукаві зменшиться до 91 — 65 m³/S у 2020 р., у 2030 р. — до 65 — 32,5 m³/S.

Враховуючи існуючий стан озер Китай та Катлабух, вкрай важливо невідкладно розробити конкретну програму дій по оздоровленню цих озер за участю всіх зацікавлених сторін (науковців, водокористувачів, органів влади, населення).

Для покращення стану поверхневих водних об'єктів в зоні діяльності управління необхідно враховувати та зменшувати всі існуючі фактори та ризики погіршення якості вод.

2.6. Оцінка якості питної води населених пунктів Українського Придунав'я

Результати оцінки якості питної води населених пунктів Українського Придунав'я показують, що найбільш загрозлива ситуація склалася із якістю питної води із систем централізованого господарсько-питного водопостачання в Болградському, Кілійському, Татарбунарському районах. Так, у Болградському районі відсоток зразків питної води із комунальних водопроводів (із відкритих водойм), які не відповідали нормативним вимогам [30] за санітарно-хімічними показниками, склав 45,4 % (176 із 388), санітарно-мікробіологічними — 3,9% (8 із 203). Набагато гірший стан води в цьому районі із колодязів — 63,5 % (113 із 178) та 30,6 % (74 із 242). У Кілійському районі ці показники для комунальних водопроводів (із відкритих водойм) склали 46,2 %

(42 із 91) та 72,2 % (117 із 162). В сільських водопроводах в цьому районі відсоток невідповідності склав 86,7 % (13 із 15) та 2 % (1 із 48), а в Татарбунарському районі — 19,6 % (9 із 46) та 29 % (9 із 31).

За даними [36] в південних районах області та Міжліманні на привозному водопостачанні залишаються 170 населених пунктів, в тому числі значна частина мм. Болград і Вилкове, смт. Суворово Ізмаїльського району, курортна зона Лебідівка та Катранка Татарбунарського району та інші. Автор зазначає, що серед поверхневих джерел централізованого водопостачання за сольовим складом виключенням є озеро Ялпуг, в якому 62-95% проб води мають підвищену мінералізацію.

Ізмаїльський та Ренійський райони є цілком забезпеченими питною водою з мінералізацією до 1,5 г/дм³. В Придунайському регіоні використовуються тільки 3,2-4,2 % підземних ресурсів питних вод (ПРПВ), тоді як окремі сільські населені пункти північної частини Ізмаїльського району забезпечуються привізною водою [36].

Каптажі децентралізованих джерел використовуються лише у Болградському (11 каптажів) та Ренійському районах (1 каптаж). Найбільша кількість населених пунктів, які використовують привозну воду, знаходиться в Ізмаїльському (23 населених пункти) та Татарбунарському (31 населений пункт) районах.

Санітарно-технічний стан сільських водогонів здебільшого є незадовільним.

За санітарно-хімічними показниками не відповідають нормативним вимогам [30] підземні джерела водопостачання населення в Татарбунарському, Ренійському районах та водозабір з озера Ялпуг міста Болграда. Питні води Татарбунарського району відрізняються високою загальною мінералізацією (2,4-3,5 г/л), дуже жорсткими є води Болградського та Татарбунарського районів (>10 mol/l) [36].

Отримані результати [37, 38] дозволяють зробити наступні висновки:

1. Результати моніторингу води водних об'єктів Українського Придунав'я за санітарно-мікробіологічними, фізико-хімічними

та санітарно-хімічними показниками свідчать про несприятливі зміни їх стану, особливо у порівнянні якості води р. Дунай і води придунайських озер (Кагул, Ялпуг, Катлабух, Китай) та оз. Сасик.

2. Підтвердженням антропогенності джерел забруднення даних водних об'єктів є високі цифри неорганічного азоту, що сприяє евтрофікації водойм та деградації існуючих екосистем. Це можна розглядати як персистенцію загрози ускладнення санітарно-епідеміологічної ситуації.

3. Слід вважати за необхідне проведення поглибленого моніторингу якості води поверхневих водойм регіону з метою виявлення ознак антропогенного забруднення хімічного (пестициди, нафтопродукти, феноли, стійкі органічні забруднювачі) та біологічного (умовно-патогенна та патогенна мікрофлора, кишкові віруси, цисти кишкових найпростіших та яйця гельмінтів, ціанобактерії) походження.

4. Стан очищення води для питних потреб та стічних вод є незадовільним, що обумовлює низьку якість питної води із систем централізованого та децентралізованого водопостачання та забруднення поверхневих водойм. Тому слід вважати за необхідне впровадження колективних систем ефективного очищення і знезараження питної води та технологій очищення стічних вод.

ЛІТЕРАТУРА

1. Профіль Придунайського субрегіону. Матеріали до Стратегічного плану економічного розвитку. – Перша версія. – 2011. – 105 с.
2. Про схвалення Концепції Державної цільової регіональної програми розвитку Українського Придунав'я на 2014-2017 роки : Розпорядження Кабінету Міністрів України від 21.11.2013 / Офіційний вісник України від 08.01.2014. – 2014 р. – № 1. – стор. 38. – стаття 7. – код акту 70913/2013
3. Європейська стратегія розвитку Дунайського регіону: аналіз та перспектива впровадження в Україні / За заг. ред. Кравченко О. В. – Львів : «Манускрипт», 2012. – 120 с.

4. Рубель О.Є. Інфраструктурна база розвитку Українського Придунав'я: економіко-екологічні засади / О.Є. Рубель // *Економіка Крима*. – 2012. – №1 (38). – С. 90 – 94.

5. Стратегічний план підвищення конкурентоспроможності та економічного розвитку Придунайського економічного субрегіону на 2012-2022 рр. (м. Ізмаїл, Болградський, Ізмаїльський, Кілійський, Ренійський райони Одеської області). – 46 с.

6. Українське Придунав'я: проблеми і перспективи розвитку у контексті міжнародного співробітництва / О. Г. Топчієв, Л. П. Платонова, А. М. Шашеро [та ін.] // *Вісник ОНУ*. – 2003. – Том 8, випуск 11. – С. 18 – 28.

7. Турега О.Н. Экологические обстановки района Дунайского взморья / О.Н. Турега // *Ученые записки Таврического национального университета им. В.И. Вернадского*. – 2009. – Том 22 (61), № 2. – С. 154 – 159.

8. Богатова Ю.І. Закономірності формування стоку біогенних речовин річки Дунай (українська частина) і його роль в евтрофуванні північно-західної частини Чорного моря. – Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата географічних наук. Спеціальність 11.00.11 – конструктивна географія і раціональне використання природних ресурсів. – Одеський державний екологічний університет, Одеса, 2005. – 20 с.

9. Чугай А.В. Екологічний стан пригирлових зон північно-західної частини Чорного моря. Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата географічних наук. - Спеціальність 11.00.11 - конструктивна географія і раціональне використання природних ресурсів. - Одеський державний екологічний університет, Одеса, 2002. – 20 с.

10. Microbiological water quality and DNA-based quantitative microbial source tracking / A.K.T. Kirschner, G. G. Kavka, B. Velimirov [et al.] // *Joint Danube Survey 2 Final Report Published by: ICPDR – International Commission for the Protection of the Danube River* 2008. – 242 p.

11. Теплинская Н.Г. Микробиологическая характеристика Придунайского взморья в районе строительства судового хода Дунай - Черное море / Н. Г. Теплинская, Л. М. Нидзвецкая //

«Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу», збірник наукових праць. – 2007. – Випуск 15. – С. 567 – 574.

12. Буркинський Б. Інтегральне економіко-екологічне відновлення кризових природно-господарських систем як механізм регіонального природно-ресурсного відтворення (на прикладі реабілітації лиману Сасик) / Б. Буркинський, В. Степанов, О. Рубель // *Економіст*. – 2010. – №12. – С. 11– 15.

13. Русев И.Т. Сине-зеленые водоросли озера Сасык – угроза экосистеме / И.Т. Русев // *Екологічні проблеми Чорного моря : зб. матеріалів Міжнар. наук.- практ. конф., 30-31 жовт., 2008.* – О., 2008. – С. 355 – 361.

14. Русев И. Прорыв Сасыкской блокады: тернистый путь возрождения жемчужины причерноморья / И. Русев. – Одесса, Астропринт. – 2001. – 464 с.

15. Балджи М.Д. Проблеми природокористування при сучасних умовах господарювання в нижньодунайському регіоні / М.Д. Балджи // *Збірка тез доповідей семінару «Ризики та загрози джерел забруднення в Нижньодунайському регіоні».* – Одеса, 2015. – С. 9 – 11.

16. Бінковська О.В. Соціально-економічні аспекти наслідків забруднення прибережної смуги Українського Придунав'я / О.В. Бінковська // *Там же*. – С. 18 – 20.

17. Галушкіна Т.П. Методологія оцінки ризику і екологічні проблеми Українського Придунав'я / Т.П. Галушкіна // *Там же*. – С. 27 – 29.

18. Демьяненко С.Г. Приоритеты экологической политики в нижнедунайском регионе / С.Г. Демьяненко, В.И. Золотов // *Там же*. – С. 38 – 39.

19. Науменко Ж.Г. Водопостачання як один з факторів забезпечення якості життя в придунайському регіоні / Ж.Г. Науменко // *Там же*. – С. 80 – 83.

20. Осипов В.М. Соціально-економічні проблеми Українського Придунав'я в контексті оцінки екологічного ризику / В.М. Осипов, О.А. Єрмакова // *Там же*. – С. 95 – 98.

21. Сааджан І.А. Індикатори розвитку «зеленої» економіки на прикладі Українського Придунав'я / І.А. Сааджан // Там же. – С. 105 – 107.

22. Ковальчук Л.Й. Стратегія і тактика санітарно-гігієнічних та медико-екологічних досліджень Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, Н.Н. Надворний // Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. – 2013. – №4 (34). – С. 32 – 36.

23. Ковальчук Л.Й. Сучасний еколого-гігієнічний стан водних об'єктів Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. – 2014. – № 3 (37). – С.171 – 183.

24. Мокієнко А.В. Обґрунтування досліджень впливу водного фактора на здоров'я населення (Огляд літератури) / А.В. Мокієнко, Л.Й. Ковальчук // Гігієна населених місць. – 2014. – №64. - С. 67 – 76.

25. Ковальчук Л.И. Гигиеническая оценка водных объектов Украинского Придунавья / Л.И. Ковальчук, А.В. Мокиенко // Материалы IV международной научно-практической конференции «21 век: фундаментальная наука и технологии», 16-17 июня 2014 г. North Charleston, USA. – 2014, Том 2. – С. 52 – 54.

26. Ковальчук Л.Й. Еколого-гігієнічні проблеми гирлової зони Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, Н.Н. Надворний // Вісник морської медицини. - 2013. – №3(60). – С. 9 – 12.

27. Ковальчук Л.И. К вопросу о необходимости гигиенического и медико-экологического мониторинга водных объектов Украинского Придунавья / Л.И. Ковальчук, А.В. Мокиенко // 36. тез. доп. наук.-практ. конф. «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України», десяти Марзєєвські читання. – 10 жовтня 2014 р. м. Київ. – С. 37 – 39.

28. Мокієнко А.В. Аналіз ризиків впливу води на здоров'я населення / А.В. Мокієнко, Л.Й. Ковальчук // Надрокористування в Україні. Перспективи інвестування. Матеріали Першого науково-практичного семінару (10-14 листопада 2014 р., м. Трускавець).

Державна комісія України по запасах корисних копалин (ДКЗ). – К.: ДКЗ, 2014. – С. 310 – 317.

29. Ковальчук Л.Й. Гігієнічне та медико-екологічне обґрунтування впливу води, як фактора ризику, на здоров'я населення (на прикладі Українського Придунав'я) / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // Там же. – С. 324 – 326.

30. 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.

31. Петренко Н. Ф. Гігієнічна оцінка застосування діоксиду хлору для знезаражування води із поверхневих джерел / Н. Ф. Петренко // Вісник морської медицини. — 2002. — № 1 (17). — С. 84 — 90.

32. Джерела централізованого питного водопостачання. Гігієнічні та екологічні вимоги щодо якості води і правила вибирання : ДСТУ 4808-2007 : К. : Держспоживстандарт України, 2007. — [Чинний від 01.01.2009]. — 36 с.

33. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения. СанПиН № 4630 — 88. — М. : МЗ СССР, 1988. — 69 с.

34. Керівні нормативні документи (КНД 211.1.1.106—2003) «Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів)» / В. П. Білогуров, В. Ю. Бакланова, С. О. Діяконова.— К. : Мінекоресурсів, 2003. — 70 с.

35. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк [та ін.]. — К.: Символ-Г, 1998.- 28 с. (затверджено наказом Мінекобезпеки України від 31.03.98 № 44, погоджено з Держкомгидрометом та Держводгоспом України, надано чинності з 1 січня 1999 р.)

36. Ворохта Ю.М. Гігієнічна оцінка впливу мінерального складу питних вод на здоров'я населення: дис... канд. мед. наук: 14.02.01 / Державна установа «Інститут гігієни та медичної еколо-

гії ім. О.М.Марзєєва» АМН України / Ю.М. Ворохта. — К., 2007. — 125 с.

37. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка стану водних об'єктів у місцях водокористування населення Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // Медичні перспективи. — 2015. — Том XX, №1. — С. 132 — 139.

38. Ковальчук Л.Й. Характеристика якості води із систем водопостачання населених пунктів Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Н.О. Рекрутюк // Бюллетень ХІУ чте-ний ім. В.В. Подвысоцкого. — 19-20 юня 2015. — Одесса, 2015. — С. 105 — 106.

РОЗДІЛ 3

ДОСЛІДЖЕННЯ ЯКОСТІ ВОДИ

ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ УКРАЇНСЬКОГО

ПРИДУНАВ'Я

Зразки води поверхневих водойм Українського Придунав'я відбирали 23, 24 липня 2014 р.

Місця відбору зразків води показані на карті (рис. 3.1) та табл. 3.1.

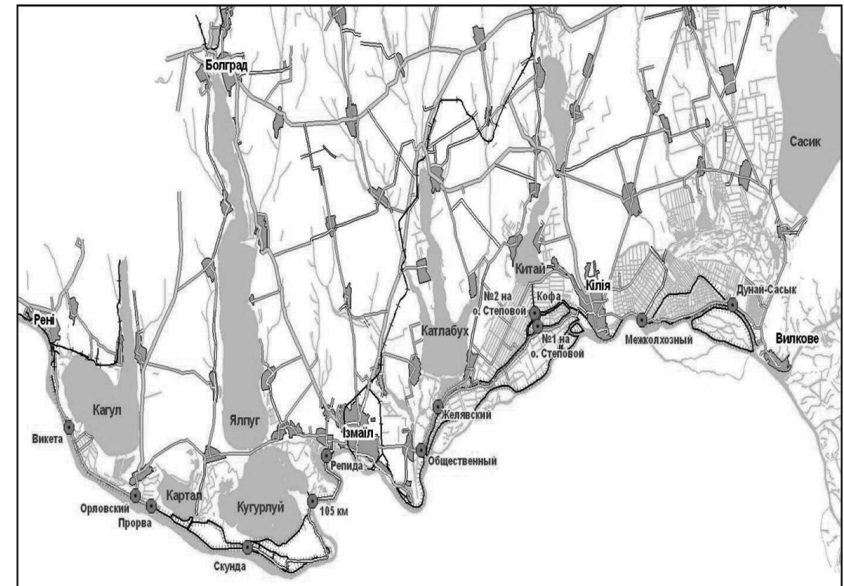


Рис. 3.1 Місця відбору зразків води поверхневих водойм Українського Придунав'я

Таблиця 3.1

**Місця відбору зразків води поверхневих водойм
Українського Придунав'я**

№ тв	Найменування водного об'єкту	Найменування та місце розташування пунктів спостережень (створів)
1	р. Дунай	163 км від гирла ріки, м. Рені, кордон з Румунією
2	р. Дунай	94 км від гирла, м. Ізмаїл, питний водозабір
3	р. Дунай	48 км від гирла, м. Кілія, питний водозабір
4	р. Дунай	20 км від гирла, м. Вилкове, питний водозабір
5	оз. Кагул	ГНС Нагірне; відстань від с. Нагірне Ренійського району – 3 км
6	оз. Ялпуг	Болградський питний водозабір, с. Оксамитне Болградського району
7	оз. Ялпуг	с. Нова Некрасівка Ізмаїльського району
8	оз. Катлабух	НС-2 Суворовської ЗС, Ізмаїльський район
9	оз. Катлабух	ГНС Кірова
10	оз. Китай	Червоноярська ГНС; відстань від с. Червоний Яр Кілійського району – 3 км
11	оз. Китай	Василівська ГНС
12	р. Ялпуг	впадає в оз. Ялпуг-Кугурлуй; 5,4 км від гирла; с. Табаки Болградського району, кордон з Молдовою
13	р. Карасулак	впадає в оз. Ялпуг-Кугурлуй; 3,3 км від гирла по руслу ріки; с. Криничне Болградського району
14	р. Єніка	впадає в оз. Катлабух; 0,1 км від гирла по руслу ріки, с. Першотравневе Ізмаїльського району
15	Зрошувальний канал р. Дунай-оз. Сасик	1,2 км від ріки по руслу каналу, а/д міст

3.1. Дослідження біологічного забруднення поверхневих водойм Українського Придунав'я

3.1.1. Аналіз проблеми біологічної контамінації води

Сьогодні накопичений достатній масив даних про взаємозв'язок питної води і інфекційними хворобами [7, вступ; 9, розділ 1]. Перше підтвердження цьому датується 1848 роком, коли John Snow пояснив епідемію холери в Лондоні недостатнім водопостачанням, оптимізація якого, за його рекомендацією, дозволила мінімізувати наслідки цієї особливо небезпечної інфекції для населення [1].

В 1998 році робоча група ВООЗ по безпечній питній воді рекомендувала «міжнародну координацію для поліпшеного нагляду і дослідження спалахів». У липні 2000 року група експертів під патронатом уряду Великобританії підготувала заключний звіт, що одержав назву «Методи констатації взаємозв'язку питної води із інфекційними захворюваннями» [1].

Згідно даних [2], у США, де переважна більшість населення користується централізованим водопостачанням, щорічно фіксується 9 млн. випадків захворювань, викликаних вживанням недостатньо очищеної питної води. Так, результати досліджень, виконаних під спостереженням ЕРА (США), Міністерства охорони здоров'я Канади, Національного науково-дослідного інституту води (США), Наукового центру AWWA і ряду інших організацій і компаній, показали, що до 35 % в 1988-1989 рр. і близько 20 % в 1993-94 рр. гастроінтестинальних хвороб були пов'язані з водопровідною водою, яка відповідала північноамериканським стандартам.

При дослідженні очищених стічних вод у Південній Африці встановлено, що з 272 зразків 236 (86,8 %) позитивні на *Salmonella spp.*, 220 (80,9 %) на *Shigella spp.*, 253 (93,0 %) на *V. cholerae*. Оцінка ризику здоров'я показала, що щоденний комбінований ризик інфекцій *S. typhimurium*, *S. dysenteriae* і *V. cholerae* був вище найниж-

чої прийнятної межі ризику 10^{-4} згідно рекомендацій для стічних вод, які скидаються в поверхневі водойми, що є потенційною загрозою для здоров'я населення [3].

Поширеність *S. enterica* була порівняна серед 1624 зразків поверхневих вод, відібраних у п'ятьох різних канадських провінціях. Із 13 сероварів 11 виявилися патогеними для людини [4].

Останніми десятиріччями особливу увагу вчених привертає резистентність мікроорганізмів до дезинфектантів та антибіотиків.

Ця проблема не нова, оскільки перший документований факт (1936 р.) стійкості бактерій стосується резистентності до хлору *Salmonella typhi* [5].

Згідно даних аналізу резистентності ентеробактерій до дезинфектантів [6], з 64 вивчених штамів *Salmonella enteritidis*, виділених при спалахах захворювань у різних регіонах України, ($88,0 \pm 4,0$) % мали високу стійкість до хлорантоїну. Серед 96 штамів *S. enteritidis*, які мали відношення до спорадичної захворюваності, високо — стійкими стосовно хлорантоїну були ($32,0 \pm 4,8$) % штамів.

Дослідження ентерококів у стічних ($n = 64$) і поверхневих водах ($n = 50$) у Тунісі показали, що усі штами *Enterococcus faecium*, *E. faecalis*, *E. hirae*, *E. casseliflavus*, *E. gallinarum*/*Enterococcus durans* мали в тій чи іншій мірі виражену стійкість до антибіотиків [7].

Серед 178 ізолятів *E. coli*, виділених з різних стічних і рекреаційних вод у Ріо-де-Жанейро, антибактеріальна стійкість виявлена у 37 % до принаймні одного з 11 перевірених антибактеріальних препаратів [8].

У 384 зразках дренажних вод, відібраних за чотири роки в Іспанії, *Salmonella sp.* знайдено в 241 зразку (62,7 %). 49,5 % ізолятів були стійкими принаймні до одного антибактеріального препарату, а мультирезистентність спостерігалася у 18 % [9].

Встановлено, що найпоширенішими бактеріями в поверхневих джерелах міської або сільської місцевості були *Bacillus spp.*, *E. coli* і *Enterobacter spp.* Стійкість принаймні до одного антибіотику була відзначена у 84 % та 83 % відповідно. Принаймні один ген вірулентності виявлено у *E. coli* в 15 % сільських і в 42 % міських

зразків. Всі сільські і 80 % міських вірулентних штамів *E. coli* були антибіотикорезистентними [10].

Найвищі числа *E. coli* і *Enterococcus spp.*, знайдені в річковій воді, складали $1,1 \cdot 10^4$ і $1,2 \cdot 10^4$ CFU/100 ml відповідно (всього по 144 ізоляти). 104 ізоляти *E. coli* і 78 ізолятів *Enterococcus spp.* показали стійкість до одного або більше антибактеріального препарату [11].

В результаті скидання стічних вод, що містять ентеровіруси, у відкриті водойми, відбувається їх значна контамінація — 4,8 % досліджених проб за період 1990-2000 рр. У результаті низької бар'єрної ролі водоочисних споруд існує залежність циркуляції ентеровірусів у водних об'єктах, контамінацією водопровідної води і захворюваністю населення [12].

За даними Центральної СЕС МОЗ України, за 1995-2004 рр. в Україні офіційно зареєстровано 61 спалах гострих кишкових інфекцій, пов'язаних з водним фактором передачі збудника. Постраждало 8083 людей, з них — 50,2 % діти. Основне число спалахів пов'язано із забрудненням водопровідної води, у результаті аварійних ситуацій у мережах водопостачання і каналізації [6, вступ].

За нозологічними формам це ротавірусна інфекція — 3 спалахи (постраждало 3353 осіб), вірусний гепатит — 27 (2814), дизентерія — 16 (1175), черевний тиф — 8 (182), ентеровіруси — 4 (457), умовно-патогенна мікрофлора — 2 (70), йерсиніоз — 1 (32) [6, вступ].

Згідно даним [8, вступ] максимальна кількість проб питної води м. Одеси із наявністю вірусу гепатита А (ВГА) спостерігалася у 1994 р. (52,6 %) і 2002 р. (11,7 %). За період 1991 — 2004 рр. констатовано зменшення контамінації питної води ВГА з 52,6 % до 0,59 %, що збігалось зі зниженням захворюваності ВГА. Дослідження показали, що, у середньому, за досліджуваний період з водних об'єктів ВГА виділявся у 5,5 % випадків. Слід зазначити порівнянність інфікування ВГА господарсько-побутових стоків (6,97 %), морської води (6,93 %), річкової води (3,9 %) і води розподільної мережі (4,9 %).

У роботі [9, вступ] виконано аналіз результатів вірусологічних досліджень якості води різних водних об'єктів Одеської області за 1994-2008 рр. Показано персистувальний характер вірусного за-

бруднення водних об'єктів. Обґрунтована епідемічна значимість перевищення рівнів контамінації вірусами (ротавірусами, ентеровірусами, вірусом гепатиту А, аденовірусами, норовірусами) питної води у порівнянні з таким для стічних і/або поверхневих вод, внаслідок незадовільного санітарно-технічного стану водорозвідних мереж. Вірогідність відмінностей (χ^2) між забрудненням водних об'єктів вивченими вірусами зростає в ряді питна — стічна (22,5562 — 521,7394) < річкова — морська (7,6801 — 311,1097) < стічна — морська (10,3640 — 231,0708) < стічна — річкова (8,6836 — 122,0153) < питна — річкова (35,6092 — 91,7816), що свідчить про недостатню ефективність очищення і знезараження питних і стічних вод і необхідність їх оптимізації. Обґрунтовані недостатня ефективність існуючої системи водопідготовки на ВОС «Дністер» у відношенні значимих вірусних контамінантів і високий ризик вторинної контамінації води вірусами (вірусом гепатиту А, аденовірусами) у водорозвідних мережах міста.

Вивчена питома вага водного фактора в структурі інфекційної і неінфекційної захворюваності Одеської області, у цілому, і досліджуваних популяцій населення, зокрема. Показано істотне превалювання «неустановлення» збудника (гострі кишкові інфекції) у порівнянні із «встановленням» (ентероколіти) за період з 1990 по 2005 рр. в Одеській області ($r = 0,9116$), при цьому ентероколіти (0,8566) і гострі кишкові інфекції (0,8113) в Україні корелюють із захворюваністю в Одеській області. Встановлена висока кореляційна залежність між контамінацією води водних об'єктів ВГА (стічна — річкова+озерна — морська+лиманна — питна) ($r = 0,6712; 0,4237; 0,6587; 0,7502$ відповідно) і захворюваністю населення ВГА, а також аналогічна залежність для питної води м. Одеси — $r=0,877$ ($p<0,05$) (1996 — 2003 рр.) і ($r=0,73; p<0,05$) (1994 — 2004 рр.). Встановлено, що найбільш виражена негативна тенденція для гепатиту А (- 91,544) у м. Іллічівськ, де хлорована водопровідна вода додатково знезаражується діоксидом хлору, суттєво перевершувала аналогічний показник для інших територій і України в цілому за різні періоди спостережень: в 2,1 — 3,5 рази за 1994-2004 рр. і в 1,8 — 2 рази за 1993 — 2003 рр. Висловлено припущення, що «водний» фактор внаслідок неефективності хлорування води впливає на періодичність, цикліч-

ність і сезонність водно-обумовлених інфекцій (ротавірусної і вірусного гепатиту А), результатом чого є спорадична і спалахова інфекційна захворюваність населення. Обґрунтована значимість діоксиду хлору як засобу знезараження питної води, що забезпечує її епідемічну безпечність та не виявляє значимого впливу на неінфекційну захворюваність [9, вступ].

За даними [12, 13], якщо навіть 1 % зразків води поверхневих водойм містять норовіруси і ротавіруси, це може викликати захворюваність внаслідок високої вірулентності даних вірусів. Через той факт, що навіть одна вірусна частка, яка попадає до сприйнятливо організму, здатна викликати захворювання, небезпека інфікування людей під час вживання питної води є постійної [14].

Як констатується в роботі [15], контамінація питної води різними вірусами може бути причиною виникнення таких захворювань, які, на перший погляд, не мають ніякого відношення до інфікування вірусами (спонтанний аборт; гострий апендицит, саркома, синдром Дауна).

Останні роботи підтверджують актуальність вірусної контамінації води різного виду користування.

Дослідження вмісту кишкових вірусів у дренажних водах Сінгапуру показали найбільшу поширеність норовірусів (57 %) із середньою концентрацією $3,7 \cdot 10^2$ генних копій (GC)/л та ротавірусів (40 %) — $2,5 \cdot 10^2$ GC/л. Спостерігалася статистична кореляція між кишковими вірусами [16].

Віруси гепатиту А (HAVs) виявлені в 76 % (16/21) зразків поверхневих вод і в 37 % (19/51) зразків очищених стічних вод. Типування штамів 32 із 35 зразків підтвердило фекальне забруднення [17].

У процесі моніторингу річкової води (63 зразка) кишкові віруси виявлені в 49 % випадків: аденовірус (40 % зразків), норовірус GI (10 %), ентеровірус (8 %), ротавірус (6 %), норовірус GII (1,6 %), вірус гепатиту (1,6 %). Максимальні концентрації перевищили 300 GC/л [18].

Ідентифікували кишкові віруси у прісноводних водоймах сумісно з контролем фекальних індикаторів. Аденовіруси і ентеровіруси виявлено у 40 % та 17 % зразків відповідно. Значима асоціація між вірусами і фекальними індикаторами не виявлена [19].

Встановлено контамінацію водопровідної води в 73 школах Бразилії. Виявлено ентеровіруси (27,4 % зразків), аденовіруси (23,3 %), ротавіруси А (16,4 %) [20].

Встановлено ідентичність норівірусу генотипу GII.4, який виділено із стільця хворих гастроентеритом, та із муніципальної питної води [21].

Аналогічну закономірність встановлено для норівірусів та спалахами гастроентероколіту, вірусом гепатиту А та гострим гепатитом [22].

Високий рівень ідентичності нуклеотиду у генотипах G1, G2 і G6 VP7 ротавірусів спостерігався між штамами, виділеними зі стічних вод і від пацієнтів [23].

Статистичний аналіз імовірності впливу ентеровірусів у поверхневих водах показав загрозу здоров'ю для дітей і інших вразливих популяцій: рівень ризику склав $1,5 \cdot 10^{-4}$ [24].

Встановлено, що вільно-живучі амеби (FLA), зокрема різновиду *Acanthamoeba A. castellanii* і *A. polyphaga*, є резервуарами норівірусів у водному середовищі [25].

Ооцисти криптоспоридій, які викликали масованій спалах криптоспоридіозу [26], виявляються в неочищених (до 10^3 ооцист/л) і очищених (до 10^2 ооцист/л) стічних водах різних регіонів США. Природні води поверхневих водойм містять у середньому від 20 до 91 ооцисти/100 л, джерела — до 4, підземні води — до 0,3 ооцисти/100 л. Під час епідемій відзначається збільшення їх вмісту у питній воді до 900 ооцист/100 л [27].

Про ідентифікацію ооцист криптоспоридій і г'ярдій у поверхневих водоймах констатовано в роботі [28]: *Giardia spp.* і *Cryptosporidium spp.* були виявлені в 81 % і в 87 % зразків води відповідно. У цьому плані є принципово важливою встановлена асоціація *Cryptosporidium parvum oocysts* зі зваженими частками як причина їх міграції в осади водойм, що повинно бути враховано в прогностичній оцінці характеру загального міграційного фону цих патогенів у водних об'єктах.

Для збудників паразитозів, зокрема ооцист криптоспоридій, характерна стійкість до дезинфектантів і традиційних методів очищення води [29]. Звичайне хлорування питної води навіть після 18 годин контакту неефективне. Тільки фільтрація через пісок може

зменшити концентрацію ооцист, але не усуває їх повністю. Внаслідок незадовільної водопідготовки кишкові найпростіші попадають у питну воду [30].

У Канаді зареєстровано декілька воднообумовлених спалахів г'ярдіазу, причиною яких була питна вода з поверхневих джерел. Оцінено 71 ізолят та ідентифіковано підтипи А і В *Giardia*, включаючи їх комбінацію при воднообумовлених спалахах. Результати PCR були підтверджені секвенуванням цілого геному (WGS) для одного спалаху [31].

В Ірані із 49 зразків річкових вод 24 зразка (48,97 %) були позитивні для різновидів *Cryptosporidium*. Підтверджено потенційний ризик воднообумовленого криптоспоридіозу для людей і тварин [32].

Встановлено перевищення в 10 000 раз прийнятної межі повного ризику ($<10^{-4}$ інфекції/ людини-рік) для пиття і прийняття ванн ґрунтової води, забрудненої цистами *Giardia* і ооцистами *Cryptosporidium* [33].

У Канаді *Cryptosporidium* виявлено в 63 % зразків поверхневих вод (від 0 до 20 600 ооцист/100 л; *Giardia* — в 86 % зразків (від 0 до 3 800 цист/100 л). Секвенування показало, що 50 % зразків *Cryptosporidium* і 98 % зразків *Giardia* були генотипами, які здатні інфікувати людей [34].

Систематизація даних і мета-аналіз впливу надзвичайних погодних умов показала, що ідентифікація ооцист *Cryptosporidium* і цист *Giardia* в поверхневих водах протягом і після цих подій в 2,61 і 2,87 рази відповідно частіше, чим при звичайній погоді [35].

Надзвичайно гострою проблемою водойм є розмноження ціанобактерій, тісно пов'язане з глобальною проблемою евтрофікації.

“Евтрофікація — прискорений ріст мікрободоростей, викликаний збагаченням води нутрієнтами, особливо сполуками азоту і/або фосфору, що індукує дисбаланс гідробіонтів і якості води”.

Головна причина евтрофікації — високі концентрації нутрієнтів у водному об'єкті, що приводить до дисбалансу харчових ланцюгів і, як наслідок, високих рівнів біомаси фітопланктону. Це може привести до водорослевого цвітіння.

Певні ризики здоров'ю населення від евтрофікації з'являються після споживання питної води, отриманої після обробки води із евтрофованих джерел [36].

Робоча група European Marine Strategy Framework Directive (MSFD, 2008/56/EC) з оцінки евтрофікації водойм запропонувала три критерії (рівні нутрієнтів; прямий вплив, непрямі впливи збагачення нутрієнтами) і вісім індикаторів, які можуть потенційно використовуватися в екологічній оцінці статусу евтрофікації: (1) для рівнів нутрієнтів: концентрація і співвідношення (кремній, азот і фосфор); (2) для прямого впливу збагачення нутрієнтами: концентрація хлорофілу; прозорість у зв'язку зі збільшенням суспендованих мікродоростей; рівень опортуністичних макродоростей (діатомові і флагелляти); бентичні і пелагічні зміни, цвітіння води з виділенням речовин, що неприємно пахнуть, і токсичних сполук; (3) для непрямих впливів збагачення нутрієнтами: рівні морських водоростей, що викликають зменшення прозорості; концентрації розчиненого кисню внаслідок збільшення органічних речовин [37].

Евтрофікація водойм тісно пов'язана із розмноженням ціанобактерій (*Cyanobacteria spp.*). Їхнє розмноження, у тому числі токсинопродукуючих штамів, постійно збільшується в останні десятиліття, що обумовлено глобальним потеплінням [38].

Ціанобактерії — фотосинтетичні бактерії, які мають деякі загальні властивості з морськими водоростями, про що свідчить наявність хлорофілу і виділення у вільному стані кисню у процесі фотохімічного синтезу.

Ціанобактерії широко поширені в різноманітному діапазоні середовищ, включаючи ґрунти, морську воду і, найбільше, прісні водойми. Деякі екологічні умови, включаючи сонячне світло, теплу погоду, низьку турбулентність і високі рівні нутрієнтів можуть сприяти їхньому розмноженню. Ціанобактерії не розмножуються в організмі людини, тому не є інфекційними агентами.

Найбільш відома особливість деяких різновидів ціанобактерій — здатність продукувати токсини (ціанотоксини). Кожний токсин має певні специфічні властивості, включаючи ушкодження печінки, нейротоксичність і генерування пухлин. Гострі симптоми

включають шлунково-кишкові розлади, лихоманку, подразнення шкіри, вух, ока, горла і дихальних шляхів.

Інтенсивне розмноження ціанобактерій може привести до формування високих концентрацій токсинів.

Потенційні занепокоєння в контексті впливу на здоров'я людини є результатом впливу токсинів при вживанні питної води. Повторний або хронічний вплив характерний для багатьох ціанотоксинів; у деяких випадках, однак, гостра токсичність більш важлива (наприклад, нейротоксини сакситоксин і анатоксин).

Летальні випадки зустрічалися при використанні неадекватно очищеної води для гемодіалізу, яка містила високі рівні ціанотоксинів. Вплив на шкіру і слизові оболонки може привести до подразнення та алергійних реакцій.

Токсини класифіковані згідно з механізмом дії на гепатоксини (микроцистин і циліндроспермопсин), нейротоксини (анатоксин-а, сакситоксини) і подразники або запальні агенти (ліпополісахариди). Гепатоксини продукуються різними видами в межах родів *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis* і *Umezakia*. Ці токсини, зокрема микроцистини (олігопептиди) і циліндроспермопсин (алкалоїд) зустрічаються найбільш часто в підвищених концентраціях (> 1 mkg/l), тоді як для нейротоксинів це нехарактерно.

Фільтрація і хлорування є доступними засобами видалення ціанобактерій і ціанотоксинів. Окиснення озоном або хлором при достатніх концентраціях і експозиціях ефективно видаляє більшість ціанотоксинів, розчинених у воді.

Хімічний аналіз ціанотоксинів не перебуває у фокусі звичайного контролю якості води. Аналіз вимагає часу, устаткування і експертизи, кількісному аналізу деяких ціанотоксинів перешкоджає нестача аналітичних стандартів. Однак, експресні методи (ELISA і ферментні пробірні аналізи) стають доступними для ідентифікації мікрокількостей, наприклад, микроцистинів. Попереднє (тимчасове) значення (1,0 mkg/l) введено для микроцистину-LR як одного із найбільш токсичних із 70 структурних варіантів микроцистинів. Для микроцистину-LR використовується термін "еквівалент токсичності" для взаємозв'язку микроцистинів з микроцистином-LR.

Така загальна картина думки експертів ВООЗ по даній проблемі [1-3, розділ 1], яка плідно вивчається у різних країнах, про що свідчать нижченаведені дані літератури.

У результаті польових експериментів встановлено, що ціанобактерії *Cylindrospermopsis raciborskii* домінують над фітопланктоном (*Coelastrum* і *Scenedesmus*) при високих співвідношеннях N:P (122:1), що супроводжується ростом концентрації нейротоксину сакситоксину [39].

Фракції розчиненого органічного вуглецю, продуцентом якого є *Cylindrospermopsis raciborskii*, показали залежне від молекулярної ваги утворення лігандів з міддю, цинком, свинцем і кадмієм [40].

Вивчення складу позаклітинної (EOM) і клітинної (COM) органічної речовини трьох різновидів мікродоростей (ціанобактерії *Microcystis aeruginosa*, діатомової водорості *Fragilaria crotonensis* і зеленої морської водорості *Chlamydomonas geitleri*) показало, що COM більш багатий пептидами та більш гідрофільний (89 % гідрофільної фракції для всіх трьох різновидів), чим EOM. Найбільша кількість пептидів зі значною молекулярною вагою (22 %) виявлена в COM *M. aeruginosa* [41].

Встановлено горметичний характер впливу пентахлорфенолу у концентрації 1 mkg/l на *Microcystis aeruginosa* [42].

Фракціонування зовнішньо- (EOM) і внутрішньо- (IOM) клітинних органічних речовин *Microcystis aeruginosa* на гідрофобну (HP), трансфільну (TP) і гідрофільну (HL) складові показало, що потенціали формування ППД розташовувалися в порядку HP > TP > HL, крім IOM- HL [43].

Виявлено вихід внутрішньоклітинного мікроцистину-LR і сильних одорантів (2-метилізоборнеолу і геосміну) після окислення трьох ціанобактерій *Microcystis aeruginosa*, *Oscillatoria sp.* і *Lyngbya sp.* озonom, хлором, хлораміном і діоксидом хлору при мінімальних змінах в концентрації розчиненого органічного вуглецю [44].

Показано, що зменшення концентрації нітрат-іону супроводжується зниженням рівня мікроцистину, який продукується *M. aeruginosa* [45].

Поліфазна (молекулярна і морфологічна) ідентифікація ціанобактерій *Nostocales* у прісноводних водоймах показала, що така відповідність прийнятна тільки для 26 % ізолятів. Це підтверджує проблематичність ідентифікації ціанобактерій, незважаючи на численні дослідження [46].

Встановлено, що при розпаді *Microcystis* різко збільшується розмноження бактерій *Bacteroidetes*, *Alphaproteobacteria* і *Betaproteobacteria* [47].

У роботі ідентифіковано три промотори експресії гена luxcdabe в азотфіксуючій ціанобактерії *M. anageles*, активність яких лінійно зростає на введення сполук азоту [48].

Визначені рівні нейротоксичної непротеїнової амінокислоти, метиламіно-І-аланіну (ВМАО) у ціанобактеріях, а також у молюсках, ракоподібних і різних видах риби, які вживаються населенням у їжу. Виявлене біоакмулювання в гідробіонтах слід розглядати як потенційний ризик здоров'ю населення [49].

Встановлено зростання відносного ризику (relative risk / RR) шлунково-кишкових симптомів при рекреаційному контакті при підвищенні рівнів контамінації води ціанобактеріями: від 1,52 при концентрації < 20,000 клітин/ml до 3,28 при концентрації > 100,000 клітин/ml. В учасників, які споживали питну воду від станції водоочищення, джерело якої було забруднено ціанобактеріями, відзначено збільшення м'язових болів (RR = 5,16), шлунково-кишкових симптомів (RR = 3,87), шкірних реакцій (RR = 2,65), вушних симптомів (RR = 6,10) [50].

Аналіз досліджень щодо використання технологій очищення питної води для видалення анатоксину-α показав, що хлор, хлораміни і діоксид хлору неефективні на відміну від озону, вдосконалених процесів окиснення і перманганату. Рекомендується комбінація хімічних і нехімічних процесів [51].

Мета дослідження полягала в оцінці генотоксичності циліндропермопсіну, продуцентом якого є ціанобактерія *Cylindrospermopsis raciborskii*, і його побічних продуктів хлорування під час очищення води. У групі мишей, яким вводили внутрішньочеревино очищену воду з екстрактом *C. raciborskii*, відзначено генотоксичні і мутагенні ефекти в клітинах крові, печінки і кісткового мозку [52].

В огляді [53] представлено біологічну роль і глобальну ідентифікацію циліндроспермопсину.

Вивчена можливість нейтралізації H_2O_2 позаклітинних полімерних речовин (EPS) ціанобактерій *Microcystis aeruginosa*. EPS є антиоксидантом, нейтралізуюча здатність якого перевищує аналогічну для вітаміну С. H_2O_2 , зв'язаний EPS, становив 50 % загальної суми H_2O_2 , який споживався клітинами [54].

Виявлено новий продуцент анатоксину-а *Tychonema bourrellyi*. Більше половини ізолятів виділяли значну кількість токсину: від 0,01 до 0,35 пкг/клітину [55].

У роботі підтверджено, що *Microcystis spp.* є домінуючими продуцентами мікроцистину [56].

Встановлено, що озонування води із ціанобактеріями *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Microcystis* і *Pseudanabaena* приводить до утворення розчиненого органічного вуглецю в діапазоні концентрацій 0,6-3,5 mg/l. При наступному хлоруванні спостерігається формування додатково чотирьох тригалометанів і 6 галооцтових кислот у сумарних концентраціях 86,92 і 61,56 mkg/l [57].

Органічна речовина, яка продукується трьома видами мікроводоростей (*Alexandrium tamarense*, *Chaetoceros affinis* і *Microcystis sp.*), включає, головним чином, біополімери (наприклад, полісахариди і білки), деякі рефрактерні сполуки (наприклад, гуміноподібні речовини), інші низькомолекулярні кислоти і нейтральні речовини [58].

Встановлено здатність ціанобактерії *Aphanizomenon ovalisporum* продукувати потужний цитотоксин циліндроспермопсін (CYN) у високих рівнях (5,7 — 9,1 mkgCYN/mg сухої ваги). Відзначено позаклітинний випуск (19 — 41 % розчиненого CYN) під час експонентного росту. Нейротоксини (сакситоксин, неосакситоксин і декарбамоїлсакситоксин) виявлені у 2 інших видів *Aphanizomenon* [59].

Показано, що стресорні агенти, пов'язані з лімітом нутрієнтів (азоту і фосфору), викликають значну стимуляцію продукції мікроцистину у двох штамів токсичних *Microcystis*. Виявилося, що більш токсичний штам більш стійкий до ліміту нутрієнтів [60].

Встановлено, що β -циклоцитраль, який продукується *Microcystis*, має літичну активність проти самих ціанобактерій і інгібує інші ціанобактерії та мікроводорості [61].

Слід зазначити, що проблема ціанобактерій і ціанотоксинів в Україні практично не вивчається, про що свідчить відсутність вітчизняних публікацій, за винятком [7, вступ; 62]. Це за умови, що актуальність евтрофікації водойм в нашій країні невинно зростає з кожним роком.

3.1.2 Характеристика забруднення води біологічними контамінантами

Санітарно-показова, умовно-патогенна та патогенна мікрофлора

В ході дослідження визначали загальне мікробне число (ЗМЧ), індекс лактозо-позитивних кишкових паличок (ЛКП), індекс ентерококу, наявність патогенних та умовно-патогенних мікроорганізмів (ПМ/УПМ). Для ідентифікації мікроорганізмів використовували загальновідомі комерційні поживні середовища: лужний агар, лужний агар з 3% NaCl, FT агар, середовище елективне для виділення легіонел (СЕЛ), середовища тіогліколеве, Ендо, Сабуро, Клігlera, Гіса, АГВ, поживний агар для культивування мікроорганізмів (СПА), елективний сольовий агар, м'ясопептонний бульон (МПБ) з 1% глюкози. Також застосовували системи індикаторні паперові (СПП), сироватки аглютинуючі типові холерні, полівалентні ешеріхіозні та сальмонельозні (ABCDE) адсорбовані для РА, аглютинуючі адсорбовані О полівалентні сальмонельозні рідкісних груп; набори реагентів для виявлення ДНК *Legionella pneumophila* в біологічному матеріалі та об'єктах навколишнього середовища методом ПЛР «АмпліСенс *Legionella pneumophila* — FL».

Паралельно досліджували зразки води на наявність збудника туляремії біологічним методом: після попередньої концентрації через мембрані фільтри № 2 заражали білих мишей.

Результати досліджень санітарно-показової, умовно-патогенної та патогенної мікрофлори води поверхневих водойм Українського Придніпров'я

Для проведення ампліфікації при дослідженні методом ПЛР використовували ампліфікатори «Rotor-Gene» 6000 та «Corbett Research» (Австралія) в режимі реального часу.

Виділені мікроорганізми ідентифікували згідно класифікації Bergey, відповідно інструктивно-методичних документів та даних сучасної літератури [63-69].

В експериментах із оцінки виживаності збудника туляремії у воді водойм використовували живий вакцинний штам *Francisella tularensis* 15 Г. Готували суспензію мікробної культури концентрацією 10^9 CFU/ml та титрували до 4-х кінцевих концентрацій — 10 , 10^2 , 10^3 , 10^4 CFU/ml на воді зразків 3, 5, 7, 9, 10, 14. Воду використовували в нативному виді, без попередньої обробки. ПЛР проводили з використанням набору для ампліфікації Freeze-Dried Reagents Kit (Idacho Technology). Ампліфікацію та детекцію проводили згідно інструкції на приладі R.A.P.I.D. LT Idacho Technology Instrument.

Аналогічні дослідження проведені для *Leptospira spp.* (серовар *L. icterohaemorrhagiae*). Проведено ПЛР у реальному часі для виявлення нуклеїнових кислот (НК) в різних концентраціях. В якості тест штаму використовували штам відповідного серовару лептоспір з філіалу національної колекції патогенних для людини мікроорганізмів, яка розташована на базі Державної установи «Український науково-дослідний протичумний інститут ім. І.І. Мечнікова Міністерства охорони здоров'я України». Як відомо, *L. icterohaemorrhagiae* найбільш часто викликає інфекцію у людей. Виділення рибонуклеїнової кислоти (РНК) *L. icterohaemorrhagiae* здійснювали за допомогою «РИБО-золь-С». ПЛР проводили з використанням набору реагентів для проведення реакції зворотної транскрипції 16S РНК та ПЛР-ампліфікації кДНК патогенних генотипів лептоспір з гібридизаційно-флуоресцентною детекцією в режимі «реального часу» «Амплі-Сенс *Leptospira*-FL». Ампліфікацію проводили згідно інструкції на приладі Rotor-Gene 6000.

Результати досліджень санітарно-показової, умовно-патогенної та патогенної мікрофлори представлені у табл. 3.2.

№ зразка	ЗМЧ, CFU/ml	Індекс ЛКП, CFU/l	Індекс ентерококу, CFU/l	Патогенні (ПМ)/умовно-патогенні мікроорганізми (УПМ)
1	350	10^2	10^2	<i>Salmonella spp.</i> ПГ, <i>Vibrio spp.</i> , <i>E.coli</i> , *СРК, <i>Bacillus spp.</i>
2	1450	10^3	10^3	<i>Salmonella spp.</i> ПГ, <i>Vibrio spp.</i> , <i>E.coli</i> , <i>Proteus mirabilis</i> .
3	100	10^1	-	<i>Vibrio spp.</i> , <i>Salmonella spp.</i> ПГ, <i>Citrobacter spp.</i> , <i>Legionella spp.</i>
4	140	10^1	-	<i>Bacillus spp.</i>
5	180	10^2	10^2	<i>Citrobacter spp.</i> , <i>Vibrio spp.</i> , <i>Proteus vulgaris</i> , *СРК, <i>Bacillus spp.</i>
6	1420	10^3	10^2	<i>Vibrio spp.</i> , <i>Enterobacter spp.</i>
7	380	10^2	10^1	<i>Enterobacter spp.</i>
8	10360	10^5	10^6	<i>Vibrio spp.</i> , <i>Proteus vulgaris</i> , <i>Citrobacter spp.</i> , *СРК, <i>Enterobacter spp.</i>
9	14940	10^1	-	<i>Vibrio spp.</i> , <i>E. coli</i>
10	2880	10^3	10^3	<i>Salmonella spp.</i> ПГ, <i>Proteus vulgaris</i>
11	1800	10^2	10^1	<i>Enterobacter spp.</i> , <i>Bacillus spp.</i>
12	240	10^3	10^2	<i>Vibrio spp.</i> , <i>Enterobacter spp.</i> , <i>Bacillus spp.</i>
13	960	10^2	10^3	<i>Citrobacter spp.</i> , <i>E. coli</i> , <i>Enterobacter spp.</i> , <i>Proteus vulgaris</i> , <i>Bacillus spp.</i>
14	500	10^1	-	<i>Vibrio spp.</i>
15	650	10^3	10^3	<i>Vibrio spp.</i> , <i>Bacillus spp.</i>

Примітка: * сульфитредукуючі кластридії.

Біохімічна диференціація видів роду *Citrobacter* показала наступне (табл. 3.3).

За біохімічними ознаками із 7 ізолюваних штамів 4 віднесено до роду *C. freundii*, 3 — *C. diversus*. При цьому із зразку 3 ізолювано обидва вида.

Таблиця 3.3

Таксономічний спектр бактерій, виділених із води поверхневих водойм Українського Придунав'я

Група бактерій згідно визначника Берджі, 1997	Родина	Рід
Група 4. Грамнегативні, аеробні/мікроаерофільні палички та коки	<i>Legionellaceae</i>	<i>Legionella</i>
Група 5. Грамнегативні, факультативно-анаеробні палички	<i>Enterobacteriaceae</i>	<i>Salmonella</i> <i>Citrobacter</i> <i>Enterobacter</i> <i>Escherichia</i> <i>Proteus</i>
	<i>Vibrionaceae</i>	<i>Vibrio</i>
Група 17. Грампозитивні коки		<i>Enterococcus</i>
Група 18. Грампозитивні палички та коки, що утворюють ендоспори		<i>Bacillus</i> <i>Clostridium</i>

Таксономічний спектр бактерій, виділених із води поверхневих водойм Українського Придунав'я, представлено у табл. 3.4.

Біохімічна диференціація роду *Citrobacter* показала наступне

Таблиця 3.4

Біохімічна диференціація роду *Citrobacter*

Тест/субстрат	Кількість штамів	Види		
		<i>C.amalonicus</i>	<i>C.diversus</i>	<i>C.freundii</i>
Утворювання індолу	4 (+); 3 (-)	+	+	-
Цитрат (середовище Симонса)	7(+)	±	+	+

Продовження табл. 3.4

Утворення H ₂ S	2(+); 5(-)	-	-	±
Орнітін-декарбоксилаза	6(+); 1(-)	+	+	±
Ріст в присутності KCN	5(+); 2(-)	+	-	+
Використання малонату	5(+); 2(-)	-	+	±
Утворення кислоти із:				
D-арабітола	3(+); 4(-)	-	+	-
рафінози	2(+); 5(-)	±	-	±
мелібіози	3(+); 4(-)	±	-	±
сахарози	5(+); 2(-)	±	±	±
Всього	7	-	3	4

Всі ізолювані вібріони не відносились до виду холерних, але їх виділення свідчить, що умови водного середовища сприятливі для проживання також холерних вібріонів при занесенні їх у водойму. Аналогічна ситуація з виділенням *Legionella spp.* (зразок 3), які мають спільні параметри існування у водному середовищі з видом (*L. pneumophila*), що має найбільшу етіологічну значимість у захворюванні людини.

Із виділених зразків збудники туляремії та лептоспірозу не виділено. Але, зважаючи на природно-осередкований характер цих особливо небезпечних інфекцій (ОНІ) на півдні України [73-75], проведено дослідження виживаності музейних штамів цих збудників у воді поверхневих водойм Українського Придунав'я.

Результати досліджень збудника туляремії представлені в табл. 3.5.

Таблиця 3.5

Результати виявлення ДНК *F. tularensis* 15 Г при зараженні проб води поверхневих водойм різними концентраціями мікроорганізму

№ зразка	Концентрації, CFU/ml			
	10	10 ²	10 ³	10 ⁴
3	-	+	+	+
5	-	-	+	+

Продовження табл 3.5

7	-	+	+	+
9	-	-	+	+
10	-	-	+	+
14	-	+	+	+

Отримані результати свідчать про різну чутливість ПЛР при зараженні проб води з різних джерел. При цьому ДНК збудника при зараженні одиночними клітинами (10 CFU/ml) не виявлена в жодному зразку.

Як видно з отриманих даних, при зараженні концентрацією 10² CFU/ml ДНК збудника виявлено лише в 3-х зразках (3, 7, 14), але, починаючи з концентрації 10³ CFU/ml ДНК *F. tularensis* виявлено у всіх досліджених зразках. Слід зазначити, що у природних умовах в водоймищах (на відміну від біологічних об'єктів) висока концентрація збудника маловірогідна. Тому, необхідно досліджувати великі об'єми води з попередньою концентрацією. Очевидно, що відсутність позитивних результатів при використанні методу ПЛР не є достовірним свідченням відсутності збудника у воді досліджених водойм.

Результати виявлення НК *L. icterohaemorrhagiae* представлені в табл. 3.6.

Таблиця 3.6

Результати виявлення НК *L. icterohaemorrhagiae* при зараженні проб води поверхневих водойм різними концентраціями мікроорганізму

№ зразка	Концентрації, CFU/ml			
	10	10 ²	10 ³	10 ⁴
3	-	+	+	+
5	-	-	+	+
7	-	-	-	+
9	-	-	+	+
10	-	-	-	+
14	-	+	+	+

Як і у попередньому випадку, констатовано різну чутливість ПЛР при дослідженні заражених проб води з різних джерел. НК збудника при зараженні одиночними клітинами (10 CFU/ml) не ви-

явлено в жодному зразку. При зараженні концентрацією 10² CFU/ml НК збудника виявлено лише в 2-х зразках (3,14), при зараженні концентрацією 10³ CFU/ml — в 4-х, однак починаючи з концентрації збудника 10⁴ CFU/ml НК *L. icterohaemorrhagiae* виявлено у всіх досліджених пробах.

У попередніх дослідженнях бактеріальної контамінації ропи та лікувальних грязей (пелоїдів) Шаболатського (Будакського) лиману [76] виділено штами *S. epidermidis*, *E.coli*, *E. feacalis* та гриби роду *Candida*, що може служити доказом антропогенного забруднення лиману. Причому в Шаболатському лимані штами *S. epidermidis* і *E. coli* ізольовано не лише з ропи, але і з пелоїдів; у зразках ропи та пелоїдів Будакського лиману диференційовано 2 види псевдомонад *P. aeruginosa* і *P. scissa*. Секвеновано вібрион *Vibrio diazotrophicus*, який гіпотетично може бути етіологічним чинником епізодичних випадків гастроентероколітів невідомої етіології, а також типовий штам *Methylbacterium aminovorans*, який є збудником опортуністичних інфекцій.

Кишкові віруси

У пробах води визначали аденовіруси (АВ), астровіруси (АстВ), ентеровіруси (ЕВ), каліцівіруси (КВ), вірус гепатиту А (ВГА), ротавіруси (РВ). Ідентифікацію вірусів проводили методом ПЛР за вимогами [77] з використанням відповідних тест-систем згідно з інструкціями на їхнє застосування.

Джерелом аналітичних досліджень служили матеріали санітарно-вірусологічного моніторингу водних об'єктів Українського Придунав'я, який виконувався Центральною імуновірусологічною лабораторією ДУ «Одеський обласний лабораторний центр держсанепідслужми 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 пері-

од. 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. 3.7.

Таблиця 3.7

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).

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.

Узагальнені результати санітарно-вірусологічного моніторингу водних об'єктів Українського Придунав'я представлені на рис. 3.2. Найбільший відсоток належить беззаперечно стічним водам. Як свідчить автор роботи [78], 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.

Однак, найбільше занепокоєння, з гігієнічної точки зору, викликає перевищення відсотка ПЛР-позитивних проб водопровідної води над водою водойм. Це, як зазначено у попередніх дослідженнях [9, вступ], є наслідком, по-перше, недостатньої бар'єрної ролі існуючих водоочистних споруд, по-друге — незадовільного санітарно-технічного стану водорозвідних 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 [79].

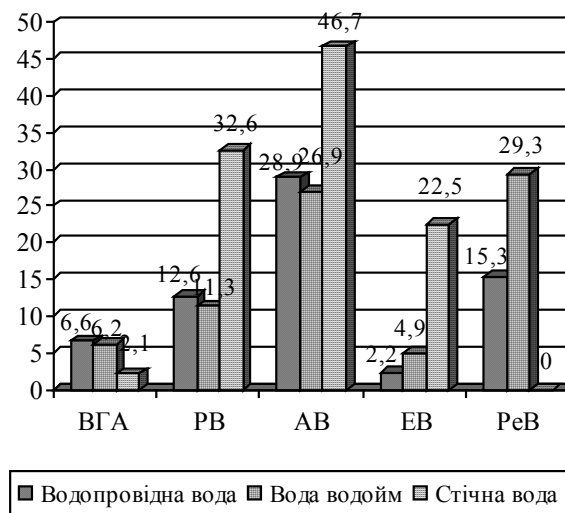


Рис. 3.2 Узагальнені результати санітарно-вірусологічного моніторингу водних об'єктів Українського Придунав'я (% ПЛР-позитивних проб)

Результати санітарно-вірусологічного моніторингу водопровідної води населених пунктів Українського Придунав'я за той же період, представлені на рис. 3.3, показують надзвичайно високі рівні забруднення РВ, АВ та РеВ в м. Рені, Ізмаїл, Болград.

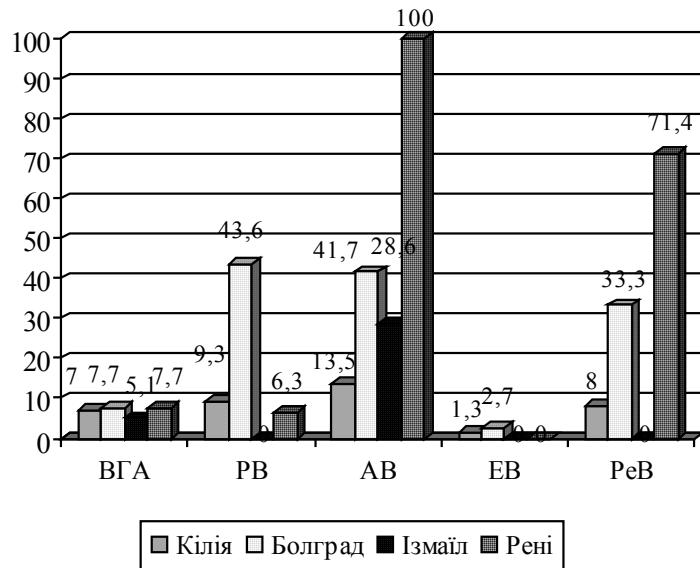


Рис. 3.3 Результати санітарно-вірусологічного моніторингу водопровідної води населених пунктів Українського Придунав'я (%% ПЛР-позитивних проб)

Як видно із представлених даних, превалуючими вірусними контамінантами є АВ, РєВ та РВ.

Результати санітарно-вірусологічного моніторингу води поверхневих водойм за 1996-2003 рр., представлені на рис. 3.4, показують прогресивне вірусне забруднення р. Дунай, яке максимальне у м. Вилково (нижня точка течії) за РєВ, АВ та РВ, досить інтенсивне для РВ, АВ, ЕВ та РєВ для оз. Ялпуг та каналу Дунай-Сасик; оз. Китай вирізняється забрудненням ВГА та АВ.

У дослідженні [80] 10-літрові зразки річкової води з міських областей Барселони (Іспанія) і Ріо-де-Жанейро (Бразилія) проаналізовані методом ПЛР для оцінки вірусного забруднення, у тому числі РВ і АВ. АВ були виявлені в 100 % (12/12) зразків з Барселони і Ріо-де-Жанейро. РВ були проаналізовані тільки в Ріо-де-Жанейро, встановлено 67 % (4/6) позитивних зразків.

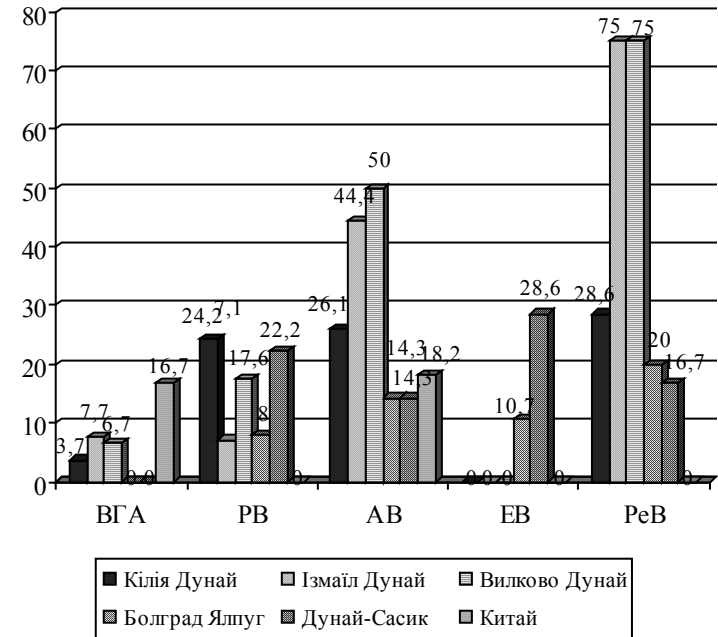


Рис. 3.4 Результати санітарно-вірусологічного моніторингу води поверхневих водойм Українського Придунав'я (%% ПЛР-позитивних проб)

Використання математичної моделі дозволило припустити щорічні ризики інфекції для аденовірусу в результаті споживання питної води на середніх рівнях від 1/1000 l до 1/100 l у діапазоні від 8,3/10 000 осіб до 8,3/1000 осіб відповідно [81].

Зауважимо, що аналіз вірусної контамінації водних об'єктів Українського Придунав'я був би неповним без порівняння отриманих даних з аналогічними по Одеській області. Такі дані, які охоплюють період за 1994-2008 рр., представлено на рис. 3.5 [9, вступ].

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

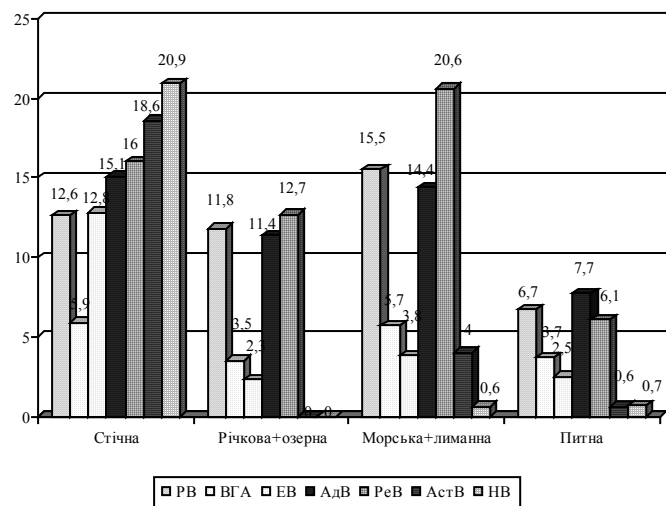


Рис. 3.5 Узагальнені результати санітарно-вірусоло-гічного моніторингу (1994-2008 рр.) водних об'єктів Одеської області (%% ПЛР-позитивних проб) [9, вступ]

перевищення у першому випадку за ВГА (у 1,9 рази), EB (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 враховували 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 превалювали РВ (33,3 %) та АВ (46,7 %).

Патогенні найпростіші та яйця гельмінтів

Дослідження паразитарної і гельмінтної контамінації води поверхневих водойм проводили згідно вимог відповідного методичного документа [82].

Результати досліджень представлені у табл. 3.8.

Інтерпретацію отриманих результатів доцільно проводити у порівнянні із раніше опублікованими даними. Так, за період 2000-

2011 рр. лабораторією медичної паразитології Одеської обласної СЕС усього проаналізовано 528 зразків води поверхневих водойм Одеської області, із них 94 позитивних (17,8 %). При цьому, автори звернули увагу на досить високий відсоток позитивних знахідок для ооцист *Cryptosporidium spp.* (27,9 %), незважаючи на застосування недостатньо чутливого методу виявлення збудників (Кримська росинка) [83-87].

Таблиця 3.8

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

№ №	Яйця гельмінтів / 1 л	Патогенні кишкові найпростіші/ 1 л	Ооцисти <i>Cryptosporidium spp.</i> / 1 л
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
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

Результати виявлення збудників паразитарних захворювань і гельмінтозів у воді лиманів і озер Одеської області за 2000-2011 рр. показують: із загального числа (91 проба води) 18 (19,8 %) були позитивними, а з 364 аналізів (91 на 4 види збудників) — 26 (7,1%). І в цьому випадку превалювали ооцисти *Cryptosporidium spp.*, а також *Entamoeba coli* (по 7 знахідок) [83-85].

У результаті дослідження проб ропи і лікувальних грязей (пелоїдів) Шаболатського (Будакського) лиману (Білгород-

Дністровський район Одеської області) встановлена наявність у пелоїдах яєць *Ascaris lumbricoides* (50 в 1 kg зразка) і онкосфер теніїд (50 в 1 kg зразка); у ропі — ооцист *Cryptosporidium spp.* (1 в 25 l ропи) [76].

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) [2, розділ 2], високу резистентність збудників паразитарних захворювань до хлору, цілком слушним є занепокоєння стосовно можливості контамінації питної води, яка споживається населенням, даними збудниками.

Ціанобактерії

Ідентифікацію ціанобактерій проводили шляхом прямої мікроскопії краплі води за відповідною методикою [88]. Статистичну обробку проводили параметричними методами з використанням програмного забезпечення Excel 2010 (Microsoft Inc., США).

Результати ідентифікації ціанобактерій представлені в табл. 3.9. 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 pulvereae*, в озері Ялпуг — *Spirulina laxissima*, *Synechocystis salina*, а в озері Катлабух — *Spirulina laxissima*, *Merismopedia minima*.

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.

Таблиця 3.9

Видовий спектр ціанобактерій у воді озер Українського Придунав'я

Назва водойми	Вид ціанобактерій	кількість клітин/l		
		min	max	Me
Оз. Кагул	<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	285000	323000	312000
	<i>Aphanocapsa pulvereae</i>	1187000	2227000	2130000
	<i>Oscillatoria planktonica</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.

Видовий склад ціанобактерій багато в чому залежить від клімато-географічних, гідрогеологічних і санітарно-гігієнічних факторів, що ілюструється наступними даними літератури.

Так, дослідження ціанобактерій лагуни Lekki (Нігерія) дозволило виявити сто сімдесят дев'ять різновидів, що належать до тридцяти родів [89]. *Oscillatoria* були представлені двадцятьма трьома різновидами, *Phormidium* — вісімнадцятьма, *Anabaena* і *Chroococcus* — по тринадцять, *Gleocapsa*, *Merismopedia* і *Microcystis* — десять, вісім і дванадцять різновидів відповідно. Ідентифікованими різновидами, що формують цвітіння, були

Microcystis aeruginosa, *M. flos-aquae*, *M. wesenbergii* і *Anabaena flosaquae*.

У Єгипті *Synechocystis salina* викликала цвітіння водойм із солоністю 112-180 г/л [90].

За даними [91] у планктоні гіпергалиних (понадсолоних) водойм поширені *Synechocystis salina* Wislouch. Цей же вид викликає «цвітіння» води в різнотипних водоймах Ірану [92].

Видовий склад домінуючих ціанобактерій у мінеральних озерах залежить від ступеня їх мінералізації [93]. Найбільш чисельними видами ціанобактерій в озерах Криму за досліджуваний період (серпень 2004 р. — серпень 2006 р.) виявилися представники родів *Oscillatoria* і *Phormidium*. У всіх цих озерах переважали нитчаті ціанобактерії. Їх бурхливий розвиток спостерігався в основному при показниках солоності до 100 ‰. При більш високих її показниках переважали одноклітинні форми (*Synechococcus elongatus*, *S. aeruginosa*, *Synechocystis salina* тощо).

У серпні 2002 р. на фоні розвитку дрібноклітинних форм планктонів у північній частині Тилігульського лиману спостерігався масовий розвиток синьо-зелених водоростей *Oscillatoria kisselevi* Anissim. і *Spirulina laxissima* G.S. West, сумарна чисельність яких склала $151,2 \cdot 10^6$ С/л [94].

При дослідженні таксономічного складу планктонних водоростей ріки Чапаївка (Росія) встановлено наявність фонових видів синьо-зелених водоростей *Microcystis aeruginosa*, *M. pulvereae*, *Aphanizomenon flos-aquae* [95].

У характеристиці *Cyanoprokaryota*, що викликає «цвітіння» водойм північного заходу Росії [96], зазначено, що *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs ex Vorn. et Flah. викликає найбільш інтенсивне «цвітіння» води в озерах Санкт-Петербургу, у мілководних високоєвтрофних озерах Ленінградської області, в озерах Псковське, Чудське, у прибережній акваторії східної частини Фінської затоки. Зустрічається в континентальних водоймах різного типу і в опріснених морських акваторіях. Один зі розповсюджених факторів «цвітіння» води. Окремі популяції синтезують нейротоксини, названі афантоксинами, аналогічні токсинам з водоростей «червоних припливів» неосакситоксину і сакситоксину. Ці ціанобактерії здатні також дратувати слизові оболонки і шкіру

людини, викликаючи кон'юктивит, почервоніння шкіри, пухирці тощо. Токсигенні штами цього виду виявлені у водоймах Карелії на північно-східному узбережжі Ладожського озера.

Автор [96] також відзначає, що за сучасними даними 40-50 % «цвітіння» є токсичними. Токсичні «цвітіння» зареєстровані в багатьох країнах світу, у тому числі в більш ніж 20 Європейських країнах. У водоймах Північного Заходу Росії виявлено 21 токсичний і потенційно токсичний вид. З них 10 видів можуть продукувати гепатотоксини, 6 видів — нейротоксини; для 5 видів хімічна природа токсинів не встановлена. Число токсичних і потенційно токсичних видів у малих водоймах варіює від 3 до 5-8, у Ладожському озері і ріці Неві налічується по 16 видів.

В експериментах із прісноводними (*Microcystis aeruginosa* і *Chlorella sp.*) і морськими (*Synechocystis salina* і *Nannochloropsis sp.*) різновидами показана їх потенційну здатність стимулювати ріст інших ціанобактерій і пригнічувати ріст інших представників фітопланктону (альга) як основних гідробіонтів естуарію. Оскільки естуарії — транзитні екосистеми, бентосні і планктонні естуарієві ціанобактерії можуть змінити прісноводні і морські різновиди фітопланктону, що вплине на інтенсивність формування цвітіння цих водойм [97].

3.2. Дослідження хімічного забруднення поверхневих водойм Українського Придунав'я

3.2.1. Аналіз проблеми хімічного забруднення води

Невпинний ріст забруднення водойм хімічними речовинами диктує необхідність інтеграції підходів до оцінки їх ризику для стану здоров'я населення. В рамках огляду літератури неможливо, та й недоречно, надавати характеристику всім класам забруднювачів. Тому, вважаємо за доцільне надати більш докладну оцінку побічним продуктам дезінфекції (ППД), які достатньо вивчені в нашій країні та нормуються [30, розділ 2], та стійким органічним забруднювачам (СОЗ), актуальність яких з кожним роком зростає та вивчення яких знаходиться на початкових стадіях.

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 [98].

Аналіз даних літератури показав, що увага до проблеми хлорованих ППД, яка виникла більше 50 років тому, останніми роками не зменшується.

Досліджені генотоксичні ефекти побічних продуктів хлорування прісноводних видів водоростей, включаючи зелені (*Chlorella sp.*, *Chlamydomonas sp.* і *Scenedesmus quadricauda*), діатомові (*Navicula pelliculosa*, *Nitzschia palea Grunow* і *Synedra sp.*) і синьо-зелені (*Microcystis sp.*, *Chroococcus sp.* і *Gloeocapsa sp.*), які ізольовані з резервуарів води. Оцінка ППД (хлороформу /ХФ/, ди- та трихлороцетових кислот /ДХОК, ТХОК/, ди- та трихлорацетонітрилу /ДХАН, ТХАН/) показала, що зелені і діатомові водорості є більш ефективними попередниками ППД, чим синьо-зелені водорості. Характерно, що головними вкладниками в генотоксичність хлорованих розчинів були проміжні ППД, а не тригалометани (ТГМ) або галооцетові кислоти (ГОК) [99].

Проведена оцінка потенціалу формування побічного продукту дезінфекції (ПФППД) при хлоруванні синьо-зеленої (*Microcystis aeruginosa*) і діатомової (*Cyclotella meneghiniana*) водоростей. *M. aeruginosa* показала більш високий ПФППД, чим *C. meneghiniana*, при цьому рівень ППД мінявся залежно від компонентів водоростевих кліток. ПФППД для компонентів *M. aeruginosa* ранжувався так: суспензія клітини (CS) \approx внутрішньоклітинна органічна речовина (ІОМ) > позаклітинна органічна речовина (ЕОМ) > фрагменти клітини (CD), тобто ІОМ є головним попередником ППД для *M. aeruginosa*. Рівні ППД від компонентів *C. meneghiniana* перебували в такому порядку: CS > ІОМ \approx CD \approx ЕОМ, тобто всі три компоненти мають подібні внески в повне формування ППД [100].

Вивчені особливості формування ГОК з фенолів в процесі хлорування. Виявлені ДХОК і ТХОК, при цьому остання була домінуючою. Ці результати показують, що феноли у вихідній воді є активними попередниками утворення ГОК [101].

Обстеження учасників National Health and Nutrition Examination Survey (1999-2006, N = 2781) мало на меті перевірку гіпотези, що ТГМ пов'язані з ушкодженням печінки, індикатором чого є активність аланінамінотрансферази крові. Встановлено, що в порівнянні з контролем імовірність гепатотоксичності зростає в 1,35 рази. Слід зазначити, що перевищення нормативів для повних рівнів ТГМ продовжує фіксуватися як у Сполучених Штатах, так і глобально. Тому, на думку авторів, такі дослідження слід продовжити [102].

У роботі підтверджено, що розчинений органічний вуглець є попередником потенціалу формування ТГМ (ПФТГМ) [103].

У роботі вивчено в цілому 46 нормованих і ненормованих ППД, включаючи 10 ТГМ, 13 ГОК, 6 галоніторметанів (ГНМ), 6 галоацетонітрилів (ГАН) і 11 альдегідів на етапах очистки і в розподільній мережі. У вихідній воді знайдено 5 альдегідів і 2 ГОК. Процес коагуляції збільшував концентрації ППД і викликав формування трьох нових ППД. Фільтрація на піщаних фільтрах в основному видаляла альдегіди і ГОК (15-50 %), але збільшувала рівні ТГМ, ГНМ і ГАН на 70 %. Діоксид хлору викликав формування 3 нових альдегідів (включаючи бензальдегід), 5 ГОК і хлороформу. Хлорамінування підвищувало рівні 8 альдегідів і 7 ГОК, а також викликало формування моноіодоцетової кислоти, дибромхлорметану, дихлорйодметану і бромхлорацетонітрилу. Показано, що у весняно-літній сезон концентрації ГОК і ТГМ зростають на 50 % і 350 % відповідно [104].

Оцінювали зміни якості води від джерела води до кінця розподільної системи двох регіонів Канади. Найвищі концентрації ТГМ і ГОК були виявлені в літньо-осінній період. При цьому для регіону Ньюфаундленду і Лабрадору рівні ТГМ і ГОК були в три рази вищі, чим у Квебеці [105].

У дослідженні показано, що розчинені мікробні продукти (РМП) є головними попередниками утворення ППД, оскільки ПФППД складав приблизно 5,6 $\mu\text{mol}/\text{mmol}$ розчиненого органічного вуглецю (РОВ). РМП склалися із полісахаридів, білків і гуміноподібних речовин; останні дві групи можуть являтися попередниками ППД. Фракція РМП з молекулярною масою <1 kda становила 85 % РОВ і 65 % ПФППД. Такі фракції важко вилуча-

ються в процесі очищення води, що вимагає додаткових заходів контролю [106].

У дослідженні [107] оцінювали вплив різних концентрацій РОВ на утворення ТГМ, ДГОК і ТГОК при хлоруванні бромвмісних вод. Результати показали, що рівні ТГМ збільшувалися з підвищенням концентрацій РОВ, броміду і хлору. Напроти, рівні ДГОК і ТГОК не залежали від змін броміду і дози хлору при низькому РОВ (1 mg/l), але збільшувалися з дозою хлору при більш високих концентраціях РОВ (4 mg/l). Кінетика формування ТГМ залежала і від окиснення, і від галоїдування, тоді як для ДГОК і ТГОК окиснення було більш важливим. Хлорування бромвмісних вод пов'язане, головним чином, із формуванням ТГМ, чим ДГОК і ТГОК.

На думку авторів [108] суттєве (83-89 %) зниження ПФТГМ при обробці питної води відбувається, головним чином, за рахунок видалення РОВ, а не селективного видалення попередників ТГМ. Якість РОВ змінювалася після хлорування і фільтрації. Хоча концентрація ТГМ після початкових стадій обробки зменшилася, спостерігалася поява бромованих ТГМ, які є більш канцерогенними, чим хлоровані.

Визначення концентрацій загальної кількості ТГМ і хлороформу (ХФ) в водопровідній мережі показало середні рівні 575 і 595 $\mu\text{g/l}$, що перевищувало допустимі межі США (80 $\mu\text{g/l}$) і ЄС (100 $\mu\text{g/l}$). ХФ превалював в ТГМ (> 85 %). ТГМ ранжувались у такий спосіб: хлороформ, бромдихлорметан > дибромхлорметан > бромформ. Виконана оцінка прижиттєвого ризику раку ТГМ для чоловіків і жінок на прогнозних моделях при пероральному, інгаляційному і перкутанному впливах. Найвищий ризик раку встановлено для інгаляційного, потім перорального і перкутанного. Середній прижиттєвий ризик раку для чоловіків і жінок склав $0,51 \cdot 10^{-3}$ і $1,22 \cdot 10^{-3}$ відповідно. Це означає, що очікуване число ризиків раку щорічно досягає двох — трьох випадків на мільйон населення [109].

Аналіз ідентифікації хлорованих ППД у різних європейських водах показав широкі межі коливань концентрацій ТГМ — 8-85 $\mu\text{g/l}$. Відзначені зміни у співвідношенні ТГМ до ГОК, ТГМ до ГАН, ТГОК до ДГОК. Оцінка впливу на основі цих даних не достатня для висновку про вплив на здоров'я населення [110].

Вивчений вплив коагуляції і фракціонування природної органічної речовини на утворення ТГМ, ГОК і ГАН у хлорованій воді. Встановлено, що попередники ГОК і ТГМ є гідрофобними, а попередники ГАН гідрофільними. Знайдені кореляції між концентраціями ТГМ, ГОК і ГАН. Підкреслюється, що коагуляція видаляє попередники ТГМ і ГОК, однак попередники ГАН усуваються у незначній мірі [111].

В процесі наукового обґрунтування та розробки шкали оцінки канцерогенного ризику для здоров'я людей від споживання питної води, що містить хлороорганічні сполуки, встановлено наступне [112]. При споживанні протягом життя питної води з вмістом хлороформу на рівні 0,06 mg/l (ГДК в Україні [173]), можна очікувати розвиток 0,8 випадків на 10 тис. населення, що відповідає „низькому» (прийнятному) канцерогенному ризику, з вмістом ХФ на рівні 0,2 mg/l (ГДК в Росії [113]) — «середньому» канцерогенному ризику. Норматив ХФ — 0,006 mg/l відповідає „допустимому» ризику онкозахворюваності, його запропоновано для фасованої питної води України [30, розділ 2], яка повинна мати якість, ліпшу за якість водопровідної води централізованої системи господарсько-питного водопостачання згідно із Законом України «Про питну воду та питне водопостачання» [1, вступ].

Слід зазначити, що за нормативами ВООЗ вміст хлороформу зріс від 200 $\mu\text{g/l}$ у 2004 р. [2, вступ] до 300 $\mu\text{g/l}$ у 2011 р. [3, вступ].

Аналіз даних закордонних дослідників у вітчизняних роботах [114] показує наступне. Споживання населенням питної води з підвищеним вмістом хлороформу слід вважати одним з факторів, здатних викликати у людей захворювання раком. При аналізі онкологічної захворюваності населення необхідно враховувати методологічні похибки відносно а) варіабельності якості води, у тому числі, за сезонами року, по точкам відбору в процесі досить тривалого (десятиліттями) споживання; б) необхідності виділення канцерогенного ризику галогенвмісних сполук 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 крана, а на роботі; ж) професійних впливів токсич-

кантів; з) усього комплексу антропогенних впливів від радіаційних до стресорних.

Суперечливість викладеного зовсім не заперечує очевидності незаперечного факту, що ці речовини є чужорідними, тобто 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 галогенвмісних сполук еволюційно відсутні [115].

Разом з тим, це означає, що галогенвмісні сполуки, як потенційні токсиканти і канцерогени, можуть викликати токсичний або віддалений ефект тільки в тому випадку, якщо: а) потраплять у питну воду в значимих концентраціях (наприклад, у м. Болград (Одеська область) зафіксована концентрація на рівні понад 800 $\mu\text{g/l}$ [31, розділ 2]; б) проникнуть в адекватно чутливий організм у результаті пиття або прийманні водних процедур (головним чином інгаляційно); в) досягнуть органа-мішені; г) будуть мати активні молекули або радикали; д) зможуть подолати системи антиоксидантного захисту організму [115]; е) будуть здатні викликати ушкодження мембранних і цитоплазматичних структур клітини; е) необхідність ушкодження запустить механізми токсичних ефектів і генетичних трансформацій [114].

Аналіз даних літератури [27, розділ 1] щодо токсичних ефектів діоксиду хлору та його побічних продуктів (хлоритів та хлоратів) при знезараженні води показав наступне.

За даними ВООЗ рекомендована концентрація діоксиду хлору у питній воді не встановлена у зв'язку з його швидким розпадом. Встановлено, що пороговою концентрацією діоксиду хлору за впливом на запах води є 0,45 — 0,40 mg/l . Присмак інтенсивністю 1 — 2 бали виявляється при більш високих концентраціях цієї сполуки у воді [3, розділ 1].

В Україні для води об'єктів господарсько-питного та культурно-побутового водокористування гранично-допустима концентрація (ГДК) діоксиду хлору складає $\geq 0,1 \text{ mg/l}$; хлорит-аніонів $\leq 0,2 \text{ mg/l}$, хлорат-аніони — не нормуються [30, розділ 2].

Хлорит-аніони, що потрапляють із стічними водами до природних водоймищ, швидко відновлюються до хлорид-аніонів і тому безпечні для довкілля [27, розділ 1].

За нормативами США (IBWA — Міжнародна асоціація бутильованої води) для питної води концентрація залишкового діоксиду хлору та хлорит-аніону не повинна перевищувати 0,8 та 1,0 mg/l відповідно [116].

За рекомендаціями ВООЗ (2011 р.) [3, розділ 1] залишкові концентрації хлорит-аніону та хлорат-аніону не повинні перевищувати 0,7 mg/l .

В роботі [9, вступ] досліджено вплив діоксиду хлору і його похідних (хлоритів і хлоратів) в еквімолярних (0,02 mmol) концентраціях 1,35; 1,35; 1,67 mg/l на організм лабораторних тварин (білі щури-самці лінії Вістар) при тривалому вживанні питної води впродовж 100 днів. Встановлено відсутність достовірних змін ($p > 0,05$) показників крові, перекисного гемолізу еритроцитів, балансу перекисного окислення ліпідів/антиоксидантної системи. Відсутність вірогідності досліджених параметрів у порівнянні з контролем у щурят-самців з першого потомства самок, що споживали воду з тим же ранжуванням питного режиму, дозволило зробити припущення щодо відсутності ембріотоксичності і тератогенності діоксиду хлору, хлоритів і хлоратів у вивчених концентраціях. Показано, що при заданих умовах експерименту вивчені сполуки не спричиняють у шлунково-кишковому тракті та органах репродукції патологічних змін. Разом з тим, встановлено збільшення щільності розподілу сперматогоніїв у каналцях яєчок під впливом діоксиду хлору (констатовано деяке підвищення плідності у групі самців і самок, що споживали воду з діоксидом хлору, у порівнянні з контрольною та іншими дослідними групами) і деяке зростання активності NO-S у тканині селезінки у всіх дослідних групах, що, вірогідно, пояснюється ефектом гормезису, а також наявність діapedезних виходів еритроцитів у тканинах печінки і кишківника під впливом хлоратів. Отримані дані свідчать про необхідність подальшого вивчення цих аспектів впливу діоксиду хлору, хлоритів і хлоратів на організм.

Оцінка значимості забруднення водних об'єктів стійкими органічними забруднювачами (CO_3) та їх впливу на здоров'я населення показала наступне.

В останні десятиліття світ зіштовхнувся з гострою проблемою забруднення навколишнього середовища стійкими органіч-

ними 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).

Еколого-гігієнічна значимість цих контамінантів безсумнівна, про що говорять конспективно наведені нижче дані літератури.

Предметом експертиз, представлених у статті [117], було визначення 16 ПАВ в зразках необроблених і оброблених стічних вод. ΣПАВ коливалася від 255,050 μg/l до 311,907 μg/l і від 0,940 до 4,465 μg/l відповідно. Встановлено, що 71-84 % цих речовин адсорбується на поверхні суспендованих твердих часток, а 16-29 % розчиняється у воді.

Встановлено, що морські діатомові водорості роду *Arenibacter* здатні розкладати ПАВ [118].

Дослідження фракцій ПАВ в зливовій воді показало, що їх найвищі концентрації спостерігаються при максимальному рівні суспендованих твердих часток [119].

Загальна кількість ПАВ і ПХБ у морських відкладаннях коливалася від 21,6 до 108 ng/g і від 2,50 до 20,7 ng/g відповідно [120].

Результати досліджень 87 дітей у віці 3-6 років (Китай) продемонстрували, що рівні ПАВ, бензолу і толуолу (ВТ) у них в 2-30 раз вищі, чим у дітей з інших країн. Ця відмінність особлива характерно для пірену і ВТ. Значні відмінності в рівнях суми метаболітів ПАВ і ВТ знайдені між три і шестилітніми дітьми ($p < 0,05$), що

пояснюється різними рівнями метаболізму або частотою інгаляції. Діти у віці 3-4 року виявилися більш чутливими до впливу ПАВ, чим більш старші [121].

Досліджували асоціацію між концентраціями в сироватці крові ХОП / ПХБ із ризиком раку молочної залози. Виявлено позитивну кореляцію для β — гексахлорциклогексану (β-ГХЦГ), гексахлорбензолу (ГХБ), гептахлору (ГХ), ДДЕ і ПХБ 138, 153, 180. Однак, корекція моделі показало статистичну значимість тільки для β — ГХЦГ і ДДЕ. При цьому, тільки β-ГХЦГ був пов'язаним з ризиком раку (індекс кореляції 1,18) [122].

У р. Темзі (Великобританія) встановлені низькі рівні ПХБ, але відносно високі концентрації в рибі [123].

Концентрації ПХБ у відкладаннях Балтійського моря стабільні і їх значного зменшення не слід очікувати в найближчому майбутньому [124].

Оцінка ризику для населення забруднення пестицидами поверхневих вод в Ефіопії показала його незначність [125].

Встановлено, що середні концентрації ПАВ у воді, суспендованій специфічній речовині і відкладаннях, складали $170,7 \pm 70,8$, $210,7 \pm 160,7$ і $908,5 \pm 1878,1$ ng/g відповідно. Ідентифіковано три головні джерела ПАВ, включаючи вугілля, згоряння біомаси і транспортні засоби [126].

Аналіз біомаркерів ПАВ у польських вагітних непалючих жінок показав більш високий вплив ПАВ, чим в західних країнах, що є значною загрозою здоров'ю немовлят [127].

Концентрації ПХБ у підземних водах значимо корелювали з концентраціями у воді Ботнічної затоки Балтійського моря ($p < 0,00001$) та з концентраціями в молоді окуня в цій області ($p < 0,00001$) [128].

Заміщені ПАВ (SPAHs) є глобальними забруднювачами навколишнього середовища в результаті їх стабільності і великої кількості джерел. Деякі SPAHs є більш токсичними, чим вихідні ПАВ. Вивчено три домінуючі типи SPAHs: окси-РАHs (ОРАHs), нітро-РАHs (НРАHs) і метил-РАHs (МРАHs), а також 16 пріоритетних ПАВ у річковій воді. Виявлені у розчиненій фазі та у формі часток МРАHs (0,02-0,40 μg/l; 0,32-16,54 μg/g відповідно), ОРАHs (0,06-0,19 μg/l; 0,41-17,98 μg/g відповідно), ПАВ (0,16-

1,20 mg/l; 1,56-79,38 µg/g відповідно). Станції обробки стічних вод (WWTP) є головними джерелами забруднення рік МРАНс (62,3 % і 87,6 % у двох сезонах), РАНс (68,5 % і 89,4 %), і особливо ОРАНс (80,3 % і 93,2 %). Додатково, більшість МРАНс (12,4 кг, 80,0 % загальної кількості), ОРАНс (16,2 кг, 83,5 %) і ПАВ (65,9 кг, 93,3 %) надходить із сільгоспугідь у результаті іригації [129].

Поверхневі осади були проаналізовані на n-алкани, ПАВ, ПХБ, ХОП і ФОП. Концентрації алканів коливалися від 184 до 26 780 µg/kg із середньою концентрацією 6126 ± 8006 µg/kg, суми ПАВ — від 572 до 4235 µg/kg (середня 1966 ± 1104 µg/kg), суми ПХБ — від 2,8 до 435 µg/kg (середня 148 ± 164 µg/kg) і суми пестицидів — від 0,07 до 1,25 µg/kg (середня $1,23 \pm 1,29$ µg/kg). Показано, що концентрації СО₃ відносно вищі в усті ріки. Встановлено, що головними джерелами ПАВ є піролітичні процеси. Для ПХБ у п'яти точках концентрації були вище середніх значень, що вказує на високу потенційну токсичність осаду із імовірними несприятливими ефектами на біоту [130].

Аналіз показав, що ефективним способом очищення води від ПАВ є вдосконалені окисні процеси (AOPs), а також комбінування AOPs з біологічною обробкою [131].

Проаналізовано результати визначення концентрацій ПХБ в осадах восьми ділянок р. Рона. Максимальні концентрації ПХБ по ходу ріки збільшуються від 11,50 µg/kg нагору за течією до 417,1 µg/kg на більшості ділянок нижче за течією [132].

Зразки, відібрані влітку 2009 р. в 16 різних точках, включали муніципальні і промислові станції обробки стічних вод і нафтохімічні індустриальні стоки в області Х'юстона. Визначення 209 конгінерів ПХБ в оброблених стічних водах показало, що їх сумарний вміст складає від 1,01 до 8,12 ng/l у розчиненому середовищі і від 2,03 до 31,2 ng/l у суспендованому середовищі. Легкі конгінери виявлені у найбільших концентраціях у розчиненій фазі, тоді як у суспендованій більш важкі [133].

Обговорюється вплив пестицидів на здоров'я дітей у контексті патології нервової системи і раку [134].

Дослідження в Мексиці (123 учасника) продемонстрували наявність ПХБ від 8,20 до 91,0 ng/g ліпідів і ДДТ від відсутності до 34,0 ng/g ліпідів [135].

Сумарна концентрація 23 ПХБ у воді р. Янцзи коливалася від 24,3 до 343,3 pg/g (середнє значення 126,7 pg/g). Встановлено, що 40,1 % ПХБ надходили з ріки, 37,9 % з місцевих джерел і 22,0 % з атмосферних опадів. Знайдено, що 81 % ПХБ мали технічне походження, а 19 % зроблені в минулому сторіччі [136].

Виявлено, що ПХБ 28 (трихлоретилен-хлорбіфеніл) є більш стійким до біотрансформації, чим ПХБ 101 і 110 (пентахлорбіфенили). Конгінери з атомами хлору в 2,5- і 2,3,6 положеннях більше схильні до біотрансформації у порівнянні з такими в 2,3,4-; 2,4,5-; 3,4,5- і 2,3,4,5 положеннях [137].

Аналіз показав, що рівні певних пестицидів у воді Великих озер США перевищували регламенти в 6-32 % проаналізованих зразків [138].

У монографії [76] та роботах [139-142] проведено узагальнення деяких даних літератури по біологічних ефектах ХОП, ПАВ та ПХБ.

Щодо ХОП це стосується мембранних ефектів та репродуктивної токсичності ліндану [143], підвищення ризику гіпертензивних розладів при вагітності під впливом [144], взаємозв'язку пестицидів і їх метаболітів з діабетом [145-147], менопаузою у жінок [148], антиендокринних (заміщення естрадіолу) властивостей [149], ризику неходжкінської лімфоми при високих рівнях у жировій тканині ДДТ, наохлаору і оксихлордану [150].

Оцінка глобального статусу ДДТ і його метаболітів для використання в контролі і профілактиці захворювань свідчить про необхідність інтегрованої стратегії мультипартнерства для розвитку і реалізації ефективних технологій пошуку альтернатив ДДТ [151].

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 [152].

В останні роки інтенсифікувалися дослідження з екологічної і гігієнічної оцінки ПАВ як стійких органічних забруднювачів навколишнього середовища і їх ризику для здоров'я населення.

Зокрема, це стосується впливу ПАВ як ендокринних деструкторів, основною мішенню яких є яєчко [153]: у порівнянні з контролем клітки Лейдига після впливу бенза[а]пірену продукували менше тестостерону. Підтвердженням цього є ДНК — ушкоджуючий вплив на сперму з наступним впливом на безплідність у чоловіків [154, 155].

Головним джерелом забруднення прісноводних і морських водойм поліхлорбіфенілами (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 відкладаннях водойм, невелика частина їх зазнає біотрансформації мікроорганізмами і водоростями. Тому вміст ПХБ у донних відкладаннях можна розглядати як інтегровану в часі суму техногенного впливу на водойму [152].

ПХБ можуть викликати ранню втрату вагітності у жінок після екстракорпорального запліднення [153]; нейроповедінкові зміни у немовлят та зниження психомоторної діяльності у дітей в віці 6 місяців — 2 роки [154]; впливати на розвиток гіпертонічної хвороби [155].

У роботі [159] показані результати секвенування нового виду *Raenibacillus* — подібних бактерій (*Betaproteobacteria*), виділених з донних відкладань, які мають здатність окиснити біфеніли.

В монографії [76] та роботах [139-142] представлені результати ідентифікації і кількісного визначення методом хромато-мас-спектрометрії основних ХОП, ПАВ і ПХБ у ропі та пелоїдах Шаболатського (Будакського) лиману. Дослідження вмісту хлорорганічних пестицидів (ХОП) свідчить про свіже забруднення лиману ДДТ, концентрації якого у пробах донних відкладань перевищують закордонні нормативи, і акумуляцію ліндана і α -ГХЦГ в лікувальних грязях у результаті седиментації. Незва-

жаючи на те, що за сумарною концентрацією ПХБ ропи лиману помірно забруднена, а в донних відкладаннях ці забруднювачі не перевищують нормативні рівні, наявність у ропі лиману ПХБ № 118,101 дозволяє судити про «старе» джерело забруднення лиману, а донні відкладання лиману розглядати як джерело вторинного забруднення ропи ПХБ. Результати аналізу 16 ПАВ показали, що триває поступова акумуляція забруднення в пелоїдах лиману в результаті седиментації. 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.

3.2.2. Характеристика хімічного забруднення води

Комплекс досліджень води включав фізико-хімічні дослідження основного макроскладу (гідрокарбонат, карбонат-іони, хлориди, сульфати, кальцій, магній, натрій + калій), санітарно-хімічних показників (нітрат-, нітрит-іони, іони амонію, феноли, хлорорганічні пестициди, нафтопродукти), вмісту загального органічного вуглецю, важких металів (Cd, Pb, Mn, Cr, Zn, Cu, V).

Визначення фізико-хімічних та санітарно-хімічних показників виконували у відповідності із затвердженими методиками [160].

Титруванням визначали концентрацію іонів кальцію, магнію (комплексометричне титрування), хлорид-іонів (осаджувальне титрування), гідрокарбонатних і карбонатних іонів. Водневий показник (рН) визначали за допомогою лабораторного рН-метра — мілівольтметра рН-121. Вміст сульфат-іонів визначали гравіметричним методом. Колориметричні методи застосовувались при аналізі води щодо вмісту в ній нітрат-іонів і нітрит-іонів, іонів амонію [161, 162]. Важкі метали (Cd, Pb, Mn, Cr, Zn, Cu, V) визначали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі «Сатурн 4 ЭАВ». Флуориметричний метод використовували при аналізі

води щодо вмісту в ній фенолів, нафтопродуктів на аналізаторі рідини „Флюорат-02-2М” [163, 164]. Вміст валового (загального) органічного вуглецю ($C_{\text{вал}}$) визначали на аналізаторі загального органічного вуглецю TOC-V CSN [165]. Пестициди визначали методом газової хроматографії після екстрагування (рідина-рідина) на хроматографі «Кристал-2000» з електроно-захватним детектором (ЕЗД) [160].

Дослідження виконували у трьох повторностях.

Статистичну обробку проводили шляхом розрахунку співвідношення мінімального, максимального та середнього значення фізико-хімічних та санітарно-хімічних показників.

Дослідження вмісту CO_3 . Аналіз проб води на вміст стійких органічних забруднювачів (CO_3), а саме ХОП (хлорорганічних пестицидів) (α -ГХЦГ, ГХБ, Я-ГХЦГ, γ -ГХЦГ (ліндан), гептахлор, алдрин, ДДТ та його метаболіти), поліхлорованих біфенілів (ПХБ) та поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ) виконано згідно методик Українського наукового центру екології моря (м. Одеса) на основі міжнародних стандартів [166, 167]. Методика полягала у наступному. Пробу води об'ємом 1 л екстрагували методом твердофазної екстракції на мембранних дисках ENVI-C18. Цільові сполуки елюювали сумішшю розчинників (гексан, дихлорметан). Елюат очищали і фракціонували методом колоночної хроматографії на колонці із флоризилом, для елюювання цільових фракцій використовували суміші розчинників (гексан, дихлорметан). Упарені на роторному випарникові фракції аналізували методами газової хромато-мас-спектрометрії і газової хроматографії з мікро-електронно-захватним детектором. Застосовували розчинники (гексан, дихлорметан, метанол, етилацетат, ізооктан) виробництва фірми Merck (кваліфікація “for residue analysis”).

Для градуювання приладу на вміст CO_3 (9 ХОП, 16 конгінерів ПХБ, 16 пріоритетних ПАВ) використовували стандартну суміш виробництва фірми Supelco з концентрацією кожного компонента 10 — 2000 $\mu\text{g/ml}$. У випадку визначення ПАВ в якості внутрішнього стандарту використовували дейтерований пірен (pyrene-d10) виробництва Cambridge Isotope Laboratories (Andover, MA, USA).

Дослідження впливу деяких дезинфектантів-окислювачів на утворення тригалометанів виконували таким чином.

Робочі розчини активного хлору отримували шляхом розбавлення основного розчину рідкого гіпохлориту натрію, який використовують на водоканалах для хлорування води, до концентрацій, які забезпечують дозу активного хлору 1, 3, 5, 7 mg/l .

Дозу активного хлору та концентрацію залишкового активного хлору визначали стандартним методом за ДСТУ ISO 7393-1-2003 [168].

Хлороформ, як індикаторну сполуку ТГМ, визначали за ДСТУ ISO 10301:2004 [169] на хроматографі «Кристал-Люкс-4000» з електроно-захватним детектором (ЕЗД).

Водні робочі розчини діоксиду хлору готували з твердого препарату при перемішуванні 5-10 хв. з концентрацією 1 g/l за методикою, викладеною у Інформаційному листі [170]. При необхідності перевіряли концентрацію методом йодометричного титрування, яка приведена в інструкції із застосування препарату. Об'єм робочого розчину із розрахунку доз діоксиду хлору 1, 2, 3, 4, 5 mg/l додавали до ємності об'ємом 1 л з водою певного озера. Експозиція складала 24 год.

Дозу діоксиду хлору та концентрацію хлоритів як побічних продуктів визначали стандартним методом, який викладено у Методичних рекомендаціях [171].

Хлороформ, як індикаторну сполуку ТГМ, визначали за ДСТУ ISO 10301:2004 [169] на хроматографі «Кристал-Люкс-4000» з електроно-захватним детектором (ЕЗД).

Кожне дослідження проводили у 3-х повторностях. Отриманий матеріал обробляли статистичними методами непрямих різниць. Вірогідними змінами вважались ті, що знаходились за таблицями Стьюдента у межі вірогідності $< 0,05$ [172].

Результати фізико-хімічних та санітарно-хімічних досліджень

Результати фізико-хімічних та санітарно-хімічних досліджень, які оцінювали на відповідність вимогам чинних нормативних документів ДСТУ 4808:2007 [32, розділ 2] та СанПіН № 4630-88 [33, розділ 2], показують наступне.

Фізико-хімічні дослідження (табл. 3.10, 3.11, рис. 3.6) показали, що вода р. Дунай у всіх точках відбору (зразки 1 — 4) за основними фізико-хімічними показниками відповідала чинним вимогам ДСТУ 4808:2007 [32, розділ 2] до джерел 1-2 класу якості та повністю відповідала вимогам СанПіН № 4630-88 [33, розділ 2]. Такий же висновок можна зробити щодо цих показників води оз. Кагул та Ялпуг, за винятком деякого перевищення сухого залишку у зразку 5 (1068,0 mg/l). Однак, в озерах Катлабух, Китай, річках Ялпуг, Карасулак, Єніка якість води різко погіршується і за сухим залишком перевищує середній показник для р. Дунай (266 mg/l) у 6,9; 5,4; 16,3; 7,1; 10,4; 9,4; 28,4 рази для зразків 8-14 відповідно. Всі ці водні об'єкти за ДСТУ 4808:2007 [32, розділ 2] відносяться до джерел 3-4 класу, не відповідають вимогам СанПіН № 4630-88 [33, розділ 2] і повністю непридатні як джерела централізованого господарсько-питного водопостачання.

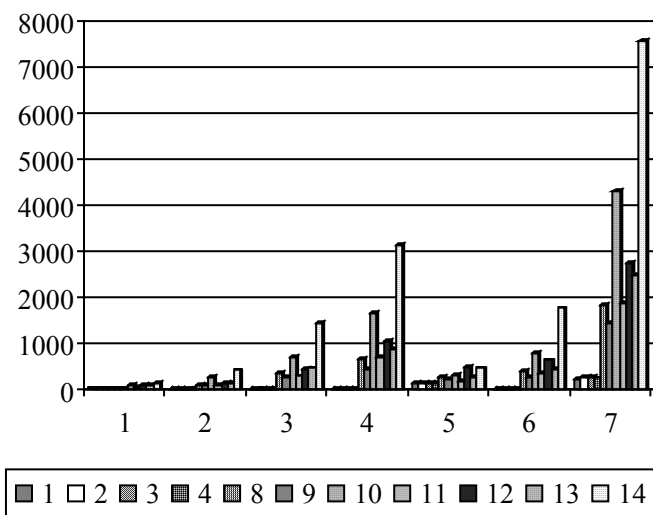


Рис. 3.6 Порівняння показників сухого залишку (mg/l) та макрокомпонентного складу (mg/l) води р. Дунай, оз. атлабух та Китай, р. Ялпуг, Карасулак, Єніка (1 — кальцій, 2 — магній, 3 — хлориди, 4 — сульфати, 5 — бікарбонати, 6 — натрій, 7 — сухий залишок) (1 ... 14 — номери зразків)

Таблиця 3.10
Результати фізико-хімічних досліджень води водних об'єктів Українського Придніува'я (зразки 1-8), min — max (Me)

Показник	1	2	3	4	5	6	7	8
Запах, бали	2	3	4	5	6	7	8	9
Прозорість, см	1/1	1/2	1/1	1/2	2/3	2/3	2/3	2/3
Кольоровість, град.	11,5-12,9 (12,4)	3,2-3,9 (3,5)	18,1-18,9 (18,5)	17,3-17,8 (17,5)	9,7-10,2 (10,1)	13,7-14,3 (14,0)	27,3-28,5 (28,1)	7,8-8,2 (8,0)
Кальорівість, mg/l	5,3-6,1 (5,8)	5,9-6,6 (6,4)	3,9-4,9 (4,4)	6,3-7,1 (6,8)	10,7-11,9 (11,4)	9,7-10,3 (10,0)	4,8-5,6 (5,0)	12,9-13,7 (13,4)
Каламутність, mg/l	29,7-31,2 (30,0)	127,6-129,3 (128,5)	40,3-41,8 (41,0)	8,9-9,5 (9,3)	21,8-22,3 (22,0)	20,9-21,4 (21,1)	22,9-23,5 (23,3)	156,6-158,9 (158,0)
Водневий показник, од. рН	7,97-8,12 (8,06)	7,75-8,03 (7,93)	7,86-8,11 (8,03)	7,67-8,12 (7,95)	7,92-8,43 (8,14)	8,34-8,77 (8,57)	7,52-7,87 (7,70)	8,23-8,94 (8,44)
Окислюваність перм., mgO/l	2,9-3,3 (3,2)	3,2-3,8 (3,5)	3,1-3,6 (3,3)	3,1-3,5 (3,3)	11,8-12,6 (12,0)	8,6-9,4 (9,0)	8,7-9,3 (9,0)	12,8-13,7 (13,3)
Лужність, mg-ekv/l	2,67-2,84 (2,73)	2,57-2,76 (2,69)	2,58-2,68 (2,65)	2,69-2,76 (2,72)	2,98-3,13 (3,04)	3,97-4,34 (4,15)	3,23-3,65 (3,47)	4,12-4,45 (4,33)
Жорсткість, mg-ekv/l	3,34-3,56 (3,45)	3,17-3,45 (3,36)	3,13-3,28 (3,24)	3,28-3,44 (3,36)	3,67-3,87 (3,73)	7,02-7,24 (7,18)	5,01-5,11 (5,07)	12,03-12,43 (12,32)
Кальцій, mg/l	46,6-48,1 (47,5)	45,7-46,9 (46,5)	44,7-46,5 (45,9)	47,5-48,3 (48,1)	23,7-25,1 (24,8)	43,6-44,9 (44,1)	36,9-39,3 (37,7)	42,9-43,8 (43,7)

Продовження таблиці 3.10

I	2	3	4	5	6	7	8	9
Магній, mg/l	12,8-13,4 (13,1)	11,7- 12,9 (12,6)	11,1-12,1 (11,6)	10,7-12,3 (11,7)	29,5-30,7 (30,3)	59,4-61,2 (60,5)	37,6-39,3 (38,8)	119,4-125,7 (123,3)
Натрій + калій, mg/l	18,7-20,1 (19,9)	21,8- 22,8 (22,2)	20,70- 21,5 (21,3)	19,9-21,3 (20,9)	66,8-68,2 (67,6)	227,7- 230,3 (229,9)	103,2- 107,5 (105,4)	409,5-415,4 (413,0)
Хлорид-іони, mg/l	24,5-26,4 (25,3)	24,3- 27,8 (26,5)	22,3-26,4 (24,3)	26,7-28,7 (27,5)	87,6-89,4 (88,4)	191,6- 195,6 (193,0)	103,2- 107,1 (105,3)	371,8-374,5 (373,4)
Сульфат-іони, mg/l	33,2-37,5 (36,4)	32,3- 36,5 (34,4)	32,2-35,7 (34,4)	29,7-32,3 (31,5)	32,1-45,3 (43,0)	322,4- 327,4 (325,5)	129,7- 140,3 (136,4)	667,3-674,9 (670,5)
Гідрокарбонат- іони, mg/l	161,2- 168,4 (166,4)	159,4- 168,7 (163,9)	159,2- 163,8 (161,5)	164,6- 168,3 (165,8)	183,4-188,9 (185,5)	251,2- 258,4 (253,3)	208,7- 214,5 (212,0)	289,5-312,4 (300,7)
Сухий залишок, mg/l	249,7- 258,6 (252,0)	275,8- 281,2 (276,0)	267,4- 275,3 (268,0)	263,4- 271,3 (267,0)	419,3-428,4 (422,0)	1056,5- 1067,9 (1068,0)	643,2- 659,7 (650,0)	1824,3- 1845,6 (1834,0)

Таблиця 3.11
Результати фізико-хімічних досліджень води водних об'єктів Українського Придунав'я (зразки 9-15), min — max (Me)

Показник	9	10	11	12	13	14	15
I	2	3	4	5	6	7	8
Запах, бали	2/3	2/3	2/3	2/3	2/3	2/3	1/2
Прозорість, см	8,0-8,7 (8,3)	6,1-6,5 (6,3)	8,2-8,7 (8,5)	11,0-12,5 (11,9)	5,1-5,9 (5,6)	5,2-5,5 (5,3)	7,207,9 (7,5)
Кольоровість, град.	10,9-11,6 (11,2)	10,8-11,8 (11,6)	8,8-9,7 (9,2)	22,5-27,5 (24,4)	31,2-34,7 (32,2)	22,3-26,7 (25,9)	22,3-26,7 (25,8)
Каламутність, mg/l	112,7-118,9 (116,2)	374,7-3814,5 (377,8)	158,7- 163,2 (160,3)	29,1-41,3 (40,5)	68,5-72,3 (70,3)	214,4-218,7 (216,3)	21,3-25,3 (23,4)
Водневий показник, од.рН	8,42-8,77 (8,67)	8,44-8,63 (8,50)	8,12-8,89 (8,62)	7,86-8,12 (8,07)	7,13-7,97 (7,71)	8,13-8,77 (8,47)	8,15-8,34 (8,26)
Окислюва- ність перм., mgO/l	11,9-12,9 (12,5)	19,4-22,1 (21,2)	11,9-13,1 (12,9)	14,8-15,7 (15,2)	18,8-20,1 (19,7)	27,3-29,6 (28,6)	8,7-10,1 (9,8)
Лужність, mg- ekv/l	3,75-4,56 (4,27)	4,99-5,35 (5,19)	3,12-3,76 (3,51)	8,11-8,98 (8,53)	4,35-4,87 (4,52)	6,89-8,01 (7,87)	3,44-3,87 (3,54)
Жорсткість, mg-ekv/l	9,98-10,66 (10,19)	26,55-28,11 (27,86)	11,88- 12,67 (12,22)	16,89- 17,55 (17,36)	18,76- 19,67 (19,12)	41,35-42,78 (42,68)	3,98-4,76 (4,56)

1	2	3	4	5	6	7	8
Кальцій, mg/l	47,5-49,3 (48,3)	106,3-109,1 (108,2)	60,9-63,3 (62,3)	95,6-98,7 (97,6)	106,1- 108,2 (107,0)	136,5-139,7 (138,7)	55,2-57,3 (56,3)
Магній, mg/l	92,3-95,6 (94,6)	271,6-275,4 (273,1)	108,9- 111,2 (110,8)	148,6- 153,4 (151,9)	166,1- 168,9 (167,6)	429,4-436,7 (434,8)	16,9-17,8 (17,4)
Натрій + калій, mg/l	275,4-281,3 (277,4)	809,5-813,4 (812,0)	378,3- 385,4 (382,2)	649,7- 659,4 (656,8)	446,5- 451,3 (448,5)	1777,6- 1798,2 (1786,5)	15,9-15,7 (15,3)
Хлорид-іони, mg/l	269,3-279,3 (275,1)	702,1-707,6 (705,5)	305,6- 308,9 (306,9)	545,3- 458,6 (456,3)	479,8- 485,6 (484,4)	1439,5- 1452,3 (1446,2)	36,7-38,1 (37,9)
Сульфат-іони, mg/l	438,7-448,1 (444,0)	1670,0- 1702,3 (1691,7)	728,5- 744,5 (736,6)	1054,6- 1074,3 (1065,8)	891,2- 913,2 (904,9)	3127,3- 3148,5 (3142,6)	41,2-45,3 (43,6)
Гідрокарбо- нат-іони, mg/l	258,7-264,3 (260,7)	312,8-319,7 (316,8)	212,3- 216,5 (214,5)	518,3- 522,4 (520,8)	274,3- 278,9 (276,1)	275,9-483,2 (480,1)	187,6-192,3 (190,1)
Сухий залишок, mg/l	1429,7- 1451,1 (1443,0)	4329,0- 4356,7 (4341,0)	1885,2- 1913,3 (1895,0)	2766,4- 2786,3 (2775,0)	2489,1- 2513,4 (2500,0)	7555,2- 7585,3 (7570,4)	316,5- 319,7 (318,4)

При інтерпретації результатів санітарно-хімічних досліджень (табл. 3. 12) слід зазначити певні труднощі аналізу отриманих даних у зв'язку із докорінними розбіжностями нормування показників за існуючими нормативними документами [32, 33, розділ 2]. Вміст азоту амонійного, нітритного, нітратного та нафтопродуктів за СанПіН № 4630-88 [33, розділ 2] відповідає нормативу, тоді як за більш жорстким нормативом ДСТУ 4808:2007 [32, розділ 2] частка зразків, які відповідають 1 класу якості, досить незначна: азот амонійний – 3,4 (р. Дунай); азот нітритний (жодного зразку); азот нітратний (5, 6, 7, 11); нафтопродукти – 4. За вмістом фенолів, які згідно СанПіН № 4630-88 [33, розділ 2] не нормуються, відповідають 1 класу якості за ДСТУ 4808:2007 [32, розділ 2] лише зразки води р. Дунай (1-4), всі інші відповідають 2 класу.

Окремо слід зазначити важливість вперше отриманих даних вмісту загального органічного вуглецю (ЗОВ), який є інтегральною характеристикою органічного забруднення води. Як і у ситуації із фенолами, тільки перші чотири зразки (р. Дунай) (6,50— 7, 43 mg/l) відповідали 2 класу якості, тоді як решта 3, 4 (від 16,53 mg/l в оз. Ялпуг до 47,01 mg/l в р. Єніка). Принципова значимість цього показника полягає у тому, що під час хлорування (переважного методу знезараження в Україні) води поверхневих водойм утворюється велика кількість хлорганічних сполук (тригалометанів /ТГМ/ та інших), які мають канцерогенну дію та інші несприятливі віддалені ефекти. Аналіз даних літератури показав, що 39 % рівнів концентрації загальних ТГМ (хлороформу, дихлорбромметану, дибромхлорметану, бромформу та 1,2-дихлоретану) пояснюється наявністю ЗОВ [114]. Таким чином, прогностичні рівні утворення ТГМ при первинному хлоруванні води досліджених водойм можуть бути дуже високими: від 2535 — 2898 µg/l у р. Дунай до 6447 µg/l в оз. Ялпуг (табл. 3. 13).

Зважаючи на те, що норматив вмісту суми ТГМ у водопровідній воді за діючим нормативним документом [30, розділ 2] складає 100 µg/l, хлорування даних поверхневих вод можна розглядати як фактор ризику у контексті впливу на онкологічну захворюваність.

Таблиця 3.12
Результати санітарно-хімічних досліджень води водних об'єктів Українського Придніав'я, мін — мах (Ме)

№	Азот амонійний, mg/l	Азот нітритний, mg/l	Азот нітратний, mg/l	Нафтопродукти, mg/l	Феноли, µg/l	Загальний органічний вуглець, mg/l
1	0,99-0,102 (0,101 ²)	0,042-0,046 (0,044 ⁴)	0,621-0,625 (0,623 ³)	0,012-0,016 (0,014 ²)	0,1-0,1 (0,1 ¹)	7,41-7,45 (7,43 ²)
2	0,114-0,118 (0,116 ²)	0,061-0,067 (0,065 ⁴)	1,311-1,316 (1,314 ⁴)	0,010-0,014 (0,012 ²)	0,1-0,1 (0,1 ¹)	6,80-6,84 (6,82 ²)
3	0,029-0,033 (0,031 ¹)	0,082-0,086 (0,084 ⁴)	0,585-0,590 (0,587 ³)	0,010-0,014 (0,012 ²)	0,0000 ¹	6,34-6,64 (6,50 ²)
4	0,053-0,058 (0,056 ¹)	0,98-0,102 (0,100 ⁴)	0,630-0,634 (0,632 ³)	0,006-0,010 (0,008 ¹)	0,0000 ¹	6,48-6,61 (6,53 ²)
5	0,408-0,414 (0,412 ³)	0,035-0,041 (0,039 ³)	0,097-0,101 (0,099 ¹)	0,018-0,022 (0,020 ²)	5,1-5,5 (5,3 ²)	18,63-18,69 (18,65 ³)
6	0,407-0,413 (0,412 ³)	0,037-0,040 (0,039 ³)	0,097-0,101 (0,099 ¹)	0,018-0,022 (0,020 ²)	5,1-5,5 (5,3 ²)	16,51-16,55 (16,53 ³)
7	0,197-0,201 (0,199 ²)	0,005-0,009 (0,007 ²)	0,133-0,138 (0,135 ¹)	0,010-0,014 (0,012 ²)	0,7-1,2 (0,9 ¹)	16,12-16,16 (16,14 ³)
8	0,344-0,348 (0,346 ³)	0,014-0,015 (0,014 ³)	0,280-0,284 (0,282 ²)	0,011-0,015 (0,013 ²)	2,8-3,2 (3,0 ²)	26,19-26,25 (26,22 ⁴)
9	0,396-0,401 (0,398 ³)	0,020-0,022 (0,021 ³)	0,224-0,228 (0,226 ²)	0,011-0,014 (0,014 ²)	2,7-3,1 (2,9 ²)	21,50-21,54 (21,52 ³)

10	0,479-0,484 (0,481 ³)	0,0110-0,013 (0,012 ³)	0,468-0,472 (0,470 ²)	0,010-0,014 (0,012 ²)	4,8-5,2 (5,0 ²)	35,61-35,72 (35,68 ⁴)
11	0,455—0,460 (0,458 ³)	0,01-0,03 (0,02 ³)	0,111-0,115 (0,113 ¹)	0,013-0,017 (0,015 ²)	3,9-3,5 (3,7 ²)	19,39-19,45 (19,41 ³)
12	0,21-0,25 (0,230 ²)	0,023-0,027 (0,025 ³)	0,642-0,646 (0,644 ³)	0,011-0,015 (0,013 ²)	2,2-3,7 (2,5 ²)	32,33-32,37 (32,35 ⁴)
13	0,775-0,779 (0,777 ³)	0,121-0,129 (0,126 ³)	0,574-0,577 (0,576 ³)	0,258-0,262 (0,260 ⁴)	7,2-7,6 (7,4 ²)	27,60-27,74 (27,68 ⁴)
14	0,589-0,593 (0,590 ³)	0,011-0,015 (0,013 ³)	0,845-0,849 (0,847 ³)	0,047-0,051 (0,049 ²)	3,6-4,0 (3,8 ²)	46,88-47,14 (47,01 ⁴)
15	0,121-0,125 (0,123 ²)	0,072-0,078 (0,076 ⁴)	1,426-1,431 (1,428 ⁴)	0,021-0,025 (0,023 ²)	2,2-2,6 (2,4 ²)	6,88-7,01 (6,96 ²)
[32;2]	<0,1	<0,002	<0,20	<0,01	<1	<5
[33;2]	2,0	3,3	45,0	0,3	н/н	н/н

Примітка: надстроковий індекс означає клас якості джерела за ДСТУ 4808:2007 [32, розділ 2].

Таблиця 3. 13

Прогностичні рівні утворення ТГМ при первинному хлоруванні води поверхневих водойм Українського Придунав'я

№	Загальний органічний вуглець, mg/l	Прогностичні рівні утворення ТГМ, µg/l
1	7,43	2898
2	6,82	2660
3	6,50	2535
4	6,53	2547
5	18,65	7270
6	16,53	6447
7	16,14	6295
8	26,22	10226
9	21,52	8393
10	35,68	13915
11	19,41	7570
12	32,35	12616
13	27,68	10795
14	47,01	18334
15	6,96	2714

Певним чином це підтверджується результатами попередніх досліджень (1998 р.) якості води м. Болград [31, розділ 2], 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 гігієнічний норматив [173] майже у 9 разів (877 µg/l), що пояснюється високим вмістом природних органічних сполук, лужним середовищем природної води та високими концентраціями хлор-газу, що застосовуються для знезараження.

В зразках води визначено вміст хлорорганічних пестицидів (ХОП): ліндану (1,2,3,4,5,6-гексахлорциклогексану), гептахлору (1,4,5,6,7,8-гептахлор-4,7-ендометилен-3а,4,7,7а-тетрагідроіндену), ДДЕ, ДДД (1,1,1-трихлор-2,2-бис-(4-хлорфеніл)-етану), ДДТ (діхлордіфенілтрихлоретану). У всіх

пробах вміст ХОП знаходився за межею чутливості прилада, а саме (mg/l): ліндан < 0,00016; гептахлор < 0,00023; ДДЕ < 0,00049; ДДД < 0,00069; ДДТ < 0,00107. Однак, як показали попередні еколого-гігієнічні дослідження ропа та пелоїдів Шаболатського (Будакського) лиману, в яких за цією методикою ХОП також не виявлені, застосування більш чутливого методу хромато-мас-спектрометрії дозволило ідентифікувати значимі рівні ХОП та інших стійких органічних забруднювачів (СОЗ) — поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ) і поліхлорованих біфенілів (ПХБ) [76].

Як свідчать результати визначення вмісту важких металів у зразках води (табл. 3.14), за вмістом свинцю, хрому та цинку вода досліджених водойм повністю відповідала вимогам обох нормативних документів. Однак, за вмістом кадмію зразки води 6, 12, 14 (оз. Ялпуг, річки Ялпуг та Єніка) відповідали 2 класу якості; за вмістом марганцю — 9, 10, 11, 14 (озера Каталабух, Китай, річка Єніка) — 2 класу, р. Карасулак — 3 класу; за вмістом міді — зразки 1-4, 14,15 (р. Дунай, р. Єніка, зрошувальний канал р. Дунай — оз. Сасик) — 2 класу, за вмістом ванадію — всі зразки були 4 класу якості [32, розділ 2].

Характеристика контамінації води стійкими органічними забруднювачами (СОЗ)

Хлорорганічні пестициди (ХОП).

Вміст ХОП у воді поверхневих водойм Українського Придунав'я представлено у табл. 3.15.

Як видно із представлених даних, у всіх пробах води сумарна концентрація ХОП значно нижча гранично-допустимої концентрації (ГДК) для суми ХОП, прийнятої в Україні [32, розділ 2], — 0,1 µg/l або 100 ng/l. У найбільших концентраціях виявлені ДДТ і β — ГХЦГ: 0,25 — 4,25 ng/l і 1,17 і 8,3 ng/l відповідно.

Максимальні рівні забруднення цими ХОП виявлені в зразках № 3 (р. Дунай, питний водозабір м. Кілія) (4,25 ng/l ДДТ) і № 14 (р. Єніка) (8,3 ng/l β — ГХЦГ) (рис. 3.7, 3.8).

**Результати визначення важких металів (mg/l) у воді поверхневих водойм
Українського Придніав'я**

№№ зразка	Cd	Pb	Mn	Cr	Zn	Cu	V
1	0,00042	0,0005	0,0005	0,0017	0,0011	0,0014 ²	0,1220 ⁴
2	0,00031	0,0006	0,0032	0,0010	0,0011	0,0016 ²	0,0686 ⁴
3	0,00033	0,0006	0,0008	0,0018	0,0011	0,0024 ²	0,1064 ⁴
4	0,00029	0,0008	0,0004	0,0020	0,0014	0,0021 ²	0,0601 ⁴
5	0,00048	0,0010	0,0056	0,0031	0,0011	0,0006	0,0662 ⁴
6	0,0011 ²	0,0009	0,0014	0,0034	0,0024	0,0006	0,0362 ⁴
7	0,00063	0,0011	0,0007	0,0022	0,0043	0,0006	0,0560 ⁴
8	0,00023	0,0010	0,0088	0,0163	0,0025	0,0009	0,0428 ⁴
9	0,00035	0,0011	0,0108 ²	0,0030	0,0015	0,0006	0,0913 ⁴
10	0,00030	0,0010	0,0124 ²	0,0325	0,0011	0,0006	0,0925 ⁴
11	0,00017	0,0013	0,0102 ²	0,0176	0,0046	0,0009	0,1047 ⁴
12	0,00163 ²	0,0010	0,0096	0,0170	0,0011	0,0010	0,0692 ⁴
13	0,00032	0,0011	0,1793 ³	0,0029	0,0011	0,0006	0,0536 ⁴
14	0,00217 ²	0,0010	0,0152 ²	0,0359	0,0011	0,0022 ²	0,1135 ⁴
15	0,00091	0,0008	0,0012	0,0010	0,0011	0,0023 ²	0,0513 ⁴
[32; 2]	<0,1	<5	<10	<100(1) ¹ <4(1) ²	<10	<1	<2
[33; 2]	0,0013	0,03	0,1	0,55	1,03	1,03	0,1

Примітки: ¹ – хром тривалентний, ² – хром шестивалентний. Для ДСТУ 4808:2007 вказаний норматив для джерел I класу якості у µg/l; надстроковий індекс означає клас якості джерела.

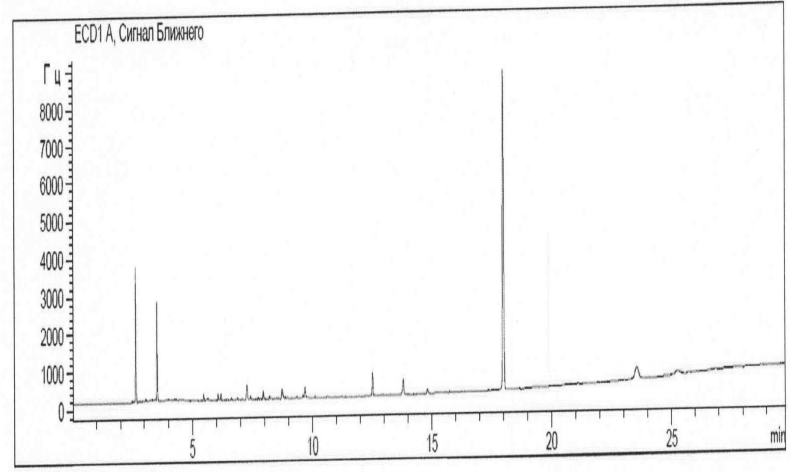


Рис. 3.7 Результати визначення ХОП у воді р. Дунай
(зразок № 3 (питний водозабір м. Кілія)
(4,25 ng/l ДДТ)

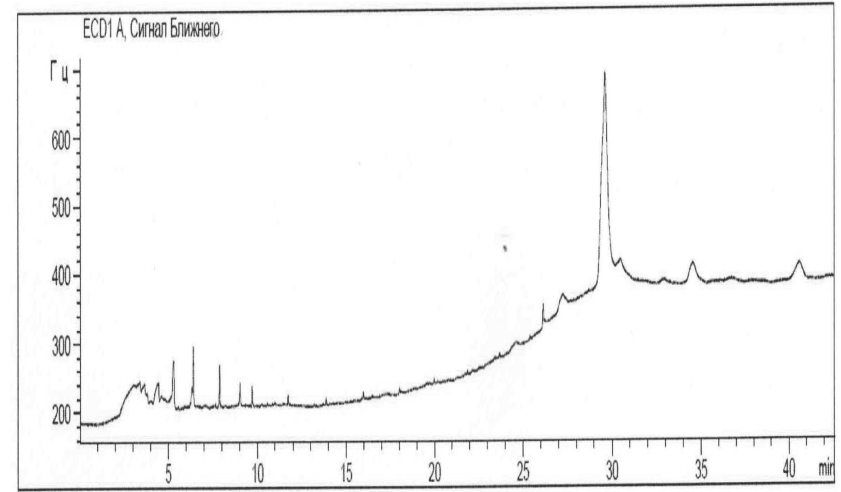


Рис. 3.8 Результати визначення ХОП у воді р. Єніка
(зразок № 14) (8,3 ng/l β — ГХЦГ)

Результати визначення ХОП (ng/l) у воді поверхневих водойм
Українського Придніав'я

№ зразка	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
α-ГХЦГ	0,06	≤0,05	0,07	0,19	≤0,05	0,06	0,12	≤0,05	0,05	0,06	0,06	0,11	0,21	≤0,05	1,16
ГХБ	0,04	0,08	0,11	≤0,05	≤0,05	≤0,05	≤0,05	≤0,05	0,06	0,85	0,08	0,05	0,12	≤0,05	0,94
β-ГХЦГ	2,92	3,02	5,63	4,64	1,68	1,6	1,87	2,94	1,24	5,55	1,17	4,34	7,38	8,3	2,57
Ліндан	0,1	0,18	0,23	0,1	0,05	0,05	0,1	≤0,05	≤0,05	1,27	≤0,05	≤0,05	2,29	≤0,05	0,8
Гепта-хлор	0,61	0,087	0,29	0,11	0,07	0,07	0,07	0,07	0,05	0,05	0,15	0,13	0,17	≤0,05	0,57
Алдрин	0,17	0,074	0,15	≤0,05	≤0,05	≤0,05	0,06	≤0,05	≤0,05	0,07	≤0,05	≤0,05	0,09	≤0,05	0,32
ДДЕ	1,46	0,78	0,89	0,83	0,39	0,67	0,19	0,21	0,91	0,82	1,26	0,41	0,29	0,42	2,87
ДДД	3,19	0,93	1,25	0,24	0,24	1,12	1,72	0,89	0,53	2,17	0,88	0,12	0,82	0,52	1,91
ДДТ	1,88	1,53	4,25	0,91	0,25	1,68	1,27	1,06	1,49	1,57	1,37	0,31	0,62	0,84	4,13

Для оцінки давності забруднення пестицидами екосистем водойм використовували співвідношення концентрацій α- і γ-ізомерів ГХЦГ (ліндану); ДДТ та його метаболітів ДДД і ДДЕ. Високе значення коефіцієнта у першому випадку свідчить про тривалу присутність ХОП у середовищі; низьке значення характерне для «свіжого» забруднення. Як відомо, ДДТ існує у вигляді основного продукту і його метаболітів — ДДД і ДДЕ. Про час існування ДДТ в об'єктах судять по співвідношенню концентрацій ДДТ і його метаболітів ДДД і ДДЕ. Тут ситуація зворотня попередній: високі значення коефіцієнту ДДТ/ДДД+ДДЕ свідчать про недавнє забруднення ДДТ об'єкту навколишнього середовища, низькі — про його тривале перебування в системі і поступове перетворення в ДДД і ДДЕ [174].

В контексті співвідношення концентрацій ДДТ і його метаболітів ДДД і ДДЕ слід звернути увагу на зразок № 3, де концентрація ДДТ майже вдвічі перевищує сумарну концентрацію метаболітів. Це дає підставу вважати про наявність джерела забруднення ДДТ р. Дунай в районі питного водозабору м. Кілія. Характерними в цьому плані є також зразки №№ 2 (р. Дунай, питний водозабір м. Ізмаїл), 4 (р. Дунай, питний водозабір м. Вилкове), 6 (оз. Ялпуг, питний водозабір м. Болград) і 8 (оз. Катлабух, насосна станція НС-2 Суворовської зрошувальної системи), де відзначена порівнянність концентрацій метаболітів і ДДТ, що також дозволяє судити про певне надходження ДДТ в ці водні об'єкти.

У табл. 3.16 представлені співвідношення концентрацій γ — ГХЦГ (ліндану) і α — ГХЦГ для тих зразків, де такий розрахунок доцільний.

Таблиця 3.16

Співвідношення концентрацій ліндану до α-ГХЦГ

№ зразка	1	3	4	6	7	10	13	15
α-ГХЦГ	0,06	0,07	0,19	0,06	0,12	0,06	0,21	1,16
Ліндан	0,1	0,23	0,1	0,05	0,1	1,27	2,29	0,8
Коефіцієнт	1,7	3,3	0,5	0,8	0,8	21,2	10,9	0,7

Як видно із цих розрахункових даних, зразки № 10 (оз. Кий-тай Червоноярська ГНС) та № 13 (р. Карасулак, яка впадає в оз. Ялпуг — кордон з Молдовою) вирізняються дуже високими значеннями цього коефіцієнту (21,17 та 10,90 відповідно), що свідчить про дуже тривалу присутність цих пестицидів у воді. Тоді, як у зразках №№ 4 (р. Дунай питний водозабір м. Вилкове), 6 (оз. Ялпуг, питний водозабір м. Болград), 7 (оз. Ялпуг, с. Нова Некрасівка Ізмаїльського району), 15 (зрошувальний канал р. Дунай- оз. Сасик) забруднення лінданом носить «свіжий» характер, тобто мова йде про його вимивання у воду, можливо зі складів отрутохімікатів або полів.

Поліхлоровані біфеніли (ПХБ)

Результати ідентифікації і кількісного визначення 16 ПХБ в зразках води представлені в табл. 3.17.

Як видно із отриманих даних, концентрації суми ПХБ коливалися в межах від 20,1 до 61,2 ng/l. Наявність конгінерів 101, 118 у пробах води свідчить про «старе» джерело забруднення водного середовища. Найбільші концентрації суми ПХБ виявлені в зразках №№ 1, 6 — 50,9 і 61,2 ng/l відповідно; найменші в зразку № 13 — 20,1 ng/l. У найбільших концентраціях виявлено ізомер № 149 у зразку №6 — 48,3 ng/l (рис. 3.9, 3.10). Слід зазначити, що ізомер — специфічне співвідношення виявлених ПХБ узгоджується з результатами попередніх досліджень і є типовим для України.

Згідно з міжнародною класифікацією, незабруднені прісні води містять менше 0,5 ng/l ПХБ, помірно забруднені — біля 50 ng/l, сильно забруднені — 500 ng/l. Тому, проаналізовані зразки води слід віднести до помірно забруднених.

Звертає увагу, що порівняно високі сумарні концентрації ПХБ ідентифіковано в районі питних водозаборів вивчених поверхневих водойм. Це зразки №2 (м. Ізмаїл) №3 (м. Кілія), №4 (м. Вилкове), №6 (м. Болград), де Σ ПХБ складала 43,3; 29,7; 32,9; 61,2 ng/l відповідно.

Таблиця 3.17

Результати визначення ПХБ (ng/l) у воді поверхневих водойм Українського Придніав'я

№ конгінера	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
8	≤0,1	≤0,1	0,32	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	1,25	≤0,1	0,98	1,22	0,26	3,1	1,66	2,05
18	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	0,34	≤0,1	0,42	0,37	0,79	1,38	0	0,42
31	0,2	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1
28	0,89	0,91	≤0,1	0,28	0,39	0,28	0,34	≤0,1	≤0,1	0,56	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	0,06
52	≤0,1	0,42	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	≤0,1	0,29	0,06	0,12	0,78	0,24	≤0,1	0,12
49	8,29	6,09	7,48	10,05	5,78	5,08	5,41	2,63	6,22	8,77	4,65	9,71	2,94	9,06	7,58
44	≤0,1	1,86	0,81	0,74	0,37	0,51	0,28	0,12	≤0,1	≤0,1	0,12	1,01	0,85	0,74	0,23
66	0,16	0,93	0,44	0,35	0,06	0,37	0,22	0,17	0,26	0,31	0,17	0,11	0,11	0,17	0,21
101	0,66	4,66	4,04	0,44	0,19	0,87	0,27	1,69	0,38	0,55	1,69	0,36	0,38	0,41	1,05
110	0,88	2,72	1,82	1,19	0,26	1,58	0,48	1,49	1,01	0,71	1,51	0,43	0,56	0,39	1,34
149	24,4	12	10,6	11,03	23,6	48,3	31,9	9,92	18,3	21,5	9,92	11,24	9,13	11,2	16,08
118	0,48	2,09	1,01	6,37	0,13	0,97	0,19	1,09	0,51	0,29	1,09	0,25	0,28	0,18	0,81
153	13,5	1,5	1,32	0,48	0,13	1,04	0,55	1,04	0,68	0,62	1,07	0,56	0,19	0,18	1,13
138	0,89	2,23	0,85	1,21	0,24	1,57	0,83	0,97	0,67	1,34	1,97	0,16	0,68	0,74	2,02
183	0,52	3,82	0,61	0,69	0,31	0,64	0,11	0,18	0,05	0,42	0,75	0,61	0,16	0,29	1,02
174	≤0,1	4,06	0,42	0,07	0,13	≤0,1	0,17	0,07	0,06	0,14	0,08	0,19	0,07	0,13	0,21
Σ ПХБ	50,9	43,3	29,7	32,9	31,6	61,2	40,8	21,0	28,4	36,7	24,7	26,5	20,1	25,2	34,3

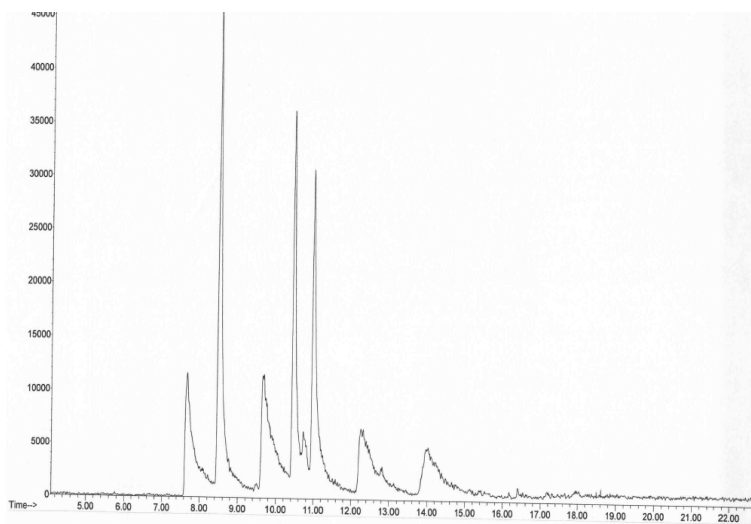


Рис. 3.9 Результати визначення суми ПХБ у воді р. Дунай (зразок № 1) (50,9 ng/l)

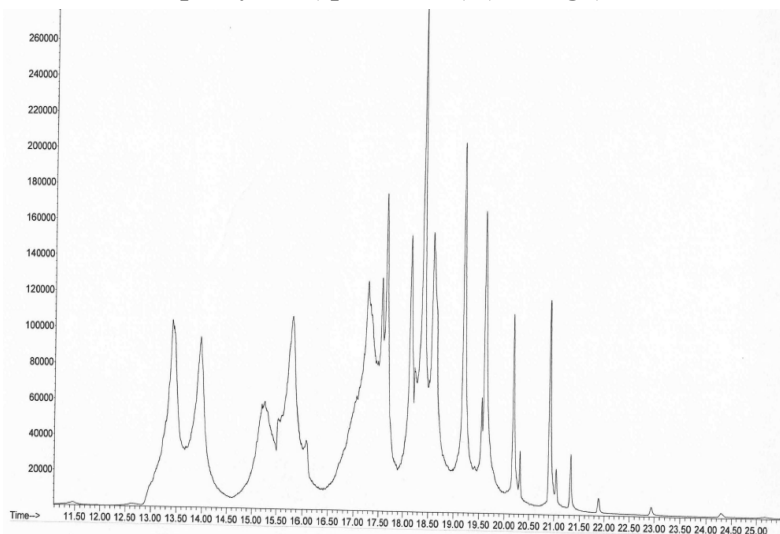


Рис. 3.10 Результати визначення суми ПХБ у воді оз. Кагул, Болградський питний водозабір, с. Оксамитне Болградського району, (зразок № 6) (61,2 ng/l).

Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ).

У представлених пробах води ідентифіковано і кількісно визначено 16 ПАВ. Отримані результати представлені в табл. 3.18.

Встановлено, що зразки №№ 12, 15 містять найбільшу кількість ПАВ (рис. 3.11, 3.12). Сума 16 ПАВ в цих точках відбору коливається від 173,3 до 374,4 ng/l. При порівнянні концентрацій окремих вуглеводнів із сумарною концентрацією ПАВ у воді виявлено, що у всіх зразках превалюють фенантрен (19,2 — 111,3 ng/l), пірен (7,7 — 41,7 ng/l), хризен (1,1 — 45,1 ng/l). В Україні ПАВ у воді поверхневих водойм не регламентовані, однак згідно з нормативами ЄС концентрації окремих ПАВ не перевищують ГДК.

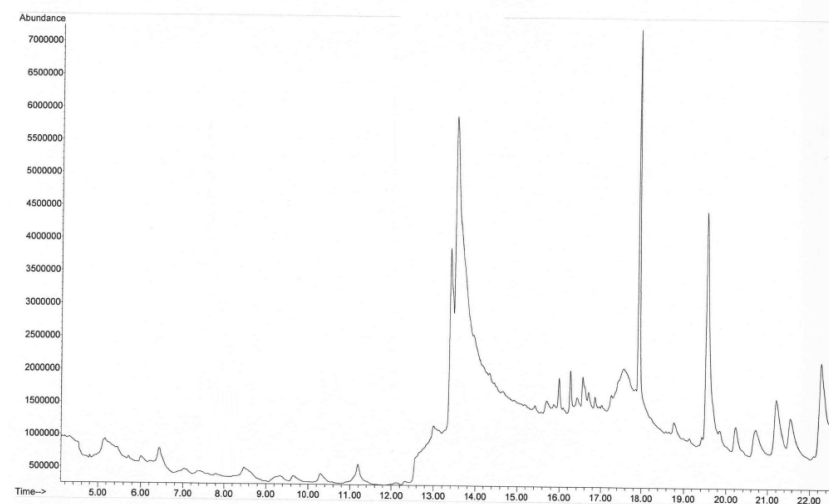


Рис. 3.11 Результати визначення суми ПАВ у воді р. Ялпуг (зразок № 12) (173,3 ng/l)

Ступінь антропогеності ПАВ прийнято оцінювати як відношення так званих „техногенних” ПАВ до „природних”. Техногенними вважають високомолекулярні ПАВ з більшою кількістю циклів, а природними низькомолекулярні ПАВ з кількістю циклів

Результати визначення ПАВ (ng/l) у воді поверхневих водойм
Українського Придніав'я

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Naphthalene	11,5	22,2	14,5	32,7	18,5	25,2	23,1	17,2	23,5	16,5	20,2	28,9	44,1	19,8	35,7
Acenaphthalene	2,1	2,9	2,6	2,2	2,9	2,1	2,6	2,9	1,9	2,1	1,3	2,7	1,3	1,6	3,1
Acenaphthen	3,2	3,9	3,2	3,8	3,1	3,1	3,3	4,5	6,8	3,2	2,0	6,2	2,9	2,7	6,5
Fluorene	15,1	20,1	14,5	20,3	17,3	16,3	13,3	19,1	22,1	16,2	19,1	25,1	14,2	17,8	35,9
Phenanthren	20,2	35,2	20,1	44,1	25,3	39,1	28,1	40,2	55,2	19,2	25,4	52,2	30,5	29,1	111,3
Antracene	5,9	3,1	5,2	5,1	5,6	4,1	3,7	3,9	1,9	2,8	3,6	2,9	5,1	3,7	2,1
Fluoranten	10,5	10,5	10,9	16,1	14,2	18,1	15,2	15,5	10,5	12,1	13,2	19,5	10,1	11,2	39,1
Pyrene	7,7	15,7	8,5	8,2	8,9	8,5	9,7	18,5	19,7	10,2	12,3	23,7	14,2	8,1	41,7
Benz(a)anthracene	1,1	11,5	1,6	1,8	1,8	1,1	1,5	2,5	11,5	10,5	13,2	1,1	1,8	1,5	32,5
Chrysene	1,1	6,2	1,3	1,3	1,2	1,2	1,1	10,1	11,1	7,2	9,3	2,8	1,6	2,2	45,1
Benz (b)fluranthene	≤1	1,9	≤1	1,2	1	≤1	≤1	1,2	1,6	1,6	1,4	1,4	1,2	≤1	4,9
Benz (k) fluranthene	1,1	1,1	1,2	1,5	≤1	≤1	1,2	1,3	1,5	1,2	1,6	1,7	1,1	≤1	3,5
Benz (a)pyrene	≤1	1,2	≤1	1,6	≤1	1,2	1,1	1,1	1,7	2,2	1,3	1,0	1,1	1,1	3,9
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	≤1	≤1	≤1	1,2	≤1	≤1	≤1	1,5	1,1	1,2	≤1	1,5	≤1	1,3	4,4
Dibenzo(a,h)anthracene	≤1	1,1	≤1	1,1	≤1	1,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	≤1	1,2	2,5
Benz (g,h,i)perylene	≤1	≤1	≤1	1,1	≤1	≤1	≤1	1	≤1	1,1	≤1	1,4	≤1	1,1	2,2

2-3. Поліциклічні вуглеводні, які утворені в природних умовах, характеризуються домінуванням низькомолекулярних ПАВ, тоді як концентрація високомолекулярних сполук незначна.

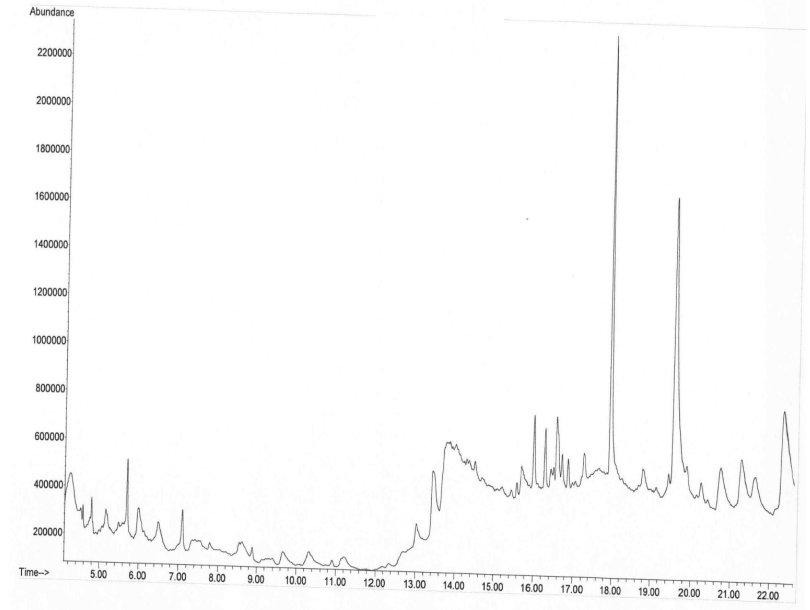


Рис. 3.12 Результати визначення суми ПАВ у воді
зрошувального каналу р. Дунай- оз. Сасик
(зразок № 15) (374,4 ng/l).

У досліджених зразках води превалюють поліарени із числом кілець 2+3, однак у зразках № 8, 9, 11, 12, 15 істотна частка поліаренів із числом кілець 4. Слід також зазначити, що найбільший відсоток (5 — 8 %) високомолекулярних ПАВ ідентифіковано у зразках води №№ 4, 8, 10, 12, 14, 15.

Міжнародне агентство із дослідження раку (IARC) класифікувало 7 ПАВ (бенз(а)антрацен, хризен, бенз(б)флуорантен, бенз(к)флуорантен, бенз(а)пірен, індено(1,2, 3-cd)пірен, дибенз(а, h)антрацен) як імовірні (2A) і можливі (2B) канцерогени [175]. У табл. 3.19 представлений розподіл по точках відбору сумарних концентрацій 16 ПАВ, семи канцерогенних ПАВ

і сумарному еквіваленту токсичності за бенз(а)піреном (Б(а)Пекв, а також індекси An/178 та Fl/Fl+Py. Сума канцерогенних ПАВ в зразках води коливається від 4 до 26,4 % від загальної концентрації поліаренів.

Таблиця 3.19

Розрахункові показники забруднення води поверхневих водойм Українського Придунав'я

	Σ ПАВ	Σ канц. ПАВ	Б(а)Пекв	Фенантрен/антрацен (An/178)	Флуорантен/пірен (Fl/Fl+Py)
1	79,5	4,2	0,4	3,4	1,4
2	136,6	16,8	4,0	11,4	0,7
3	83,6	4,9	0,4	3,9	1,3
4	143,3	7,5	3,5	8,6	2,0
5	99,8	4,0	0,4	4,5	1,6
6	121,4	4,0	2,9	9,5	2,1
7	105,1	5,8	2,7	7,6	1,6
8	141,7	14,0	3,2	10,3	0,8
9	171,3	17,3	4,7	29,1	0,5
10	108,5	24,1	5,0	6,9	1,2
11	125,1	22,4	4,3	7,1	1,1
12	173,3	7,0	3,0	18,0	0,8
13	129,2	5,3	1,7	6,0	0,7
14	102,4	8,2	2,7	7,9	1,4
15	374,4	26,4	11,7	53,0	0,9

Найбільший відсоток канцерогенних ПАВ міститься в зразках води №№ 2, 8, 9, 10, 15 (14 - 26,4 %). Бенз(а)пірен - єдиний ПАВ із шістнадцяти поліаренів, для якого є дані щодо розрахунків фактора канцерогенності [176]. Тому для оцінки токсичності суми знайдених ПАВ встановлений сумарний Б(а)Пекв (сумарний еквівалент концентрації за бенз(а)піреном), який розрахований із використанням еквіваленту токсичності (ЕТ) для кожного ПАВ (табл. 3.20) [177] за формулою:

Сумарний Б(а)Пекв = $\sum_i C_i \times ET_i$, де:
 C_i – концентрація відповідного ПАВ, $\mu\text{g/l}$
 ET - еквівалент токсичності відповідного ПАВ

Таблиця 3.20
Еквіваленти токсичності (ЕТ) ПАВ

Сполука	ЕТ	Сполука	ЕТ
Аценафтилен	0,001	Бенз(а)антрацен	0,100
Аценафтен	0,001	Хризен	0,010
Флуорен	0,001	Бенз(б)флуорантен	0,100
Фенантрен	0,001	Бенз(к)флуорантен	0,100
Антрацен	0,010	Бенз(а)пірен	1,000
Флуорантен	0,001	Індено(1,2, 3-сd)пірен	0,100
Пірен	0,001	Дибенз(а, h)антрацен	1,000
Бензо(g, h, i)перілен	0,0100		

Розрахований сумарний Б(а)Пекв у точках відбору зразків коливається в діапазоні від 0,4 до 11,7 ng/l . Найбільший Б(а)Пекв встановлено у зразках №№ 2, 4, 9, 10, 11, 15 (3,5 — 11,7 ng/l).

Можливі джерела емісії ПАВ в навколишнє середовище можуть бути встановлені завдяки використанню індексів, які є співвідношенням онцентрацій деяких ПАВ в об'єкті, що досліджується [178-180].

Прийнято вважати, що співвідношення $Fl/Fl+Py < 0,4$ свідчить про забруднення поліаренами нафтового походження. Значення цього співвідношення в діапазоні від 0,4 до 0,5 характерні для забруднення продуктами горіння рідкого палива і нафти. Якщо такий показник $> 0,5$, це вказує на забруднення, які утворюються в результаті горіння газу, вугілля, креозоту тощо [181]. Встановлені співвідношення $Fl/Fl+Py$ (Флуорантен/Флуорантен+Пірен) для досліджених зразків, представлені в табл. 3.18, показують зміну в діапазоні від 0,5 до 2,1.

Співвідношення $An/178$ (Антрацен/Антрацен + Фенантрен) також може характеризувати природу утворення ПАВ в об'єктах навколишнього середовища. Співвідношення $An/178 < 0,1$ вказує на утворення ПАВ в результаті низькотемпературних процесів. Співвідношення $An/178 > 0,1$ свідчить про домінування процесів горіння при утворенні ПАВ. Встановлене в ході нашого дослідження співвідношення $An/178$ для досліджених зразків (табл. 3.18) змінюється в діапазоні від 3,4 до 53.

Отримані нами характеристичні індекси ПАВ вказують на забруднення досліджених вод ПАВ, які утворилися в результаті процесів горіння (термічних), зокрема горіння палива.

Вплив деяких дезинфектантів-окислювачів на утворення тригалометанів

Хлор

Результати досліджень вмісту хлороформу у хлорованій воді озер Кагул, Ялпуг, Катлабух представлено у табл. 3.21.

Як свідчать отримані дані, хлорування води озер супроводжується очікуваним [114] достовірним ($p < 0,05$) ростом утворення високих рівнів хлороформу в залежності від дози введенного хлору, які в 2 (при хлоруванні води оз. Кагул дозою хлору 1 mg/l) — 20 разів (при хлоруванні води оз. Катлабух дозою хлору 7 mg/l) перевищують чинний норматив цієї сполуки для питної води [30, розділ 2]. Певним чином це підтверджує результати попередніх досліджень (1998 р.) якості води м. Болград [31, розділ 2], 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 [173] майже у 9 разів (877 $\mu\text{g/l}$), що пояснюється високим вмістом природних органічних сполук, лужним середовищем природної води та високими концентраціями хлору, що застосовуються для знезараження.

Як зазначено у цій роботі [31, розділ 2] вода після швидких піщаних фільтрів має значно більше мікробне забруднення (за загальним мікробним числом) у порівнянні з природною водою до фільтрів, що є результатом їх мікробного обростання. Хлорування фільтрату не забезпечує мікробіологічної якості водопровідної води ($\text{ЗМЧ} > 100 \text{ CFU/ml}$).

Гігієнічна інтерпретація отриманих результатів можлива на основі критеріальної шкали для безпосереднього визначення канцерогенного ризику здоров'ю населення при вживанні питної хлорованої води з високим вмістом хлороформу (ХФ), яка є модифі-

Таблиця 3.21
Вплив хлорування води озер Кагул, Ялпуг, Катлабух на кількість хлороформу, який утворюється

Водний об'єкт	Концентрація ЗОВ, mg/l	Вміст хлороформу ($\mu\text{g/l}$) при різних дозах активного хлору (mg/l)			Концентрація залишкового активного хлору (mg/l) при різних дозах активного хлору (mg/l)				
		1	3	5	7	1	3	5	7
Кагул	18,65	124±13	421±23*	735±32*	896±44*	< 0,05	0,12±0,02	0,43±0,05	0,77±0,12
Ялпуг	16,53	113±9	396±11*	684±23*	817±41*	< 0,05	0,15±0,03	0,54±0,07	0,81±0,15
Катлабух	26,22	189±10	486±21*	935±43*	1237±67*	< 0,05	0,14±0,06	0,35±0,08	0,54±0,13

Примітка: * $p < 0,05$

кацією загальноприйнятої методики Агенства охорони навколишнього середовища США (EPA) [112]. Розрахунки показали, що при вмісті у воді ХФ на рівні 120-180 $\mu\text{g/l}$ (2-3 ГДК) ризик виникнення додаткових випадків онкозахворювань є високим і становить $1,8-2,4 \cdot 10^{-4}$. Це означає, що при вживанні протягом життя питної води з таким вмістом ХФ можна чекати 180-240 додаткових випадків захворювання на рак у когорті населення 1 млн.

З гігієнічної точки зору є необхідність врахування певних принципових обставин. По-перше, високі рівні ціанобактерій у воді озер, у тому числі видів, які викликають «цвітіння» води, є фактором ризику утворення ціанотоксинів. Висловлено припущення, що ціанотоксини, які за своєю органічною природою є олігопептидами, алкалоїдами, ліпополісахаридами, можуть створювати токсичні органомінеральні комплекси. Ці речовини, у свою чергу можуть реагувати з хлором з утворенням інших, вірогідно, більш токсичних сполук. По-друге, як встановлено у роботі [182], при хлоруванні біомаси зелених та синьо-зелених водоростей генотоксичними є проміжні продукти хлорування, а не тригалометани та галооцтові кислоти. По-третє, хлор може вступати в реакції з антропогенними забруднювачами, наприклад із виявленими нами хлорорганічними пестицидами з утворенням більш токсичних сполук [114]. В — четверте, концентрації залишкового активного хлору $0,54 \pm 0,13$ — $0,81 \pm 0,15$ mg/l при різних дозах активного хлору недостатні для забезпечення епідемічної безпечності питної води при аварійному стані водорозвідних мереж населених пунктів даного регіону.

Діоксид хлору

Результати досліджень вмісту хлороформу в обробленій діоксидом хлору воді озер Кагул, Ялпуг, Катлабух представлено у табл. 3.22.

Як свідчать отримані дані, окислення діоксидом хлору води озер супроводжується достовірним ($p < 0,05$) зменшенням рівнів утворення хлороформу в залежності від дози введенного діоксиду хлору, які у всіх випадках нижчі за чинний норматив цієї сполуки для питної води [30, розділ 2].

Таблиця 3.22
Вплив діоксиду хлору води на кількість хлороформу, який утворюється, при моделюванні очищення води озер Кагул, Ялпуг, Катлабух

Водний об'єкт	Концентрація ЗОВ, mg/l	Вміст хлороформу ($\mu\text{g/l}$) при різних дозах діоксиду хлору (mg/l)					Концентрація хлоритів (mg/l) при різних дозах діоксиду хлору (mg/l)				
		1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Кагул	18,65	22 \pm 3	25 \pm 5	18 \pm 3*	13 \pm 3*	8 \pm 0,5*	< 0,05	0,07 \pm 0,02	0,15 \pm 0,03	0,56 \pm 0,07	0,83 \pm 0,09
Ялпуг	16,53	21 \pm 2	23 \pm 1	18 \pm 4*	12 \pm 2*	7 \pm 0,8*	< 0,05	0,06 \pm 0,01	0,17 \pm 0,04	0,79 \pm 0,09	0,97 \pm 0,11
Катлабух	26,22	28 \pm 3	31 \pm 2	23 \pm 3*	18 \pm 2*	11 \pm 1*	< 0,05	0,05 \pm 0,01	0,11 \pm 0,03	0,48 \pm 0,03	0,66 \pm 0,13

Примітка: * $p < 0,05$

Прокоментувати отримані результати можна наступним чином. Перш за все слід зазначити, що за кордоном поштовою до впровадження діоксиду хлору в практику водопідготовки стала саме здатність діоксиду хлору реагувати у водних розчинах як окислювач (одноелектронний акцептор). В якості приклада можна навести результати конкретного впровадження діоксиду хлору в технологічну схему очищення води.

Дослідження [183], проведені в м. Евансвіл (США, Індіана) на дослідній установці (23 м³/год) в умовах очисної станції, показали, що застосування діоксиду хлору замість хлору на стадії попереднього хлорування може значно знизити утворення ТГМ і забезпечити прийнятну якість питної води за бактеріологічними показниками. Діоксид хлору був настільки ефективний для скорочення рівня ТГМ, що дана технологія впроваджена в повному масштабі у 1983 р. Концентрація ТГМ у воді з розподільної системи, знезараженої діоксидом хлору, становила 1,4 µg/l, тоді як у контролі (хлорування) — 141 µg/l. Газова хромато-маспектрометрія не ідентифікувала жодних органічних побічних продуктів, які можуть бути пов'язані із використанням діоксиду хлору.

Відомо, що загальні галогенвмісні сполуки, які можуть утворюватися при окисленні діоксидом хлору, становлять 1-25 % від утворених при хлоруванні при тих же самих умовах [114, 184]. Цим пояснюється певна кількість хлороформу, який утворюється при обробці озерних вод дозою діоксиду хлору 1-2 mg/l. Однак, з ростом дози діоксиду хлору до 3, 4, 5 mg/l концентрація хлороформу достовірно зменшується. На думку автора [185], це пояснюється окислювальною деструкцією хлороформу діоксидом хлору на основі вільнорадикального механізму та перетворенням хлороформу у тетрахлорвуглець. Це потребує додаткових досліджень вмісту останнього в обробленій діоксидом хлору воді поверхневих джерел.

Слід зазначити, що у даному випадку діоксид хлору нами застосовано на стадії передокислення води поверхневих водойм, яке широко використовується у багатьох схемах водопідготовки саме для усунення ТГМ, та докладно вивчено у роботі [185]. За цими даними, відсоток видалення загального органічного вуглецю при ізо-

льованому передокисленні діоксидом хлору дозою 0,6 mg/l складає 6,97 %, тоді як використання повної технологічної схеми — передокислення діоксидом хлору (0,6 mg/l), коагуляція, фільтрування, постзнезараження діоксидом хлору (0,6 mg/l) — 88,78 %.

Звертає також увагу утворення певних кількостей хлоритів, які за нашими даними (табл. 3.22) утворюються при передокисленні води озер: від $0,05 \pm 0,01$ до $0,97 \pm 0,01$ mg/l. Ці сполуки регламентуються чинними ДСНіП 2.2.4-171— 10 [30, розділ 2] на рівні 0,2 mg/l. Тому автором [185, 186] після пошуку найбільш адекватних з гігієнічної точки зору шляхів очищення води поверхневих водойм запропоновано найбільш оптимальну схему при традиційних очисних спорудах і високому вмісті органічних речовин у воді. Це передокислення річкової води діоксидом хлору, коагуляція, фільтрування, постзнезараження хлором. Застосування діоксиду хлору на стадії передокислення усуває утворення ТГМ у питній воді, гарантує мікробіологічну якість води, у тому числі по відношенню до вірусів; не призводить до перевищення ГДК хлоритів. Наступне хлорування води призводить до окислення хлоритів, які утворилися, до діоксиду хлору, тим самим підвищуючи ефективність знезараження, забезпечує видалення хлоритів та бактеріостатичний ефект (продовжану дію) у водорозподільчих мережах.

В окисленні органічних сполук природного походження діоксидом хлором є також наступна гігієнічна складова. Як показано у розділі 4.3 монографії [27, розділ 1] це супроводжується утворенням побічних продуктів у вигляді альдегідів, кетонів, карбонових кислот, які створюють сприятливе поживне середовище для мікробіоти. Тому застосування цієї технології передбачає обов'язкову залишкову концентрацію діоксиду хлору у водорозподільній мережі, яка забезпечує продовжану біоцидну дію цього дезинфектанту.

Проведені дослідження [187-210] дозволяють зробити наступні висновки:

Біологічна контамінація води є пріоритетним фактором ризику для здоров'я населення та потребує комплексного дослідження рівнів забруднення води небезпечною мікробіотою, у тому числі умовно-патогенними та патогенними бактеріями, кишковими віру-

сами, патогенними найпростішими, ціанобактеріями. Слід зазначити обмеженість досліджень ціанобактерій в Україні, що стосується як їх поширеності в поверхневих водоймах, так і впливу цих продуцентів ціанотоксинів на стан теплокровних.

Слід визнати значимість ППД і СОЗ як значимих хімічних забруднювачів води, що потребує визначення їх вмісту після обробки хлором та діоксидом хлору води поверхневих водойм (ППД) та вихідній воді (СОЗ).

За основними фізико-хімічними показниками чинним вимогам відповідає тільки вода р. Дунай, тоді як інші зразки води водних об'єктів, зокрема із озер Катлабух, Китай, річок Ялпуг, Карасулак, Єніка, відносяться до джерел 2-4 класу, тому або повністю непридатні, або частково придатні у якості джерел централізованого господарсько-питного водопостачання.

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 окислювач діоксид хлору.

Встановлено наявність джерела забруднення ДДТ р. Дунай в районі питних водозаборів мм. Кілія, Ізмаїл, Вилкове, оз. Ялпуг (питний водозабір м. Болград) і оз. Катлабух (насосна станція НС-2 Суворовської зрошувальної системи), що доводить порівнянність концентрацій метаболітів і ДДТ; це дозволяє судити про певне надходження ДДТ в ці водні об'єкти. Обґрунтовано «свіжий», тобто вимивання у воду, можливо зі складів отрутохімікатів або полів, характер забруднення лінданом води питних водозаборів

мм. Вилкове (р. Дунай), Болград (оз. Ялпуг), а також оз. Ялпуг (с. Нова Некрасівка Ізмаїльського району) та зрошувального каналу р. Дунай — оз. Сасик. Ідентифіковано порівняно високі сумарні концентрації ПХБ в районі питних водозаборів мм Ізмаїл, Кілія, Вилкове, Болград. Отримані характеристичні індекси ПАВ вказують на забруднення досліджених вод ПАВ, які утворилися в результаті процесів горіння (термічних), зокрема горіння палива, що підтверджує техногенність походження цих СОЗ.

Антропогенний характер забруднення води досліджених водойм умовно-патогенною та патогенною мікрофлорою та сприятливість для розмноження холерних вібріонів, легіонел, збудників туляремії та лептоспірозу свідчить, що регіон Українського Придунав'я є епідеміологічно неблагополучним. Це тим більш актуально, що відсутність позитивних результатів при використанні методу ПЛР не є достовірним свідченням відсутності збудника у воді досліджених водойм.

Переважаючими вірусними контамінантами водних об'єктів є АВ та РВ, що узгоджується з даними закордонних досліджень щодо пріоритетності цих вірусів та результатами попередніх досліджень поверхневих водойм Одеської області. Це свідчить про необхідність регулярного санітарно-вірусологічного моніторингу та молекулярно-епідеміологічних досліджень кишкових інфекцій.

Високий відсоток (60 %) контамінації води поверхневих водойм ооцистами *Cryptosporidium spp.* означає наявність персистувальних джерел забруднення неочищеними стічними водами, носійство ооцист *Cryptosporidium spp.* населенням, необхідність верифікації цих збудників при гастроентероколітах нез'ясованої етіології. Слід визнати як актуальне завдання оптимізацію знезараження води та проведення систематичного санітарно-паразитологічного моніторингу води всіх видів користування (стічної, поверхневих водойм, питної із різних джерел) із застосуванням сучасних методів досліджень.

Масове розмноження ціанобактерій, зокрема *Aphanizomenon flos-aquae*, *Synechocystis salina*, *Spirulina laxissima*, *Merismopedia minima*, які викликають «цвітіння» води, в озерах Кагул, Ялпуг, Катлабух свідчить про можливість негативного впливу ціанотоксинів на здоров'я населення.

Хлорування води поверхневих водойм Українського Придунав'я слід розглядати як чинник утворення хлороформу та, вірогідно, інших ТГМ, які є фактором ризику канцерогенної захворюваності населення.

Зважаючи на дані літератури, можна зробити висновок, що ТГМ є тільки складовою токсичного та віддалених (канцерогенних, мутагенних, тератогенних, генотоксичних) впливів на стан здоров'я споживачів хлорованої води поверхневих водойм, забрудненої комплексами органічних та неорганічних ксенобіотиків.

Існує нагальна необхідність досліджень як інших хлорвмісних сполук, так і продуктів трансформації забруднювачів у процесі хлорування, транспортування та зберігання води.

Передокислення води поверхневих водойм Українського Придунав'я (озер Кагул, Ялпуг, Катлабух) діоксидом хлору слід розглядати як дієвий засіб попередження утворення хлороформу, який є фактором ризику канцерогенної захворюваності населення.

Зважаючи на дані літератури та результати попередніх досліджень, можна зробити висновок щодо необхідності вивчення інших ТГМ у процесі очищення та знезараження води діоксидом хлору.

Запропоновану технологічну схему у вигляді передокислення річкової води діоксидом хлору, коагуляції, фільтрування та постзнезараження хлором слід вважати найбільш оптимальною з точки зору ефективного та безпечного знезараження води.

Слід вважати за необхідне проведення відповідних досліджень з метою гігієнічного обґрунтування необхідності впровадження діоксиду хлору в практику очищення води поверхневих водойм Українського Придунав'я.

ЛІТЕРАТУРА

1. Shademani R. Drinking water and infectious disease — establishing the links / R. Shademani // Bull World Health Organ. — 2002. — V.80, N 11. — P. 45 — 47.
2. Payment P. Tap water and public health — the risk factor / P. Payment // Water — 21. — 2000. — № 8. — P. 9.
3. Prevalence of enteropathogenic bacteria in treated effluents and receiving water bodies and their potential health risks / G.Z.

Teklehaimanot, B. Genthe, I. Kamika [et al.] // Science of The Total Environment Volumes. — 2015. — V. 518—519. — P. 441 — 449.

4. The distribution of *Salmonella enterica* serovars and subtypes in surface water from five agricultural regions across Canada / C.C. Jokinen, J. Koot, L. Cole [et al.] // Water Research. — 2015. — V. 76. — P. 120 — 131.

5. Heathman L.S. Resistance of various strains of *E. typhi* and coli aerogenes to chlorine and chloramine / L.S. Heathman, G.O. Pierce, P. Kabler // Public Health Reports. — 1936. — V.51. — P. 1367 — 1387.

6. Фільчаков І.В. Резистентність ентеробактерій до дезінфектантів та шляхи її попередження / І.В. Фільчаков, А.М. Зарицький, О.О. Іванов // Журн. АМН України. — 2005. — Т.11, №1. — С. 176 — 185.

7. Diversity of enterococcal species and characterization of high-level aminoglycoside resistant enterococci of samples of wastewater and surface water in Tunisia / L. B. Said, N. Klibi, C. Lozano [et al.] // Science of The Total Environment. — 2015. — V. 530—531. — P. 11 — 17.

8. de Luca R. C. Potential enterovirulence and antimicrobial resistance in *Escherichia coli* isolates from aquatic environments in Rio de Janeiro, Brazil / R. C. de Luca Rebello, A. H. Regua-Mangia // Science of The Total Environment. — 2014. — V. 490. — P. 19 — 27.

9. *Salmonella* and antimicrobial resistance in an animal-based agriculture river system / J. C. P. Palhares, J. D. Kich, M. C. Bessa [et al.] // Science of The Total Environment. — 2014. — V. 472. — P. 654 — 661.

10. Characterization of bacterial pathogens in rural and urban irrigation water / M. Aijuka, G. Charimba, C. J. Hugo [et al.] // Journal of Water and Health. — 2015. — V.13, N 1. — P. 103 — 117.

11. High prevalence of multidrug-resistant *Escherichia coli* and *Enterococcus spp.* in river water, upstream and downstream of a wastewater treatment plant / L. J. Bessa, A. Barbosa-Vasconcelos, B. Mendes [et al.] // Journal of Water and Health. — 2014. — V.12, N 2. — P. 310 — 317.

12. Доан С.І. Характеристика ентеровірусного забруднення води відкритих водоймищ / С.І. Доан, В.І. Бондаренко, В.І. Задор

рожна // Вода і водоочисні технології. — 2005. — №4 (16). — С. 32 — 35.

13. Lodder W. J. Presence of Noroviruses and Other Enteric Viruses in Sewage and Surface Waters in The Netherlands / W. J. Lodder, A. M. de Roda Husman // Applied and Environmental Microbiology. — 2005. — V.71, N3. — P. 1453 — 1461.

14. Забрудненість ентеровірусами води різного виду водокористування / Н.Л. Зубкова, В.В. Василенко, А.В. Кракович [та ін.] // Матер. наук. — практ. конф. Міжнар. водного форуму АКВА УКРАЇНА-2003. — Київ, 2003. — С.165 — 166.

15. Taylor F.B. Viruses-What Is Their Significance in Water Supplies? / F.B. Taylor // J. AWWA. — 1974. — V.66, №5. — P. 306 — 311.

16. Surveillance of enteric viruses and coliphages in a tropical urban catchment / S. Rezaeinejad, G.G.R.V. Vergara, C.H. Woo [et al.] // Water Research. — 2014. — V.58. — P. 122 — 131.

17. Sand R. Molecular characterisation of hepatitis A virus strains from water sources in South Africa / R. Sand, M. Wolfaardt, M. B. Taylor // Water Science & Technology. — 2014. — V. 69, N 5. — P. 923 — 933.

18. Human and bovine viruses in the Milwaukee River watershed: Hydrologically relevant representation and relations with environmental variables / S.R. Corsi, M.A. Borchardt, S.K. Spencer [et al.] // Science of The Total Environment Volume. — 2014. — V. 490. — P. 849 — 860.

19. Occurrence of human enteric viruses at freshwater beaches during swimming season and its link to water inflow / C. S. Lee, C. Lee, J. Marion [et al.] // Science of The Total Environment. — 2014. — V. 472. — P. 757 — 766.

20. Human adenovirus (HAdV), human enterovirus (hEV), and genogroup A rotavirus (GARV) in tap water in southern Brazil / M. Kluge, J. D. Fleck, M. C. Soliman [et al.] // Journal of Water and Health. — 2014. — V.12, N 3. — P. 526 — 532.

21. Investigation and control of a Norovirus outbreak of probable waterborne transmission through a municipal groundwater system / G. M. Giammanco, I. Di Bartolo, G. Purpari [et al.] // Journal of Water and Health. — 2014. — V.12, N 3. — P. 452 — 464.

22. Detection of Pathogenic Viruses in Sewage Provided Early Warnings of Hepatitis A Virus and Norovirus Outbreaks / M. Hellmår, N. Рахїус, L. Magnius [et al.] // Appl. Environ. Microbiol. — 2014. — V.80. — P. 6771 — 6781.

23. Rotavirus Genotypes in Sewage Treatment Plants and in Children Hospitalized with Acute Diarrhea in Italy in 2010 and 2011 / F. M. Ruggeri, P. Bonomo, G. Ianiro [et al.] // Appl. Environ. Microbiol. — 2015. — V.81. — P. 241 — 249.

24. Enterovirus and parechovirus distributions in surface water and probabilities of exposure to these viruses during water recreation / W.J. Lodder, J.F. Schijven, S.A. Rutjes [et al.] // Water Research. — 2015. — V. 75. — P. 25 — 32.

25. Hsueh T.-Y. Interactions between Human Norovirus Surrogates and *Acanthamoeba* spp. // T.-Y. Hsueh, K. E. Gibson // Appl. Environ. Microbiol. — 2015. — V.81. — P. 4005 — 4013.

26. Reduction of risk of watery diarrhea with point-of-use water filters during a massive outbreak of waterborne *Cryptosporidium* infection in Milwaukee, Wisconsin, 1993 / D.G. Addiss, R.S. Pond, M. Remshak [et al.] // Am. J. Trop. Med. Hyg. — 1996. — V. 54, N.6. — P. 549 — 553.

27. Романенко Н.А. Гигиенические вопросы профилактики паразитарных болезней / Н.А. Романенко // Гигиена и санитария. — 2003. — № 3. — С. 16 — 18.

28. LeChevallier M.W. Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. in Surface Water Supplies / M.W. LeChevallier, W.D. Norton, R.G. Lee // Applied and Environmental Microbiology. — 1991. — V. 57, N 9. — P. 2610 — 2617.

29. Aging of *Cryptosporidium parvum* oocysts in river water and their susceptibility to disinfection by chlorine and monochloramine / C. Chauret, K. Nolan, P. Chen [et al.] // Can. J. Microbiol. — 1998. — V. 44, N 12. — P. 1154 — 1160.

30. *Giardia* and *Cryptosporidium* in drinking water / J.L. Isaac-Renton, D. Fogel, H.H. Stibbs [et al.] // Lancet. — 1987. — N 1. — P. 973 — 974.

31. *Giardia* spp. Are Commonly Found in Mixed Assemblages in Surface Water, as Revealed by Molecular and Whole-Genome Characterization / N. Prystajeky, C. K.-M. Tsui, W. W. L. Hsiao [et

al.] // Appl. Environ. Microbiol. — 2015. — V. 81. — P. 4827 — 4834.

32. *Cryptosporidium* genotypes and subtypes distribution in river water in Iran / M. R. Mahmoudi, E. Nazemalhosseini-Mojarad, B. Kazemi [et al.] // Journal of Water and Health. — 2015. — V. 13, N 2. — P. 600 — 606.

33. Risk of diarrhoea from shallow groundwater contaminated with enteropathogens in the Kathmandu Valley, Nepal / S. Shrestha, E. Haramoto, R. Malla [et al.] // Journal of Water and Health. — 2015. — V. 13, N 1. — P. 259 — 269.

34. Assessment of *Giardia* and *Cryptosporidium* spp. as a Microbial Source Tracking Tool for Surface Water: Application in a Mixed-Use Watershed / N. Prystajecy, P. M. Huck, H. Schreier [et al.] // Appl. Environ. Microbiol. — 2014. — V. 80. — P. 2328 — 2336.

35. Young I. A systematic review and meta-analysis of the effects of extreme weather events and other weather-related variables on *Cryptosporidium* and *Giardia* in fresh surface waters / I. Young, B. A. Smith, A. Fazil // Journal of Water and Health. — 2015. — V. 13, N 1. — P. 1 — 17.

36. Kkein G. Eutrophication and health / G. Kkein, P. Perera. — WHO. — 2002. — 29 p.

37. Estuarine, Coastal and Shelf. Selection of criteria and indicators for eutrophication assessment by the MSFD / J. G. Ferreira, J. H. Andersen, A. Borja [et al.] // Science. — 2011. — V. 93, N 2. — P. 117 — 131.

38. Global warming and hepatotoxin production by cyanobacteria: What can we learn from experiments? / R. El-Shehawy, E. Gorokhova, F. Fernández-Picas [et al.] // Water Research. — 2012. — V. 46, N 5. — P. 1420 — 1429.

39. *Cylindrospermopsis raciborskii* dominates under very low and high nitrogen-to-phosphorus ratios / M. F. Chislock, K. L. Sharp, A. E. Wilson // Water Research Volume. — 2014. — V. 49. — P. 207 — 214.

40. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) exudates: Chemical characterization and complexation capacity for Cu, Zn, Cd and Pb / A. E. Tonietto, A. T. Lombardi, A. A. H. Vieira [et al.] // Water Research. — 2014. — V. 49. — P. 381 — 390.

41. A comparison of the character of algal extracellular versus cellular organic matter produced by cyanobacterium, diatom and green alga / M. Pivokonsky, J. Safarikova, M. Baresova [et al.] // Water Research. — 2014. — V. 51. — P. 37 — 46.

42. Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* response to pentachlorophenol and comparison with that of the microalga *Chlorella vulgaris* / P. de Morais, T. Stoichev, M. C. P. Basto [et al.] // Water Research. — 2014. — V. 52. — P. 63 — 72.

43. Characterization of algal organic matters of *Microcystis aeruginosa*: Biodegradability, DBP formation and membrane fouling potential / S. Zhou, Y. Shao, N. Gao [et al.] // Water Research. — 2014. — V. 52. — P. 199 — 207.

44. Effect of oxidant exposure on the release of intracellular microcystin, MIB, and geosmin from three cyanobacteria species / E. C. Wert, J. A. Korak, R. A. Trenholm [et al.] // Water Research. — 2014. — V. 52. — P. 251 — 259.

45. Nitrogen availability increases the toxin quota of a harmful cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* / G. P. Horst, O. Sarnelle, J. D. White [et al.] // Water Research. — 2014. — V. 54. — P. 188 — 198.

46. Polyphasic identification of cyanobacterial isolates from Australia / E. Lee, U. M. Ryan, P. Monis [et al.] // Water Research. — 2014. — V. 59. — P. 248 — 261.

47. The responses of the taxa composition of particle-attached bacterial community to the decomposition of *Microcystis* blooms / K. Shao, L. Zhang, Y. Wang [et al.] // Science of The Total Environment. — 2014. — V. 488—489. — P. 236 — 242.

48. A battery of bioreporters of nitrogen bioavailability in aquatic ecosystems based on cyanobacteria / M. Mucoz-Martín, P. Mateo, F. Leganiš [et al.] // Science of The Total Environment. — 2014. — V. 475. — P. 169 — 179.

49. Occurrence and transfer of a cyanobacterial neurotoxin β -methylamino-l-alanine within the aquatic food webs of Gonghu Bay (Lake Taihu, China) to evaluate the potential human health risk / Y. Jiao, Q. Chen, X. Chen [et al.] // Science of The Total Environment. — 2014. — V. 468—469. — P. 457 — 463.

50. Prospective study of acute health effects in relation to exposure to cyanobacteria / B. Levesque, M.-C. Gervais, P. Chevalier

[et al.] // Science of The Total Environment. — 2014. — V. 466—467. — P. 397 — 403.

51. Removal of the cyanotoxin anatoxin-a by drinking water treatment processes: a review / S. Vlad, W. B. Anderson, S. Peldszus [et al.] // Journal of Water and Health. — 2014. — V. 12, N 4. — P. 601 — 617.

52. *In vivo* genotoxicity of treated water containing the cylindrospermopsin-producer *Cylindrospermopsis raciborskii* / A. L. Fonseca, J. Da Silva, E. A. Nunes [et al.] // Journal of Water and Health. — 2014. — V. 12, N 3. — P. 474 — 483.

53. Rzymyski P. In search of environmental role of cylindrospermopsin: A review on global distribution and ecology of its producers / P. Rzymyski, B. Poniedzialek // Water Research. — 2014. — V. 66. — P. 320 — 337.

54. Extracellular polymeric substances buffer against the biocidal effect of H₂O₂ on the bloom-forming cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* / L. Gao, X. Pan, D. Zhang [et al.] // Water Research. — 2015. — V. 69. — P. 51 — 58.

55. Anatoxin- α producing *Tychonema* (*Cyanobacteria*) in European waterbodies / S. Shams, C. Capelli, L. Cerasino [et al.] // Water Research. — 2015. — V. 69. — P. 68 — 79.

56. Temporal variations in microcystin-producing cells and microcystin concentrations in two fresh water ponds / S. Singh, P. K. Rai, R. Chau [et al.] // Water Research. — 2015. — V. 69. — P. 131 — 142.

57. Fate of toxic cyanobacterial genera from natural bloom events during ozonation / A. Zamyadi, L. A. Coral, B. Barbeau [et al.] // Water Research. — 2015. — V. 73. — P. 204 — 215.

58. Characterisation of algal organic matter produced by bloom-forming marine and freshwater algae / L.O. Villacorte, Y. Ekowati, T.R. Neu [et al.] // Water Research. — 2015. — V. 73. — P. 216 — 230.

59. Phylogeography of Cylindrospermopsin and Paralytic Shellfish Toxin-Producing Nostocales Cyanobacteria from Mediterranean Europe (Spain) / S. Cirñs, L. Würmer, A. Ballot [et al.] // Appl. Environ. Microbiol. — 2014. — V. 80. — P. 1359 — 1370.

60. Pimentel J. S. M. Microcystin Production and Regulation under Nutrient Stress Conditions in Toxic Microcystis Strains / J. S. M.

Pimentel, A. Giani // Appl. Environ. Microbiol. — 2014. — V. 80. — P. 5836 — 5843.

61. Cyanobacterial Blue Color Formation during Lysis under Natural Conditions / S. Arii, K. Tsuji, K. Tomita [et al.] // Appl. Environ. Microbiol. — 2015. — V. 81. — P. 2667 — 2675.

62. Мокиенко А.В. Питьевая вода и водно-обусловленные инфекции (сообщение седьмое). Цианобактерии и цианотоксины / А.В. Мокиенко, Н.Ф. Петренко // Вода і водоочисні технології. — 2008. — №3 (27). — С. 22 — 31.

63. Інструкція по організації та проведенню протихолерних заходів, клініці та лабораторній діагностиці холери. — Наказ МОЗ України від 30.05.1997 № 167.

64. Методические указания по санитарно-микробиологическому анализу воды поверхностных водоемов: N 2285 – 81. – М., 1981. — 24 с.

65. Об унификации микробиологических (бактериологических) методов исследования, применяемых в клинико-диагностических лабораториях лечебно-профилактических учреждений. — Приказ МЗ СССР № 535.-1985.

66. Державні санітарні правила (ДСП) «Організація роботи лабораторій при дослідженні матеріалу, що містить біологічні патогенні агенти I–IV груп патогенності, молекулярно-генетичними методами». — К. — 2008.

67. Наказ МОЗ України від 03.02.2005 р. № 60 «Про затвердження Методичних вказівок «Санітарно-мікробіологічний контроль якості питної води». — МВ 10.2.1 — 113 — 2005. — К., 2005. — 76 с.

68. Поздеев О.К. Энтеробактерии (Руководство для врачей) / О.К. Поздеев, Р.В. Федоров // ГЕОТАР – Медиа, 2007. – 720 с.

69. Определитель бактерий Берджи. В 2-х т.: Пер. с англ. / Под ред. Дж. Хоулта, Н. Крига, П. Снита [и др.] // М.: Мир. — 1997. – 800 с.

70. Туйгунов М. М. Роль энтеротоксина бактерий рода *Citrobacter* в исходе взаимодействия патоген — хозяин: дисс. д. мед. н. / М.М. Туйгунов. – Челябинск, 2003. — 239 с.

71. Азнабаев Г.К. Биологические свойства бактерий рода *Citrobacter*, выделенных при моно и ассоциированных

бактериальных инфекциях: автореферат дисс. канд.мед.наук / Г.К.Анабаев. – Оренбург, 2003. — 23 с.

72. Тимченко О. В. Изучение патогенных свойств бактерий рода *Citrobacter*, выделенных из объектов, подлежащих ветеринарному контролю / О. В. Тимченко // Молодой ученый. – 2014. – №10. – С. 98-99.

73. Природні поліінфектні осередки особливо небезпечних інфекцій на півдні України / З.М. Нехороших, І.Т. Русев, А.Г. Стопчанська [та ін.] // «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни», м. Львів, 2014. — Вип. 11. — С. 89-92.

74. Генотипова структура штамів *F. tularensis holarctica*, виділених в природних осередках різних регіонів України / З.М. Нехороших, Г.М. Джуртубаєва, А.Г. Стопчанська [та ін.] // «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни», м. Львів, 2014. Вип. 11 — С. 110-113.

75. Мікробіологічні та еколого-епідеміологічні аспекти природноосередкових інфекцій на півдні України / З.М. Нехороших, І.Т. Русев, А.Г. Стопчанська [та ін.] // Тези доповіді на XIII з'їзді Товариства мікробіологів України ім. С.М. Виноградського, м. Ялта, 1 — 6 жовтня 2013 р. — С. 304.

76. 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.

77. Санітарно-вірусологічний контроль водних об'єктів: МВ 10.2.1-145-2007.-Затв. наказом МОЗ України від 30.05.2007р. № 284. — К. — МОЗ України, 2007.- (Методичні вказівки)

78. Bosch A. Human enteric viruses in the water environment: a minireview / A. Bosch // Internatl. Microbiol. — 1998. — N 1. — P. 191 — 196.

79. Behaviors of physiologically active bacteria in water environment and chlorine disinfection / K. Sawaya, N. Kaneko, K. Fukushi [et al.] // Water Science & Technology—WST. — 2008. — V. 58, N 7. — P. 1343 — 1348.

80. Detection and quantification of classic and emerging viruses by skimmed-milk flocculation and PCR in river water from two

geographical areas / B. Calgua, T. Fumian, M. Rusicol [et al.] // Water Research. — 2013. — V. 47, N 7. — P. 2797 — 2810.

81. Waterborne adenovirus: a risk assessment / K.D. Crabtree, C.P. Gerba, J.B. Rose [et al.] // Water Science & Technology. — 1997. — V.35, N11—12. — P. 1 — 6.

82. Санітарно-паразитологічні дослідження води питної. Методичні вказівки МВ 10.10.2.1-076-00 від 09.11.2000 р. — 17 с.

83. Характеристика загрязнения воды открытых водоемов Одесской области простейшими и гельминтами / А.В. Мокиенко, Л.И. Засыпка, Н.Д. Вегержинская [и др.] // Матеріали наради — семінару Актуальні питання організації лабораторного бактеріологічного контролю та медичної паразитології. — 12 — 13 вересня 2012 р., м. Іллічівськ. — С. 106 — 107.

84. Характеристика загрязнения лиманов (озер) Одесской области кишечными вирусами, простейшими и гельминтами / А.В. Мокиенко, Л.И. Засыпка, Н.Д. Вегержинская [и др.] // Здоровье и окружающая среда [Электронный ресурс] : сб. науч. тр. / М-во здравоохранения Респ. Беларусь, Респ. науч.-практ. центр гигиены, Бел. науч. о-во гигиенистов ; редкол.: Л.В. Половинкин (гл. ред.). — Вып. 21. — Электрон. дан. — Минск : ООО «Смэлток», 2012. — 1 электрон. опт. диск (CD-ROM). — Загл. с этикетки диска. — С. 129 — 134.

85. Характеристика контаминации воды открытых водоемов Одесской области простейшими и гельминтами / А.В. Мокиенко, Л.И. Засыпка, Н.Д. Вегержинская [и др.] // Профілактична медицина.-2012. — № 3 — 4 (19). — С. 61 — 64.

86. До питання про гігієнічну значущість контамінації води ооцистами криптоспоридій / А.В. Мокиєнко, Л.І. Засыпка, Н.І. Бешко [та ін.] // Збірка тез доповідей наук. — практик. конф. «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України». — Київ, 2005. — С. 177 — 178.

87. Мокиенко А.В. Паразитарные контаминанты питьевой воды: оценка риска и методов обеззараживания / А.В. Мокиенко, Н.Ф. Петренко, А.И. Гоженко // Питьевая вода. — 2008. — №1(43). — С. 2 — 13.

88. Радченко И.Г. Практическое руководство по сбору и анализу проб морского фитопланктона. Учебно-методическое посо-

бие для студентов биологических специальностей университетов / И.Г. Радченко, В.И. Капков, В.Д. Федоров. — М.: Мордвинцев, 2010. — 60 с.

89. Abosede A. T. Cyanobacteria of a Tropical Lagoon, Nigeria // A. T. Abosede, N. D. Ikegwu // Nature and Science. — 2010. — V. 8, № 7. — P. 77 — 82.

90. Madkour F. F. Phytoplankton assemblage of a solar saltern in Port Fouad, Egypt / F. F. Madkour, M. M. Gaballah // Oceanologia. — 2012. — V. 54, № 4. — P. 687— 700.

91. Виноградова О.М. *Cyanoprokaryota* у гіпергалінних місцевостях та їх адаптаційні стратегії / О.М. Виноградова // Український фітоценологічний збірник. — 2006. — Серія С, випуск 24. — С. 34 — 44.

92. Зареи Дарки Б. *Cyanoprokaryota* разнотипных водоемов Ирана / Б. Зареи Дарки // Альгология. — 2010. — Т. 20, № 4. — С. 482 — 491.

93. Самылина О.С. Сравнительная характеристика фототрофных сообществ в минеральных озерах Крыма (Украина) и Алтайского края (Россия) / О.С. Самылина, Л.М. Герасименко, Н.В. Шадрин // Альгология. — 2010. — Т. 20, № 2. — С. 192 — 209.

94. Теренько Л.М. Планктонные микроводоросли Тилигульского лимана / Л.М.Теренько // Екологічна безпека прибережної та шельфової зон та комплексне використання ресурсів шельфу: Зб. наук. праць. — 2005. — Вип.12. — С. 622 — 631.

95. Буркова Т.Н. Таксономический состав планктонных водорослей реки Чапаевка / Т.Н. Буркова // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. — 2010. — Т. 19, № 2. — С. 26 — 43.

96. Белякова Р. Н. *Cyanoprokaryota*, вызывающие «цветение» водоемов северо-запада России / Р. Н. Белякова // Новости систематики низших растений. — 2005. — Т. 39. — С. 254 — 267.

97. Lopes V. R. Bioactivity of Benthic and Picoplanktonic Estuarine Cyanobacteria on Growth of Photoautotrophs: Inhibition versus Stimulation / V. R. Lopes, V. M. Vasconcelos // Mar. Drugs. — 2011. — V. 9. — P. 790 — 802.

98. Рахманин Ю.А. Окружающая среда и здоровье: приоритеты профилактической медицины / Ю.А. Рахманин, Р.И.

Михайлова // Гигиена и санитария. — 2014. — Т.93, №5. — С. 5 — 10.

99. Genotoxicity of disinfection by-products (DBPs) upon chlorination of nine different freshwater algal species at variable reaction time / Y. L. Zhang, B. P. Han, B. Yan [et al.] // Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA. — 2014. — V. 63, N 1. — P. 12 — 20.

100. Evaluation of disinfection by-product formation potential (DBPFP) during chlorination of two algae species — Blue-green *Microcystis aeruginosa* and diatom *Cyclotella meneghiniana* / X. Liao, J. Liu, M. Yang [et al.] // Science of The Total Environment. — 2015. — V. 532. — P. 540 — 547.

101. Formation characteristics of haloacetic acids from phenols in drinking water chlorination / F. Ge, F. Tang, Y. Xu [et al.] // Water Science & Technology: Water Supply. — 2014. — V. 14, N 1. — P. 142 — 149.

102. Trihalomethane exposure and biomonitoring for the liver injury indicator, alanine aminotransferase, in the United States population (NHANES 1999—2006) / J. B. Burch, T. M. Everson, R. K. Seth [et al.] // Science of The Total Environment. — 2015. — V. 521—522. — P. 226 — 234.

103. Abouleish M.Y.Z. Trihalomethane formation potential of aquatic and terrestrial fulvic and humic acids: Sorption on activated carbon / M.Y.Z. Abouleish, M. J.M. Wells // Science of The Total Environment. — 2015. — V. 521—522. — P. 293 — 304.

104. Seasonal evaluation of the presence of 46 disinfection by-products throughout a drinking water treatment plant / M. Serrano, I. Montesinos, M.J. Cardador [et al.] // Science of The Total Environment. — 2015. — V. 517. — P. 246 — 258.

105. Scheili A. Seasonal and spatial variations of source and drinking water quality in small municipal systems of two Canadian regions / A. Scheili, M.J. Rodriguez, R. Sadiq // Science of The Total Environment. — 2015. — V. 508. — P. 514 — 524.

106. Characterization of soluble microbial products as precursors of disinfection byproducts in drinking water supply / J.-l. Liu, X.-y. Li, Y.-f. Xie [et al.] // Science of The Total Environment. — 2014. — V. 472. — P. 818 — 824.

107. Examining the interrelationship between DOC, bromide and chlorine dose on DBP formation in drinking water — A case study / T. Bond, J. Huang, N. J.D. Graham [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2014. — V. 472. — P. 469 — 479.

108. Dissolved organic carbon and trihalomethane precursor removal at a UK upland water treatment works / R. Gough, P. J. Holliman, N. Willis [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2014. — V. 468—469. — P. 228 — 239.

109. Monitoring of chlorination disinfection by-products and their associated health risks in drinking water of Pakistan / S. Abbas, I. Hashmi, M. S. Ur Rehman [et al.] // *Journal of Water and Health*. — 2015. — V. 13, N 1. — P. 270 — 284.

110. Disinfection by-product occurrence in selected European waters / H. Goslan, S. W. Krasner, C. M. Villanueva [et al.] // *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*. — 2014 — V. 63, N 5. — P. 379 — 390.

111. Roccaro P. Relationships between trihalomethanes, haloacetic acids, and haloacetonitriles formed by the chlorination of raw, treated, and fractionated surface waters / P. Roccaro, F. G. A. Vagliasindi, G. V. Korshin // *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*. — 2014 — V. 3, N 1. — P. 21 — 30.

112. Прокопов В.О. Хлороформ у хлорованій воді України та канцерогенний ризик для здоров'я населення від її споживання / В.О. Прокопов, Г.В. Чичковська // *Мат-ли наук.-практ. конфер. IV Міжнарод. водного форуму «АКВА Україна — 2006»*, Київ, 2006. — С.276 — 278.

113. СанПиН 2.1.4.1074-01 «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества» (с изменениями от 7 апреля 2009 г., 25 февраля, 28 июня 2010 г.), утверждены Главным государственным санитарным врачом Российской Федерации 26 сентября 2001 г., введены в действие с 1 января 2002 года. Минздрав России Москва — 2002

114. Мокиенко А.В. Обеззараживания воды. Гигиенические и медико-экологические аспекты. Т. 1. Хлор и его соединения / А.В. Мокиенко, Н.Ф.Петренко, А.И. Гоженко // *Одесса : ТЭС*, 2011. — 484 с.

115. Біологічні основи екологічної безпеки використання хімічних засобів знезаражування питної води (Огляд літератури та власних досліджень) / А. І. Гоженко, Н. Ф. Петренко, А. В. Мокиєнко [та ін.] // *Журнал Академії медичних наук*. — 2008. — Т. 14, № 1. — С. 134 — 149.

116. Фомин Г.С. Питьевая и минеральная вода. Требования мировых и европейских стандартов к качеству и безопасности / Г.С. Фомин, О.Н. Фомина // *Москва:“Протектор”*. — 2010. — 320 с.

117. Burmistrz P. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in coke plant wastewater / P. Burmistrz, M. Burmistrz // *Water Science & Technology*. — 2013 — V. 68, N 11. — P. 2414 — 2420.

118. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Degradation of Phytoplankton-Associated *Arenibacter* spp. and Description of *Arenibacter algicola* sp. nov., an Aromatic Hydrocarbon-Degrading Bacterium / T. Gutierrez, G. Rhodes, S. Mishamandani [et al.] // *Appl. Environ. Microbiol.* — 2014 — V. 80. — P. 618 — 628.

119. Particle phase distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in stormwater — Using humic acid and iron nano-sized colloids as test particles / K. Nielsen, Y. Kalmykova, A. — M. Strumvall [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2015 — V. 532. — P. 103 — 111.

120. Recognizing different impacts of human and natural sources on the spatial distribution and temporal trends of Pahs and Pcb's (including PCB-11) in sediments of the Nador Lagoon (Morocco) / S. Giuliani, R. Piazza, B. El Moumni [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2015 — V. 526. — P. 346 — 357.

121. Co-exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons, benzene and toluene and their dose-effects on oxidative stress damage in kindergarten-aged children in Guangzhou, China / J. Li, S. Lu, G. Liu [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2015 — V. 524-525. — P. 74 — 80.

122. Risk of female breast cancer and serum concentrations of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls: A case-control study in Tunisia / J. P. Arrebola, H. Belhassen, F. Artacho-Cordyn [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2015 — V. 520. — P. 106 — 113.

123. The distribution of Polychlorinated Biphenyls (Pcbs) in the River Thames Catchment under the scenarios of climate change / Q. Lu, A. C. Johnson, M. D. Jørgens [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2015 — V. 533. — P. 187 — 195.

124. Baltic Sea sediment records: Unlikely near-future declines in PCBs and HCB / A. Sobek, K. L. Sundqvist, A. T. Assefa [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2015 — V. 518-519. — P. 8 — 15.

125. Surface water risk assessment of pesticides in Ethiopia / B. M. Teklu, P. I. Adriaanse, M. M.S. Ter Horst [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2015 — V. 508. — P. 566 — 574.

126. Distribution, partitioning and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water-SPM-sediment system of Lake Chaohu, China / N. Qin, W. He, X.-Z. Kong [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2014 — V. 496. — P. 414 — 423.

127. The determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in the urine of non-smoking Polish pregnant women / K. Polanska, W. Hanke, G. Dettbarn [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2014 — V. 487. — P. 102 — 109.

128. Coastal sediments in the Gulf of Bothnia as a source of dissolved PCDD/Fs and PCBs to water and fish / A. Sobek, K. Wiberg, K.L. Sundqvist [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2014 — V. 487. — P. 463 — 470.

129. Oxygenated, nitrated, methyl and parent polycyclic aromatic hydrocarbons in rivers of Haihe River System, China: Occurrence, possible formation, and source and fate in a water-shortage area / M. Qiao, W. Qi, H. Liu [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2014 — V. 481. — P. 178 — 185.

130. Distributions and sources of persistent organic pollutants (aliphatic hydrocarbons, PAHs, PCBs and pesticides) in surface sediments of an industrialized urban river (Huveaune), France / F. F. Kanzari, A.D. Syakti, L. Asia [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2014 — V. 478. — P. 141 — 151.

131. Rubio-Clemente A. Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons in aqueous environment by chemical treatments: A review / A. Rubio-Clemente, R. A. Torres-Palma, G. A. Pecuela // *Science of The Total Environment*. — 2014 — V. 478. — P. 201 — 225.

132. Historical records, sources, and spatial trends of Pcbs along the Rhône River (France) / B. Mourier, M. Desmet, P. C. Van Metre [et al.] // *Science of The Total Environment*.—2014 — V. 478. — P. 568 — 576.

133. Balasubramani A. Polychlorinated biphenyls (Pcbs) in industrial and municipal effluents: Concentrations, congener profiles, and partitioning onto particulates and organic carbon / A. Balasubramani, N. L. Howell, H. S. Rifai // *Science of The Total Environment*. — 2014 — V. 473-474. — P. 702 — 713.

134. Ding G. Revisiting pesticide exposure and children's health: Focus on China / G. Ding, Y. Bao // *Science of The Total Environment*. — 2014 — V. 472. — P. 289 — 295.

135. Concentrations of persistent organic pollutants (Pops) in human blood samples from Mexico City, Mexico / S. Orta-García, F. Pérez-Vázquez, C. González-Vega [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2014 — V. 472. — P. 496 — 501.

136. Distributions and sources of polychlorinated biphenyls in the coastal East China Sea sediments / X. Duan, Y. Li, X. Li [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2013 — V. 463-464. — P. 894 — 903.

137. Elucidating the structural properties that influence the persistence of PCBs in humans using the National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) dataset / D. Megson, G. O'Sullivan, S. Comber [et al.] // *Science of The Total Environment*. — 2013 — V. 461—462. — P. 99 — 107.

138. Klecka G. Chemicals of emerging concern in the Great Lakes Basin: an analysis of environmental exposures / G. Klecka, C. Person, R. Currie // *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* — 2010. — V. 207. — P. 1 — 93.

139. Характеристика антропогенного загрязнения рапы и пеллоидов Шаболатского (Будакского) лимана стойкими органическими загрязнителями (СОЗ) / А.В. Мокиенко, Е.М. Никипелова, К.К. Цимбалюк [и др.] // *Водное хозяйство Казахстана*. — 2012. — № 6 — 7 (44 — 45). — С. 48 — 62.

140. Характеристика антропогенного забруднення ропи та пелюїдів Шаболатського (Будакського) лиману хлороорганічними пестицидами (ХОП) / А.В. Мокієнко, О.М. Нікіпелова, С.Е. Шиб-

нов [та ін.] // Таврический медико-биологический вестник. – 2012. – Т. 15, №2, Ч.3 (58). – С. 144 – 148.

141. Характеристика антропогенного забруднення ropy та пелоїдів Шаболатського (Будакського) лиману поліхлорованими біфенілами (ПХБ) / А.В. Мокієнко, О.М. Нікіпелова, Цимбалюк К.К. [та ін.] // Медичні перспективи. – 2012. – №3. – С. 136 – 141.

142. Характеристика антропогенного забруднення пелоїдів Шаболатського (Будакського) лиману поліциклическими ароматическими углеводородами (ПАУ) / А.В. Мокиєнко, Е.М. Никіпелова, К.К. Цимбалюк [и др.] // Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. – 2012. – № 4 (30). – С. 42 – 49.

143. Reproductive toxicity of lindane / N. Pagis, M.P. Sauviat, S. Bouvet [et al.] // J. Soc. Biol. – 2002. – V. 196, N 4. – P. 325 – 338.

144. Pesticide Exposure and Hypertensive Disorders During Pregnancy / T. M. Saldana, O. Basso, D. D. Baird [et al.] // Environ. Health Perspect. – 2009. – V. 117, N 9. – P. 1393 – 1396.

145. Association of a polychlorinated dibenzo-p-dioxin, a polychlorinated biphenyl, and DDT with diabetes in the 1999-2002 National Health and Nutrition Examination Survey / C.J. Everett, I.L. Frithsen, V.A. Diaz [et al.] // Environ Res. – 2007. – 103, N 3. – P. 413 – 418.

146. Everett C.J. Biomarkers of pesticide exposure and diabetes in the 1999-2004 national health and nutrition examination survey / C.J. Everett, E.M. Matheson // Environ Int. – 2010. – 36, N 4. – P. 398 – 401.

147. Prevalence of self-reported diabetes and exposure to organochlorine pesticides among Mexican Americans: Hispanic health and nutrition examination survey, 1982-1984 / S. Cox, A.S. Niskar, K.M. Narayan [et al.] // Environ. Health Perspect. – 2007. – V. 115, N 12. – P. 1747 – 1752.

148. Age at natural menopause and exposure to organochlorine pesticides in Hispanic women / J. Akkina, J. Reif, T. Keefe [et al.] // J. Toxicol. Environ. Health A. – 2004. – V. 67, N 18. – P. 1407 – 1422.

149. Tiemann U. In vivo and in vitro effects of the organochlorine pesticides DDT, TCPM, methoxychlor, and lindane on the female

reproductive tract of mammals: a review / U. Tiemann // Reprod Toxicol. – 2008. – V. 25, N 3. – P. 316 – 326.

150. A Prospective Study of Organochlorines in Adipose Tissue and Risk of Non-Hodgkin Lymphoma / E. V. Bгduner, M. Sшrensen, E. Gaudreau [et al.] // Environ. Health Perspect. – 2012. – V. 120, N 1. – P. 105 – 111

151. van den Berg H. Global status of DDT and its alternatives for use in vector control to prevent disease / H. van den Berg // Environ. Health Perspect. – 2009. – V. 117, N 11. – P. 1656 – 1663.

152. Какарека С. В. Стойкие органические загрязнители: источники и оценка выбросов / С. В. Какарека, Т. И. Кухарчик, В. С. Хомич // Минск : РУП «Минсктиппроект», 2003. – 220 с.

153. Benzo[a]pyrene Reduces Testosterone Production in Rat Leydig Cells via a Direct Disturbance of Testicular Steroidogenic Machinery / J.-Y. Chung, Y.-J. Kim, J. Y. Kim [et al.] // Environ. Health Perspect. – 2011. – V. 119, N 11. – P. 1569 – 1574.

154. Nucleotide excision repair polymorphisms, polycyclic aromatic hydrocarbon exposure, and their effects on sperm deoxyribonucleic acid damage and male factor infertility / A. Gu, G. Ji, P. Zhu [et al.] // Fertil Steril. – 2010. – V. 94, N 7. – P. 2620 – 2625.

155. Association between Urinary Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Metabolites and Sperm DNA Damage: A Population Study in Chongqing, China / X. Han, N. Zhou, Z. Cui [et al.] // Environ. Health Perspect. – 2011. – V. 119, N 5. – P. 652 – 657.

156. Serum Concentrations of Polychlorinated Biphenyls in Relation to in Vitro Fertilization Outcomes / J. D. Meeker, A. Maity, S. A. Missmer [et al.] // Environ. Health Perspect. – 2011. – V. 119, N 7. – P. 1010 – 1016.

157. Faroon O. Effects of polychlorinated biphenyls on the nervous system / O. Faroon, D. Jones, C. de Rosa // Toxicol. Ind. Health. – 2000. – V. 16, N 7–8. – P. 305 – 333.

158. Blood Pressure in Relation to Concentrations of PCB Congeners and Chlorinated Pesticides / A. Goncharov, M. Pavuk, H. R. Foushee [et al.] // Environ. Health Perspect. – 2011. – V. 119, N 3. – P. 319 – 325.

159. Novel Biphenyl-Oxidizing Bacteria and Dioxygenase Genes from a Korean Tidal Mudflat / T. K. Lee, J. Lee, W. J. Sul [et al.] //

Appl. Environ. Microbiol. – 2011. – V. 77. – P. 3888 – 3891.

160. Нікіпелова, О. М. Посібник з методів контролю природних мінеральних вод, штучно-мінералізованих вод та напоїв на їх основі. Ч.1. Фізико-хімічні дослідження / МОЗ України, УкрНДІМРтаК / О. М. Нікіпелова, Т. Г. Філіпенко, Л. Б. Солодова. – О. : Спеціалізоване вид-во „ЮНЕСКОСОЦІО”, 2002. – 96 с.

161. ГОСТ 4192-82 Вода питьевая. Методы определения минеральных азотсодержащих веществ. — Чинний в Україні. — 8 с.

162. ГОСТ 18826-73 Вода питьевая. Методы определения содержания нитратов. — Чинний в Україні. — 8 с.

163. Методика МВВ 104-12-98. Методика выполнения измерений массовой концентрации фенолов общих и летучих в пробах питьевых, природных и сточных вод на анализаторе жидкости «Флюорат-02».

164. Методика МВВ 99-12-98. Методика выполнения измерений массовой концентрации нефтепродуктов флуориметрическим методом в пробах питьевых, природных и сточных вод на анализаторе жидкости «Флюорат-02»

165. Досліджування води. Настанови щодо визначення загального та розчиненого органічного вуглецю: ДСТУ EN1484:2003.- [Чинний від 2004-01-01].— К. Держспоживстандарт України, 2004.—6 с. (Державний стандарт України).

166. ASTM D5175-91 (2003) Standard Test Method for Organohalide Pesticides and Polychlorinated Biphenyls in Water by Microextraction and Gas Chromatography.

167. ISO 28540:2011 Quality of water. Definition of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in water. A method with use of a gas chromatography with mass spectrometer detection.

168. ДСТУ ISO 7393-1-2003 “Якість води. Визначення незв’язаного хлору та загального хлору. Частина 1. Титриметричний метод із застосуванням N,N-діетил-1,4-фенілєндіаміну (ISO 7393-1:1985, IDT)”. — Каталог нормативних документів 2007. Том 1. Держспоживстандарт України. — (Національний стандарт України).

169. ДСТУ ISO 10301:2004. Якість води; Визначання високолетких галогенованих вуглеводнів методом газової хроматографії

(ISO 10301:1997, IDT) / П... Хоружий (пер. і наук.-техн. ред.). — Офіц. вид — К. : Держспоживстандарт України, 2006. — IV, 34с. — (Національний стандарт України).

170. Знезараження стічних вод локальних систем водовідведення, у тому числі на об’єктах транспорту, твердими препаратами діоксиду хлору / Н.Ф. Петренко, А.В. Мокієнко, О.К. Созінова [та ін.] // Інформаційний лист про нововведення в системі охорони здоров’я.-Укрмедпатентінформ. — № 221. — 2013. — 4 с.

171. Санітарно-епідеміологічний нагляд за знезаражуванням води у системах централізованого господарсько-питного водопостачання діоксидом хлору. Метод. рекомендації / Укл. А. І. Гоженко, Н. Ф. Петренко, А. В. Мокієнко [та ін.]. — МОЗ України, 2007. — 23 с.

172. Гланц С. Медико-біологіческая статистика / Пер. с англ. Ю. А. Данилова, под ред. Н. Е. Бузикашвили и Д. В. Самолова. — М.: Практика, 1999. — 459 с.

173. ДCaПiH № 383 “Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання”. — Київ: МОЗ України. — 1996. — 21 с.

174. Ващенко М.А. ДДТ и гексахлорциклогексан в донных осадках Амурского залива / М.А. Ващенко, И.Г. Сяпина, П.М. Жадан // Экология. — 2005. — № 1. — С. 64 – 68.

175. International agency for research on Cancer. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. — IARC. — Lyons. — 1987. — Suppl. 7.

176. Peters C.A. Long-term composition dynamics of PAH-containing NAPLs and implications for risk assessment / C.A. Peters, C.D. Knightes, D.G. Brown // Environ. Sci. Technol. — 1999. — V. 33. — P. 4499 — 4507.

177. Assessing and predicting the exposures of polycyclic aromatic hydrocarbons and their carcinogenic potencies from vehicle engine exhausts to highway toll station workers / P.-J. Tsai, T.-S. Shih, H.-L. Chen [et al.]// Atmos.Environ. — 2004. — V. 38. — P. 333 — 343.

178. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Composition and Potential Sources for Sediment Samples from the Beaufort and Barents Seas / M.B. Yunker, L.R. Snowdon, R.W. MacDonald [et al.] // Environ. Sci. Technol. — 1996. — V. 30, N 4. — P. 1310 – 1320.

179. Soclo H.H. Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas / H.H. Soclo, P. Garrigues, M. Ewald // *Mar. Pollut. Bull.* — 2000.- V. 40.- P. 387— 396.

180. Mannino M.R. PAHs in indoor dust matter of Palermo area: extraction, GC-MS analysis, distribution and sources / M.R. Mannino, S. Orrechio // *Atmos. Environ.* — 2008. — V. 42. — P. 1801 – 1817.

181. Angerer J. Biological monitoring and biochemical effect monitoring of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons / J. Angerer, C. Mannschreck, J. Gьndel // *Int. Arch. Occup. Environ. Health.* — 1997. — V. 70, N6. — P. 365 – 377.

182. Genotoxicity of disinfection by-products (DBPs) upon chlorination of nine different freshwater algal species at variable reaction time / Y. L. Zhang, B. P. Han, B. Yan [et al.] // *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA.* —2014. —V. 63, N 1. — P. 12—20.

183. Lykins B.W. Using chlorine dioxide for trihalomethane control / B.W. Lykins, M.H. Griese // *J.AWWA.* — 1986. — V. 78, N 6. — P. 88 — 93.

184. Fleischacker S.J. Formation of Organic Chlorine in Public Water Supplies / S.J. Fleischacker, S.J. Randtke // *J. AWWA.* — 1983. — V. 75, N 3. — P. 132 — 143.

185. Петренко Н. Ф. Наукове обґрунтування комбінованих методів знезараження питної води: дис. ... д. б. н: 14.02.01 / Н.Ф. Петренко; ДУ „Інститут гігієни та медичної екології ім. О.М. Марзєєва Академії медичних наук України”. — К., 2012. — 396 с.

186. Петренко Н.Ф. Особливості дослідження і впровадження послідовної комбінованої дії діоксиду хлору та хлору для знезараження питної води / Н.Ф. Петренко // *Гігієна населених місць.* — 2011. — Вип. 58. — С.116 — 122.

187. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка стану водних об'єктів у місцях водокористування населення Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // *Медичні перспективи.* — 2015. — Том XX, №1. — С. 132 — 139.

188. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка евтрофікації поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // *Актуальні проблеми сучасної медицини: Вісник Україн-*

ської медичної стоматологічної академії. — 2014. — Т.14, випуск 4(48). — С. 73 — 78.

189. Ковальчук Л.И. Гигиеническая оценка цианобактерий озер Украинского Придунавья / Л.И. Ковальчук, А.В. Мокиенко, Д.А. Нестерова // *Досягнення біології та медицини.* — 2014. — №2. — С. 10 — 14.

190. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка вірусної контамінації водних об'єктів Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // *Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія.* — 2014. — № 4, т. 2 (38-II). — С. 41 — 48.

191. Ковальчук Л.Й. Еколого-гігієнічна оцінка фізико-хімічного складу та антропогенного забруднення води поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Л.Б. Солодова // *Вісник морської медицини.* — 2015. — №1. — С. 48 — 53.

192. Ковальчук Л.Й. Характеристика антропогенного забруднення поліциклічними ароматичними вуглеводнями (ПАВ) поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, К.К. Цимбалюк // *Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія.* — 2015. — № 3, т. 2. — С. 32 — 37.

193. Ковальчук Л.Й. Характеристика контамінації води поверхневих водойм Українського придунав'я найпростішими і гельмінтами / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Л.П. Мельник // *Інфекційні хвороби.* — 2015. — №2. — С. 64 — 67.

194. Ковальчук Л.Й. Характеристика забруднення поверхневих водойм Українського Придунав'я хлорорганічними пестицидами (ХОП) / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, К.К. Цимбалюк // *Asian Journal of Scientific and Educational Research.* — 2015. — №1 (17). — P. 940 — 946.

195. Ковальчук Л.Й. Характеристика антропогенного забруднення поверхневих водойм Українського Придунав'я поліхлорованими біфенілами (ПХБ) / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, К.К. Цимбалюк // *Буковинський медичний вісник.* — 2015. — Т.19, № 3 (75). — С. 65 — 68.

196. Характеристика бактеріальної контамінації води поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В.

Мокієнко, В.О. Пушкіна [та ін.] // Інфекційні хвороби. — 2015. — №3(81). — С. 33 — 38.

197. Ковальчук Л.Й. Еколого-гігієнічні аспекти антропогенного забруднення води поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, В.О. Коробчанський, А.В. Мокієнко // Journal of Education, Health and Sport. — 2015. — №5(8). — Р. 137 — 144.

198. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка біологічної контамінації поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, В.О. Коробчанський, А.В. Мокієнко // Journal of Education, Health and Sport. — 2015. — №5(7). — Р. 533 — 541.

199. Ковальчук Л.Й. Неорганічний азот як чинник евтрофікації поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // Бюллетень XIII чтений им. В.В. Подвысоцкого. — 19-20 июня 2014. — Одесса, 2014. — С. 299 — 301.

200. Ковальчук Л.И. Гигиеническая оценка водных объектов Украинского Придунавья / Л.И. Ковальчук, А.В. Мокиенко // Материалы IV международной научно-практической конференции «21 век: фундаментальная наука и технологии», 16-17 июня 2014 г. North Charleston. — USA. — Том 2. — С. 52 — 54.

201. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка контамінації важкими металами поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, О.В. Добринін // Межд. науч.-практ. конф. «Микроэлементы в медицине, ветеринарии, питании: перспективы сотрудничества и развития» 24-26 сентября 2014 года, г. Одесса. — С. 127 — 129.

202. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна характеристика фізико-хімічного складу та антропогенного забруднення води поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Л.Б. Солодова // Збірник матеріалів науково-практичної конференції «Довкілля і здоров'я». — Тернопіль, «Укрмедкнига». — 2015. — С. 33 — 34.

203. Ковальчук Л.Й. Вірусна контамінація водних об'єктів Українського Придунав'я як чинник захворюваності населення / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // Збірник матеріалів науково-практичної конференції «Довкілля і здоров'я». — Тернопіль, «Укрмедкнига». — 2015. — С. 28 — 30.

204. Ковальчук Л.Й. Обґрунтування визначення та гігієнічної оцінки ціанобактерій у воді (на прикладі озер Українського Придунав'я) / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // Збірник матеріалів конференції «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, гігієни та туберкульозу». — Випуск 12. — Травень, 2015 р., Львів. — С. 307 — 309.

205. Ковальчук Л.Й. Характеристика контамінації поверхневих водойм Українського Придунав'я умовно-патогенною та патогенною мікрофлорою / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, В.О. Пушкіна // Бюллетень XIII чтений им. В.В. Подвысоцкого. — 19-20 июня 2015. — Одесса, 2014. С. 103 — 105.

206. Ковальчук Л.Й. Характеристика контамінації поверхневих водойм Українського Придунав'я стійкими органічними забруднювачами (СОЗ) / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // Бюллетень XIII чтений им. В.В. Подвысоцкого. — 19-20 июня 2015. — Одесса, 2014. С. 102 — 103.

207. Ковальчук Л.Й. Діоксид хлору як засіб попередження утворення тригалометанів при очищенні води поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, Н.Ф. Петренко, А.В. Мокієнко // Вісник морської медицини. — 2015. — №2. — С. 20 — 24.

208. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка наслідків хлорування води поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Н.Ф. Петренко // Вісник наукових досліджень. — 2015. — №3. — С. 89 — 91.

209. Ковальчук Л.Й. Щодо утворення тригалометанів при очищенні води поверхневих водойм Українського Придунав'я: вибір окислювача / Л.Й. Ковальчук, Н.Ф. Петренко, А.В. Мокієнко // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. — 2015. — Вип. 59. — С. 264 — 269.

210. Ковальчук Л.Й. Діоксид хлору як засіб попередження утворення тригалометанів при очищенні води поверхневих водойм Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук // Тези доп. міжн. наук.-практ. конф. «Перспективи майбутнього та реалії сьогодення в технологіях водопідготовки». — Київ, 18-19 листопада 2015 р. — С. 31 — 32.

РОЗДІЛ 4

ХАРАКТЕРИСТИКА ВПЛИВУ ВОДИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ УКРАЇНСЬКОГО ПРИДУНАВ'Я НА СТАН БІОТИ РІЗНИХ РІВНІВ ОРГАНІЗАЦІЇ

Фізіологічні, гематологічні, біохімічні, імунологічні та морфологічні дослідження

Експериментальні дослідження проведено на 30 білих щурах самицях лінії Вістар аутбредного розведення з масою тіла 150 — 200 г. Під час всього періоду досліду тварини знаходились на постійному стандартному харчовому та питному режимі в умовах утримання їх у віварії Державної установи «Український науково-дослідний інститут медичної реабілітації та курортології МОЗ України» з урахуванням відповідних вимог [1, 2]. Тварин виводили із експерименту шляхом декапітації під ефірним наркозом. Дослідження над тваринами проводились згідно існуючих правових документів [3, 4].

Експериментальні дані порівнювали з подібними показниками інтактних щурів (контрольна група). Щурів було поділено на 2 групи. Перша — контрольна група порівняння (12 інтактних тварин). Тварини другої (дослідної) групи (18 тварин) вживали воду озер Кагул, Ялпуг, Катлабух у режимі *ad libera* (вільного доступу). Тривалість експерименту склала 30 діб.

Досліджували наступні параметри: функціональний стан центральної та вегетативної нервової системи у приладі «відкрите поле», функціональна активність ЦНС (тіопенталова проба), показники периферичної крові (еритроцити, гемоглобін, кольоровий показник, ШОЕ, лейкоцити, лімфоцити, нейтрофіли, ацидофіли, моноцити), стан імунітету (циркулюючі імунні комплекси /ЦІК/, гетерогенні антитіла /ГА/), антитіла печінки, антитіла мозку), стан функціональної активності нирок, стан печінкового метаболізму (аланінтрансфераза /АлТ/, аспаргаттрансфераза /АсТ/, тимоло-

ва проба, малоновий діальдегід /МДА/, каталаза) та структурно-функціональні зміни у внутрішніх органах (шлунку, печінці, селезінці, нирках, головному мозку).

Функціональний стан центральної нервової системи (ЦНС) та вегетативної нервової системи (ВНС) досліджували у тесті «відкрите поле». Стан ЦНС характеризували за співвідношенням орієнтувально-дослідницької поведінки (ОДП) та рівнем емоційної активності (ЕА) тварин.

ОДП включав в собі кількість занурювань у норки та кількість вертикальних стійок, як пізнавальний компонент, а також кількість перетнутих квадратів як показних рухової активності.

ЕА тварин визначали за співвідношенням числа та тривалості (у сек.) грумінгу (косметична поведінка), кількістю болюсів (дефекації та урінації).

Кількість виходів у центр займала проміжне положення між ОДП та рівнем емоційного стану тварини.

Тест «відкрите поле» є прогностичним критерієм стану ЦНС та ВНС. Переміщення тварини (щура) в нове місце веде до виникнення дослідницької поведінки, яка супроводжується пасивно-оборонною поведінкою. Це викликає вегетативну реакцію у вигляді дефекації та урінації, а також зміну рівня рухової активності. При дослідженні поведінки протоколювали кількість виходів в центр, пересічених квадратів, стійок, чисток (грумінгів), рухів і сидінь на місці, болюсів. При обробленні результатів розраховували такі сумарні показники:

рухова активність (РА) — сума кількостей виходів у центр і рухів на місці;

ОДП — сума кількостей перетнутих квадратів, вертикальних стійок, зазирань у нірки;

зміщена активність (ЗА) — сума кількостей грумінгів (чисток), чихань, сидінь на місці;

ЕА — сума урінацій, дефекацій (болюсів), сидінь на місці, сума кількостей грумінгів.

Нейрогенний та гепатотропний ефект води озер виявляли методом проведення «метаболічної проби» за схемою Сперанського з використанням тіопенталу натрію [5-7]. Проводили вихідне (фонове) визначення часу засинання та тривалості медикаментозного

сну при внутрішньочеревному введенні 3,75 % водного розчину тіопенталу натрію. Враховували час засинання тварин після введення тіопенталу натрію, що є інтегральним тестом впливу вод на функціональний стан ЦНС. Прискорений час засинання тварин, в порівнянні з попередньо знятим вихідним фоном цих же білих щурів, розглядається, як прояв седативного впливу води на ЦНС, а збільшений період засинання — як збуджуючий ефект води. Тривалість медикаментозного сну обумовлена роботою печінки, анти-токсичною здатністю гепатоцитів знижати концентрацію тіопенталу натрію у крові, від чого тварини прокидаються.

Тварин розподіляли на групи, які вирівняні за вихідними значеннями трьох показників (вага тіла, час засинання та тривалість сну).

Функціональний стан нирок оцінювали за станом функції сечоутворення (швидкість клубочкової фільтрації, каналцева реабсорбція, добовий діурез), вивідної функції (за екскрецією креатиніну та сечовини), іонорегулюючої функції (за концентрацією та добовою екскрецією іонів натрію, калію, кальцію та хлорид-іонів), крім того, визначали кислотну-лужну реакцію добової сечі за показниками концентрації іонів водню [8].

Концентрацію креатиніну в сечі та крові визначали методом Поппера.

Для характеристики очищувальної здатності нирок користувалися показником кліренса.

Креатинін визначали реакцією Яффе.

Сечовину в сечі визначали уреазним методом з реактивом Неслера.

Визначення вмісту електролітів (К, Na та Cl) у пробах розведеної сечі проводили на аналізаторі електролітів АЕК-01 «Квер». Принцип роботи аналізатору базується на калібруванні за двома «точками», якими є два розчини (Калібратор 1 та Калібратор 2) із певними концентраціями іонів K^+ , Na^+ , Ca^{++} , H^+ та Cl^- .

При проведенні фізіологічних досліджень використовувалися засоби вимірювальної техніки: фотоколориметр КФК-2; рН-метр, рН-150 МИ; центрифуга ОПн-8; термостат ТС 1/20 СПУ; ваги для зважування тварин статичні, електронні ВЭУ-2-0,5/1; ваги лабораторні 2-го класу точності WA-21.

Методики фізіологічних, імунологічних, біохімічних та морфологічних досліджень викладено у відповідному документі [8].

Отриманий матеріал обробляли статистичними методами не-прямих різниць. Вірогідними змінами вважались ті, що знаходились за таблицями Стьюдента у межі вірогідності $< 0,05$ [172, розділ 3].

Дослідження токсичності та мутагенної активності води

Мутантний штам *S. typhimurium* TA 100 дефектний за системою синтезу гістидину та біотину, і, внаслідок цього, неспроможний до самостійного розмноження поза лабораторних умов. Мутація *gal bio urv B* викликає додаткові порушення систем відновлення пошкодженої дезоксирибонуклеїнової кислоти (ДНК) за рахунок синтезу ендонуклеази I, підвищення проникливості клітинної стінки бактерій і порушення в синтезі біотину (*bio*). Наявність плазмиди *pKM 101* забезпечує стійкість до ампіциліну і підвищує частоту спонтанного та індукованого мутагенезу. Використання вказаного штаму дозволяє реєструвати токсичну дію і виявляти мутації, що виникають за типом заміни пар основ, обумовлені плазмідною *his D 33052* [9, 10]. *Salmonella typhimurium* TA 98 дозволяє реєструвати індуковані мутації типу сзуву рамки зчитування, що забезпечує мутація *his G 46*.

Для біотестування на токсичність і мутагенність за допомогою *S. typhimurium* TA 100 та TA 98 використовували уніфіковану методику. Суть її полягає у попередньому короткочасному (4 — 6 годин) культивуванні клітин тест-об'єкту на рідких середовищах із введенням речовин, що досліджуються, (дослід) і без них (контроль) з подальшим висівом на щільні повноцінні (МПА) і селективні (САС) середовища. На МПА колонії формують всі життєздатні клітини сальмонели; на селективному середовищі САС колонії утворюють лише ті клітини бактерій, які відновили в результаті генної мутації здатність синтезувати гістидин [11].

Показником токсичної дії була кількість клітин, що вижили в досліді у порівнянні з контролем (%).

Критерієм токсичної дії при оцінці в бактеріальній тест-системі *S. typhimurium* TA 100 було статистично достовірне зменшення кількості життєздатних клітин. Класифікацію токсичної дії проводили за шкалою:

- на 50 і > % — потужна токсична дія;
- на 35 — 50 % — помірна токсична дія;
- на 15 — 35 % — слабка токсична дія;
- на 15 і < % — відсутність токсичної дії.

Показник мутагенної дії розраховували за формулою:

$$N = T_{сac} / T_{mпа};$$

де N — концентрація мутацій; $T_{сac}$ — кількість бактерій-ревертантів, що виростили на середовищі САС; $T_{mпа}$ — кількість клітин, що виростили на повноцінному середовищі МПА.

Показники мутагенної дії групували за наступної шкалою:

- слабка мутагенна дія — перевищення рівня спонтанного мутагенезу менше ніж у 2 рази;
- помірна мутагенна дія — перевищення рівня спонтанного мутагенезу від 2 до 5 разів;
- потужна мутагенна дія — перевищення рівня спонтанного мутагенезу від 5 до 10 разів та більше.

Контролем слугувало стерильна дистильована вода.

Дослідження проводили у п'яти повторностях.

Дослідження гострої та хронічної токсичності води за результатами біотестування

Гостру токсичність визначали за високочутливою і експресною методикою з використанням ранніх наупліальних стадій *Thamnocephalus platyurus* (Crustacea, Anostraca) [12]. Гостра летальна токсичність встановлюється за реєстрацією виживаності лабораторних тест-об'єктів при впливі токсичних речовин, які присутні у досліджуваному водному середовищі, у порівнянні з контрольною культурою в пробах, які не містять токсичних речовин (контроль).

Керівним міжнародно-правовим документом по охороні поверхневих, а також транзитних, прибережних і підземних вод є Водна рамкова директива (ВРД) [13], яка прийнята Європейським

Парламентом і Радою Європи 23 жовтня 2000 року і є обов'язковою для виконання в країнах ЄС і бажаною для країн-сусідів, у тому числі і для України. Згідно вимог ВРД передбачено узагальнення отриманих біотестових результатів по уніфікованій п'ятибальній шкалі (табл. 4.1), яка дає характеристику екологічного стану водних об'єктів (відмінний, добрий, задовільний, поганий, дуже поганий).

Таблиця 4.1

Визначення екологічного класу якості води за токсикологічними показниками згідно Водної рамкової директиви ЄС

Інтегральний бал токсичності	Смертність тест-об'єктів, %	Клас токсичності	Клас екологічного стану за ВРД
1	<10	не токсично	відмінно
2	10–20	слабо токсично	добре
3	21–33	помірно токсично	задовільно
4	34–50	токсично	погано
5	>50	сильно токсично	дуже погано

Первинним матеріалом для біотестування проб води служили латентні яйця *Thamnocephalus platyurus* (мікробіотест *Thamnotoxkit F™*). Перед активацією яйця проморожували протягом 1-2 діб при температурі — 10 °С. Попереднє проморожування включало механізм розвитку ембріонів. Далі 1 г. сухих яєць поміщали в кристалізатор і заливали дистильованою водою. Потім проводили активацію яєць до викльову, що полягало у короткочасному (15-20 хв.) витримуванні яєць в 10 % розчині перекису водню для насичення атомарним киснем. Кристалізатор з яйцями поміщали в інкубатор при температурі 25 °С і в умовах цілодобового освітлення. Це забезпечує викльов наупліусів з яєць через 18 — 24 год. Наупліуси мають позитивний фототаксис і концентруються в найбільш освітленій частині кристалізатора. Виллов-

лених наупліусів поміщали в аналізовані проби води. У зв'язку з ендегенним типом харчування ранніх наупліальних стадій, коли організм витрачає власні живильні речовини, рачків не годували. Експозиція експериментів склала 24 год. Експеримент виконаний в 5-ти повторностях. Проба води оцінювалася як така, що має гостру токсичність, якщо за 24 год. біотестування в ній гине 50 % і більш наупліусів у порівнянні з контролем.

У хронічних дослідах з *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) критерієм токсичності за показником плодючості було вірогідне зниження показників у воді, що тестується, у порівнянні з контролем протягом досліду [14]. Тривалість хронічного токсикологічного експерименту з використанням *C. affinis* — сім-десять діб (до появи третього покоління молоді). Для визначення хронічної токсичності води розраховували: середню кількість народженої молоді на одну самицю розподілом загального числа молоді, що народилася за сім і більш днів, і вірогідне відхилення в кількості народженої молоді на одну самицю відносно контролю. Експеримент виконано у 10-ти повторностях. Церіодафнії забезпечувалися комбінованим дріждже-водоросльовим кормом. Оцінка вірогідності відмінностей біопараметрів (виживаності і плодючості) у хронічному досліді проводилася з використанням критерію Стьюдента [15].

4.1. Комплексна оцінка структурно-функціональних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду озер Кагул, Ялпуг, Катлабух

Комплексна оцінка структурно-функціональних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Кагул

Стан функціональної активності ЦНС. Оцінка стану функціональної активності ЦНС і ВНС за допомогою методу «відкритого поля» виявила зміни основних показників цієї активності. У табл. 4.2 надано виявлені зрушення.

Як свідчать дані табл. 4.2, тварини, що вживали воду оз. Кагул, характеризувалися підвищенням рухової активності. При цьому збільшувалося не тільки кількість пересічених квадратів, але й

число вертикальних стійок і заглядання в норки, тобто мало місце посилення орієнтовно-дослідницької активності. Зміна цих двох інтегративних показників свідчить про зростання функціональної активності ЦНС піддослідних тварин. У той же час, число завмирань, фіксоване у піддослідних тварин, а також тривалість кожного завмирання залишаються на рівні контролю. Те ж можна сказати про кількість і тривалість грумінгів, а також про кількість болюсів, що залишаються тваринами за час проведення проби «відкрите поле». Збереження інтегративних показників (зміщеної та емоційної активності) на рівні норми свідчить про відсутність впливу води оз. Кагул на активність ВНС.

Таблиця 4.2

Вплив води оз. Кагул на функціональний стан ЦНС та ВНС

Показники	Контрольна група	Дослідна група	p
	($M_1 \pm m_1$)	($M_2 \pm m_2$)	
Рухова активність, n	2,33 ± 0,41	3,45 ± 0,03	< 0,05
Орієнтувально-дослідницька поведінка, n	34,53 ± 2,51	59,19 ± 0,43	< 0,001
Зміщена активність, n	4,93 ± 0,83	5,71 ± 0,09	> 0,2
Емоційна активність, n	8,47 ± 1,13	7,82 ± 0,13	> 0,5

Примітка тут і далі: ($M_1 \pm m_1$) та ($M_2 \pm m_2$) — середні арифметичні з похибками показників; n — кількість рухів тварин у приладі «відкрите поле»; p — вірогідність

Ще однієї пробою, яку використовували для оцінки функціональної активності ЦНС, була тіопенталова проба. Результати її проведення надано у табл. 4.3.

Таблиця 4.3

Зміни показників тіопенталової проби

Показники	Контроль	Дослід	p
	($M_1 \pm m_1$)	($M_2 \pm m_2$)	
Час засинання, min	2,33 ± 0,11	2,75 ± 0,01	< 0,05
Тривалість медикаментозного сну, min	116,51 ± 0,26	80,35 ± 0,80	< 0,001

Як свідчать дані табл. 4.3, у піддослідних тварин зростає час засинання і скорочується тривалість медикаментозного сну. Ці зміни свідчать про активацію діяльності ЦНС, що відповідає даним проби «відкрите поле». Слід також зазначити, що подовження часу засинання і скорочення медикаментозного сну свідчить про підвищену активність детоксикаційної функції печінки, яка здійснює метаболізм тіопенталу. Це, в умовах дії ксенобіотиків, свідчить про посилення захисту організму, але тривала активізація цих механізмів створює можливість їх виснаження.

Оцінка стану імунітету і показників периферичної крові. Вживання здоровими щурами води оз. Кагул супроводжувалося змінами показників червоної і білої крові, а також певними зрушеннями стану імунітету (табл. 4.4).

Таблиця 4.4

Стан показників імунітету, білої і червоної крові

Показник (тут і далі одиниці вимірювання)	Контроль	Дослід	p
Еритроцити, $10^{12}/l$	$3,91 \pm 0,09$	$4,04 \pm 0,09$	$> 0,5$
Гемоглобін, g/l	$135,78 \pm 2,60$	$143,11 \pm 2,37$	$> 0,5$
Кольоровий показник, ум. од.	$1,05 \pm 0,03$	$1,06 \pm 0,12$	$> 0,5$
ШОЕ, mm/год	$1,30 \pm 0,11$	$1,30 \pm 0,15$	$> 0,5$
Лейкоцити, $10^9/l$	$6,50 \pm 0,56$	$9,63 \pm 0,39$	$< 0,001$
Лімфоцити, %	$77,7 \pm 1,11$	$81,0 \pm 1,15$	$> 0,5$
Нейтрофіли, %	$15,7 \pm 0,92$	$11,30 \pm 1,14$	$> 0,5$
Ацидофіли, %	$3,30 \pm 0,35$	$3,80 \pm 0,35$	$> 0,5$
Моноцити, %	$3,30 \pm 0,20$	$3,90 \pm 0,12$	$> 0,5$
ЦІК, g/l	$4,95 \pm 0,14$	$4,30 \pm 0,12$	$< 0,005$
ГА, ум. од.	$5,40 \pm 0,90$	$5,40 \pm 0,73$	$> 0,5$
Антитіла печінки, ум. од.	0	$4,0 \pm 2,21$	$> 0,5$
Антитіла мозку, ум. од.	0	0	–

Дані табл. 4.4 показують, що споживання щурами води оз. Кагул практично не впливає на показники червоної крові, за винятком деякого підвищення кількості гемоглобіну. Можна вва-

жати, що під впливом ксенобіотиків води відбувається активація синтезу гемоглобіну і, можливо, прискорюється зміна еритроцитів. З боку білої крові відзначається деяке збільшення вмісту лімфоцитів, ацидофілів і моноцитів. Це свідчить про підвищення можливостей розвитку сенсibiliзації організму щурів та специфічного фагоцитозу, а зниження числа нейтрофілів говорить про ослаблення клітинного імунітету у піддослідних тварин. У той же час відзначається тенденція до деякого зменшення вмісту ЦІК в плазмі крові, що на тлі збереження рівня ГА можна розглядати як прояви дисбалансу та розладу гуморальної складової імунної відповіді. Результатом такого дисбалансу може бути посилення спонтанних запальних процесів в різних органах та тканинах щурів. Поява антитіл до печінки свідчить про розгортання аутоімунних процесів в організмі піддослідних щурів. Базою для розгортання цих процесів може бути функціональне перевантаження детоксикаційної функції печінки, пов'язана із цим альтерація гепатоцитів і схильність до сенсibiliзації лімфоїдного пулу білої крові.

Зміна біохімічних процесів. Поряд з вищевикладеними змінами функціональної активності ЦНС і порушеннями стану системи крові і імунної відповіді мали місце перебудови в обмінних процесах (табл. 4.5).

Таблиця 4.5

Зміна показників стану обміну речовин в печінці

Показник	Контроль	Дослід	p
АлТ, од/л	$33,60 \pm 2,90$	$39,26 \pm 3,44$	$> 0,5$
АсТ, од/л	$62,94 \pm 4,85$	$63,38 \pm 5,36$	$> 0,5$
Тимолова проба, ум. од.	$1,48 \pm 0,14$	$2,32 \pm 0,21$	$< 0,05$
МДА, $\mu\text{mol}/l$	$6,51 \pm 0,22$	$6,90 \pm 0,35$	$> 0,5$
Каталаза, %	$62,22 \pm 2,17$	$51,24 \pm 1,55$	$< 0,01$

Дані табл. 4.5 свідчать, що тривале вживання щурами води оз. Кагул практично не впливає на активність ферментів трансамінування в тканині печінки. Оскільки активність цих ферментів у плазмі крові пов'язують зі схоронністю клітин печінки, можна

Вплив води оз. Кагул у режимі вільного доступу на функціональний стан нирок здорових щурів

Показники	Контрольна група ($M_1 \pm m_1$)	Дослідна група ($M_2 \pm m_2$)	p
1	2	3	4
Добовий діурез, ml/dm ² поверхні тіла	1,13 ± 0,19	1,46 ± 0,01	> 0,2
Швидкість клубочкової фільтрації, ml/(dm ² •min)	0,11 ± 0,01	0,011 ± 0,001	—
Канальцева реабсорбція, відсоток до фільтрації, %	99,23 ± 0,07	99,14 ± 0,002	> 0,5
Виведення креатиніну, mmol	0,011±0,001	0,0012±0,00001	> 0,5
Виведення сечовини, mmol	0,65 ± 0,09	0,75 ± 0,009	> 0,5
pH добової сечі, од. pH	6,90 ± 0,03	6,84 ± 0,02	> 0,5
Концентрація іонів калію в добовій сечі, mmol/l	70,00 ± 0,37	196,57 ± 1,02	> 0,05
Добова екскреція іонів калію, mmol	0,08 ± 0,01	0,16 ± 0,002	< 0,01
Концентрація іонів натрію в добовій сечі, mmol/l	135,23 ± 18,01	98,73 ± 0,38	> 0,05
Добова екскреція іонів натрію, mmol	0,15 ± 0,03	0,15 ± 0,002	—
Концентрація хлорид-іонів в добовій сечі, mmol/l	231,27 ± 17,46	234,93 ± 1,91	> 0,5
Добова екскреція хлорид-іонів, mmol	0,22 ± 0,02	0,32 ± 0,004	< 0,001

вважати, що вода оз. Кагул, незважаючи на свою ксенобіотичну (токсичну) складову, не викликає значного безпосереднього ушкодження тканини печінки. Вочевидь, відсутність значних змін елементів печінки безпосередньо не змінює її детоксикаційну функцію. За непрямими ознаками (вміст МДА) можна вважати, що значних змін енергозабезпечення печінкових клітин не відбувається і надлишку супероксид-іонів — продуктів активації ПОЛ (резервного шляху енергозабезпечення) не виникає. Однак, має місце достовірне зниження активності системи антиоксидантного захисту, у цьому випадку негативний вплив супероксид-іонів повинен підсилюватися і при тривалому існуванні даного феномена можна чекати погіршення структурно-функціональної організації печінки.

Проведені біохімічні дослідження також виявили достовірне підвищення показника тимолової проби, що свідчить про певне пригнічення білоксинтезуючої функції печінки, зокрема про зменшення продукції альбумінів, β- і γ-глобулінів, пов'язаних з ними ліпопротеїдів. Такі зміни тимолової проби створюють умови для інактивації гуморальної складової імунної відповіді.

Зміни функціональних можливостей нирок. Споживання щурами води оз. Кагул впливало на іонообмінні функції нирок і практично не міняло їх видільну і сечоутворюючу функції. Результати відповідних досліджень представлено у табл. 4.6.

Згідно з цими даними, тривале споживання води оз. Кагул не впливає на обсяг добового діурезу піддослідних тварин. Такий стан речей пов'язано зі збереженням у незмінному стані і швидкості клубочкової фільтрації, і відсотку канальцевої реабсорбції. Не виявляє дана вода впливу і на екскреторну функцію нирок — вміст сечовини і креатиніну в сечі близький до контролю. Зміни стосуються, як згадано вище, іонорегулюючої функції нирок, що проявляється посиленням екскреції калію і хлорид-іонів. Посиленне виведення калію може пояснювати підвищення функціональної активності ЦНС, тому що калій сприяє підтримці активності гальмівних процесів.

Структурно-функціональні зміни у внутрішніх органах. При макроскопічному дослідженні внутрішніх органів піддослідних щурів істотних відмінностей від інтактних тварин не виявлено. Звертає увагу лише багряно-коричнєве забарвлення печінки.

При мікроскопічному дослідженні шлунку відмінностей від контролю не виявлено. Підслизова пластина шлунку представлена щільно впакованими фіброзними волокнами, довжина їх візуально достатня. Вміст фіброblastів невеликий, ядра їх витягнуті, щільні, добре забарвлені. Слизова оболонка звичайного виду, товщина її однакова на значному протязі. Зверху її прикриває цілісний шар слизу однієї товщини на всьому протязі. Інтерстиціальні прошарки між залозами тонкі, сформовані з нижніх фіброзних волокон з одиничними фіброblastами. Судини слизової і підслизової пластини помірного кровонаповнення, тонкостінні залози слизової звичайної трубчастої форми, епітелій вистилає їх повністю. Цитоплазма епітеліоцитів слабо-базофільного забарвлення, гомогенна. Ядра епітеліоцитів середні, помірної щільності.

При дослідженні печінки встановлено, що її часточкова структурно-функціональна організація збережена. Центральна вена і судини триад застійно-повнокровні, ендотеліоцити набрякли. Навколо центральної вени та у найближчій частині часточки визначаються невеликі, гомогенні еозинофільні білкові включення. Гепатоцити зібрані в балки, але балкова структура чітко прослідковується тільки ближче центральної вени, далі балкова структура змазана. Ядра гепатоцитів великі, помірно забарвлені, із брильчато-волокнистою структурою. Навколо ядра цитоплазма обводнена, бліда. Брилки цитоплазматичного вмісту відтиснуті до периферії клітини. У частині гепатоцитів в цитоплазмі мають місце вакуолі.

У цілому можна говорити про прояви дистрофії в тканині печінки.

При мікроскопічному дослідженні нирок порушень у структурно-функціональній організації нефрона не визначено. Відзначається набрякання цитоплазми ендотеліоцитів і її мутнуватість. Боуменовий простір щілиноподібний, зовнішня мембрана ниркових тілець потовщена. Звичасті каналці характеризувалися різким набряканням і мутнуватістю цитоплазми епітеліоцитів. На-

брякання настільки значне, що в деяких каналцях просвіт закритий.

Інтерстиціальні прошарки тонкі, однак у деяких з них визначаються соковиті ядра лімфоїдних елементів. У цілому можна говорити про затримку води в нирці, пов'язану із білковою дистрофією, та подразнення лімфоїдних елементів сполукової тканини.

У селезінці при мікроскопічному дослідженні визначається збереження сегментарної організації її тканини. Міжсегментарні прошарки містять крім фіброцитів значну кількість соковитих ядер лімфоїдних елементів (подразнення цих елементів). У сегментах частина фолікул звичайної структури, герменативний центр із щільно впакованих клітинних елементів. У центрі визначаються чисельні лакуни різних розмірів, частина з яких запусітілі. У тканині між фолікулами також багато лакун різних розмірів. Периферична зона цих фолікул середньої величини, з досить розрідженим розподілом лімфоїдних елементів. Частина фолікул, вочевидь, діляться, оскільки периферичні зони з'єднуються балками з лімфоцитів: герменативні центри невеликі, щільні, округлі.

Частина фолікул маленькі, центри їх деформовані, периферичні зони вузькі, з досить щільним розподілом лімфоїдних елементів. Особливістю селезінки піддослідних щурів є невелика кількість еритроцитів у міжфолікулярній тканині і велике число сидерофагів у цій тканині.

Морфологічну оцінку змін мозку у піддослідних щурів здійснювали за результатами досліджень препаратів кори головного мозку. У даній групі щурів при гістологічному дослідженні встановлено, що в 1/3 випадків ламінарність кори збережена. Судини кори і білої речовини дещо звиті, ендотелій набряклий, періваскулярні простори розширені. Має місце явище сателітозу.

Серед нейронів клітинної популяції кори переважна більшість звичайного виду, орієнтація їх стосовно поверхні мозку не порушена. В 1/3 випадків на тлі збереженої ламінарності визначаються групи клітин збільшених розмірів з нечіткими межами тіла і ядра, однорідною світлою цитоплазмою. В 1/3 випадків має місце змазаність ламінарності, на цьому тлі спостерігаються нейрони з порушенням орієнтації. Крім того, частина нейронів з нечіткою

межею, світлою цитоплазмою. Частина нейронів звичайних розмірів з мілкобрильчатою хроматофільною речовиною і зменшеним темним ядром (пікноз ядер). В корі головного мозку мають місце вогнища гангліозноклітинних розряджень.

Таким чином, у щурів, що одержували воду оз. Кагул, мають місце ознаки дистрофічних змін печінки, легкі дистрофічні зміни в мозку. У селезінці відзначаються виражені перебудови компенсаторного характеру на дію активності, що виснажує. З боку ЦНС спостерігається підвищення активності, що може бути пов'язано з посиленням виведенням калію і хлорид-іонів з організму. Метаболічні зміни в печінці свідчать про ослаблення антиоксидантного захисту і інактивацію білоксинтезуючої функції. Можна вважати, що, як наслідок таких змін, пов'язаних з дією води, створюються умови (порушення регуляції, зниження захисту від супероксид-іонів, зміни іонообміну) для розвитку дистрофічних процесів в організмі щурів.

Комплексна оцінка структурно-функціональних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Ялпуг

Стан функціональної активності ЦНС. Оцінка функціональної активності ЦНС і ВНС щурів методикою «відкритого поля» визначила низку змін цієї активності. Результати досліджень представлено в табл. 4.7.

Таблиця 4.7

Вплив води оз. Ялпуг на функціональний стан ЦНС та ВНС

Показники	Контрольна група (M ₁ ± m ₁)	Дослідна група (M ₂ ± m ₂)	p
Рухова активність, n	2,33 ± 0,41	2,49 ± 0,05	> 0,5
Орієнтувально-дослідницька поведінка, n	34,53 ± 2,51	51,55 ± 0,73	< 0,001
Зміщена активність, n	4,93 ± 0,83	4,93 ± 0,06	—
Емоційна активність, n	8,47 ± 1,13	7,82 ± 0,13	> 0,2

Як свідчать дані табл. 4.7, щури відрізнялися від інтактних, підвищеною руховою активністю, збільшенням кількості перетнутих квадратів у піддослідних щурів мало характер стійкої тенденції. Статистично достовірним було збільшення кількості вертикальних стійок і заглядань у нірки. Це дозволяє вважати, що дослідно-орієнтовна активність у цих тварин посилюється під впливом води, яку вони вживали. В цілому можна говорити про підвищення функціональної активності ЦНС у щурів, що одержували воду оз. Ялпуг. Що стосується зміщеної активності, то тривалість і кількість завмирань у піддослідних тварин не змінювалися по відношенню до інтактних. Аналогічно зберігалися на рівні контролю кількість і тривалість грумінгів і кількість болюсів у піддослідних щурів. Це дозволяє стверджувати, що емоційної напруги і, відповідно, активації ВНС не відбувалося.

Результати тіопенталової проби, яка відображає співвідношення процесів збудження — гальмування в ЦНС, надано в табл. 4.8.

Таблиця 4.8

Зміни показників тіопенталової проби

Показники	Контроль (M ₁ ± m ₁)	Дослід (M ₂ ± m ₂)	p
Час засинання, min	2,17 ± 0,11	2,56 ± 0,01	< 0,05
Тривалість медикаментозного сну, min	90,17 ± 0,26	79,30 ± 0,18	< 0,001

Згідно з даними табл. 4.8 у піддослідних щурів вірогідно збільшувався час засинання і скорочувався час медикаментозного сну. Це підтверджує дані щодо підвищення функціональної активності ЦНС. Крім того, оскільки дія тіопенталу корелює зі швидкістю його біотрансформації в печінці, яка у свою чергу визначається станом її детоксикаційних процесів, можна стверджувати, що під впливом води оз. Ялпуг відбувається тривала стійка активація цих механізмів.

Оцінка стану імунітету і показників периферичної крові. Вживання здоровими щурами води оз. Ялпуг викликало зміни показників стану периферичної крові і імунної відповіді (табл. 4.9).

Таблиця 4.9

Стан периферичної крові та імунної відповіді

Показник	Контроль	Дослід	p
Еритроцити, $10^{12}/l$	$3,91 \pm 0,09$	$4,03 \pm 0,07$	$> 0,5$
Гемоглобін, g/l	$135,78 \pm 2,60$	$142,22 \pm 1,39$	$> 0,5$
Кольоровий показник, ум. од.	$1,05 \pm 0,03$	$1,06 \pm 0,02$	$> 0,5$
ШОЕ, mm/год	$1,30 \pm 0,11$	$1,30 \pm 0,13$	$> 0,5$
Лейкоцити, $10^9/l$	$6,50 \pm 0,56$	$7,28 \pm 0,36$	$> 0,5$
Лімфоцити, %	$77,7 \pm 1,11$	$75,18 \pm 1,76$	$> 0,5$
Нейтрофіли, %	$15,7 \pm 0,92$	$19,09 \pm 1,60$	$> 0,5$
Ацидофіли, %	$3,30 \pm 0,35$	$2,91 \pm 0,59$	$> 0,5$
Моноцити, %	$3,30 \pm 0,20$	$2,87 \pm 0,26$	$> 0,5$
ЦіК, g/l	$4,95 \pm 0,14$	$5,83 \pm 0,24$	$< 0,005$
ГА, ум. од.	$5,40 \pm 0,90$	$14,40 \pm 2,54$	$< 0,001$
Антитіла печінки, ум. од.	0	$8,0 \pm 2,49$	$< 0,001$
Антитіла мозку, ум. од.	0	$4,0 \pm 2,67$	$< 0,001$

Перш ніж описувати зміни показників периферичної крові слід зазначити монотонність оцінюваних показників у піддослідних щурів. Таке положення зустрічається при зовнішніх (токсичних) впливах достатньої сили.

З боку червоної крові особливих змін не визначено. Деяке збільшення кількості гемоглобіну практично не впливає на кольоровий показник, а в цілому можна вважати, що транспортна функція крові при вживанні води оз. Ялпуг не порушується. Має місце збільшення вмісту лейкоцитів, яке відбувається за рахунок збільшення кількості нейтрофілів. Це свідчить про посилення фагоцитарної функції імунної системи, мабуть, за рахунок більш вираженої ксенобіотичності води оз. Ялпуг. У той же час, кількість ацидофілів залишається на рівні, близькому до контролю, а моноцитів знижуються. Можна вважати, що має місце ослаблення специфічного фагоцитозу (знищення клітин) і досить висока схильність до сенсibilізації.

Що стосується гуморальної складової імунітету, то має місце збільшення кількості гетерогенних антитіл та кількості ЦіК, що

звичайно характерно для вираженої інтоксикації речовинами органічної природи та схильності організму до запальних реакцій. Крім того, з'являються антитіла до речовини печінки і головного мозку, що свідчить про наявність аутоімунних реакцій, а це може бути основою для дистрофічних і деструктивних процесів у печінці і мозку.

Зміни біохімічних показників метаболізму в печінці щурів. Результати досліджень метаболізму печінкової тканини представлено в табл. 4.10.

Таблиця 4.10

Стан метаболічних процесів у печінці

Показник	Контроль	Дослід	p
АлТ, од/л	$33,60 \pm 2,90$	$39,19 \pm 2,00$	$> 0,5$
АсТ, од/л	$62,94 \pm 4,85$	$83,03 \pm 5,26$	$< 0,5$
Тимолова проба, ум. од.	$1,48 \pm 0,14$	$1,62 \pm 0,19$	$> 0,5$
МДА, $\mu\text{mol/l}$	$6,51 \pm 0,22$	$10,08 \pm 0,78$	$< 0,05$
Каталаза, %	$62,22 \pm 2,17$	$41,68 \pm 4,17$	$< 0,05$

Як видно із даних табл. 4.10, в результаті вживання води оз. Ялпуг у печінці відбуваються певні зміни метаболізму. Насамперед, звертає увагу деяке збільшення активності АлТ і активності АсТ. Це дозволяє вважати, що до складу води оз. Ялпуг входять сполуки, що впливають на певні реакції трансамінування. Показники тимолової проби практично не змінюються в піддослідних щурів відносно контролю. Очевидно, що до складу води оз. Ялпуг, не входять сполуки, що впливають на інтенсивність білоксинтезуючої функції печінки щурів. На відміну від попередніх даних (оз. Кагул), у даній групі відзначається достовірне зниження активності каталази за умови достовірного зростання вмісту МДА, тобто можна говорити про інтенсифікацію перикисного окиснення ліпідів (ПОЛ) за умови пригнічення антиоксидантного захисту (АОЗ). Інакше кажучи, існують передумови для пошкодження мембран клітин, а отже для розвитку дистрофічних процесів в органах і тканинах.

Стан функції нирок у щурів. Оцінка сечоутворюючої функції нирок надана в табл. 4.11. За цими даними функція нирок у піддослідних тварин практично не мінлася.

Таблиця 4.11

Вплив води оз. Ялпуг у режимі вільного доступу на функціональний стан нирок здорових щурів

Показники	Контрольна група ($M_1 \pm m_1$)	Дослідна група ($M_2 \pm m_2$)	p
Добовий діурез, ml/dm ² поверхні тіла	1,13 ± 0,19	1,46 ± 0,01	> 0,2
Швидкість клубочкової фільтрації, ml/(dm ² •min)	0,11 ± 0,01	0,011 ± 0,001	—
Канальцева реабсорбція, відсоток до фільтрації, %	99,23 ± 0,07	99,19 ± 0,004	> 0,5
Виведення креатиніну, mmol	0,011±0,001	0,0011±0,0001	—
Виведення сечовини, mmol	0,65 ± 0,09	0,68 ± 0,004	> 0,5
pH добової сечі, од. pH	6,90 ± 0,03	6,69 ± 0,02	> 0,5
Концентрація іонів калію в добовій сечі, mmol/l	70,00 ± 0,37	56,37± 0,41	< 0,001
Добова екскреція калію натрію, mmol	0,08 ± 0,01	0,06 ± 0,0001	> 0,1
Концентрація іонів натрію в добовій сечі, mmol/l	135,23± 18,01	76,91 ± 0,69	< 0,02
Добова екскреція іонів натрію, mmol	0,15 ± 0,03	0,09 ± 0,0001	> 0,1
Концентрація хлорид-іонів в добовій сечі, mmol/l	231,27±17,46	230,81 ± 0,76	> 0,5
Добова екскреція хлорид-іонів, mmol	0,22 ± 0,02	0,26 ± 0,004	> 0,1

Деяке (недостовірне) збільшення добового діурезу пов'язано, швидше за все, з коливаннями інтенсивності канальцевої реабсорбції.

Що стосується екскреторної функції нирок, то у щурів даної групи вона зберігалася близької до даних контрольної групи, судячи з величини екскреції креатиніну і сечовини. Однак, мало місце зниження pH сечі. Можливо, це пов'язано з особливостями хімічного складу води.

Зміни відзначалися в іонорегулюючій функції нирок, що проявлялося в зменшенні екскреції калію і натрію. Затримка цих іонів в організмі може сприяти затримці води і зміні роботи мембранних іонних насосів у клітинах.

Структурно-функціональні зміни у внутрішніх органах. При макроскопічному дослідженні змін внутрішніх органів не виявлено. Звертає увагу багряний відтінок у забарвленні печінки і нирок.

При мікроскопічному дослідженні шлунку виражених змін структури не виявлено. Підслизова пластинка щільна, утворена тонкими фіброзними волокнами, які тісно прилягають один до одного. Судини помірного кровонаповнення, тонкостінні. Фіброblastи нечисленні, ядра їх витягнуті, темнозабарвлені. Слизова оболонка рівномірної товщини на всій довжині, зверху її прикриває шар щільного слизу. Залози слизової оболонки трубчасті форми, епітелій повністю їх вистилає. Ядра епітеліоцитів середніх розмірів, розташовуються біля базальної поверхні. Цитоплазма гомогенна, слабобазофільна. Прошарки інтерстиція тонкі, утворені ніжними волокнами. У прошарках визначаються в невеликій кількості лімфоїдні елементи, судини слизової помірного кровонаповнення.

При мікроскопічному дослідженні печінки порушень у структурі її часточкової організації не виявлено. Судини в триадах, по кутах часточки і центральна вена розширені, застійно повнокровні. Розподіл гепатоцитів усередині часточки невпорядкований, тому простежити балки на значній відстані від центральної вени важко. У тих ділянках, де балки відслідковуються, міжбалочний простір щілиноподібний. Купферові клітини з округлими блідими ядрами. Гепатоцити полігональної форми, розміри їх різні. Цитоплазма гепатоцитів грудкувата, перінуклеарний простір порожній. У цитоплазмі багатьох гепатоцитів визначаються вакуолі. В окремих гепатоцитах зустрічаються білкові еозинофільні включення.

Звертає увагу стовщення муфти зі сполучнотканинних волокон і лімфоцитів навколо судин тріад.

Макроскопічно селезінка соковита темно-багряного кольору. При гістологічному дослідженні сегментарна організація селезінки змазана за рахунок витончення і скорочення перегородок. Частина фолікул із середніх розмірів гермінативним центром, у якому з помірної щільністю розташовуються соковиті лімфоцити. Периферична зона цих фолікул широка, розподіл лімфоцитів досить розріджений. У периферичній зоні цих фолікул і в навколишній тканині багато сидерофагів.

У навколишній тканині дуже небагато еритроцитів. Лакуни поодинокі, запустілі, середніх розмірів. Багато фолікул, що новоутворюються. Герменативний центр в них округлий, маленький, лімфоцити розташовані дуже щільно. Периферична зона вузька, розподіл лімфоцитів розріджений. Лакуни не визначаються.

При гістологічному дослідженні не встановлено зміни ламінарності кори. В III і II шарах кори значна кількість нейронів темнозабарвлені, внутрішня структура цитоплазми нерозрізнена. В IV — VI шарах основна маса нейронів звичайного вигляду.

Нейрони у значній кількості збільшені в розмірах у порівнянні з навколишніми. Фарбування світле, ядро збільшене в розмірах з нечіткою межею, блідо пофарбоване. Цитоплазма гомогенна. Зустрічаються нейрони з дрібнобрильчатою хроматофільною речовиною, різко зменшеним у розмірах округлим дуже темним ядром. У всіх шарах кори визначаються явища сателітозу. У корі й білій речовині частина судин запустіла, ендотелій набряклий, періваскулярні простори розширені.

При мікроскопії нирок встановлено, що ниркові тільця розподілені в корковій речовині досить рівномірно. Ендотелій набряклий, навколо ниркових тілець скупчення лімфоцитів. Звичайні каналці з неупорядкованим розподілом епітеліоцитів, є злушені клітини. Інтерстиціальні прошарки трохи розширені за рахунок скупчень лімфоїдних елементів і набрякового розпушення. Канальці мозкової речовини звичайного виду, інтерстиціальні перегородки розширені за рахунок скупчень лімфоїдних елементів.

Таким чином, у щурів даної групи мають місце прояви білкової дистрофії в печінці, реактивні зміни в нирках, характерні для

реакції на дію ксенобіотиків. У мозку зміни, характерні для хронічної гіпоксії, яка може бути обумовлена масовим руйнуванням еритроцитів. У селезінці реактивні зміни на активацію функції, що виснажує її.

Комплексна оцінка структурно-функціональних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Катлабух

Стан функціональної активності ЦНС. Як і в попередніх групах, оцінку функціональної активності ЦНС і ВНС щурів, що одержували воду оз. Катлабух, здійснювали методом «відкритого поля». Результати досліджень представлено в табл. 4.12.

Таблиця 4.12

Вплив води оз. Катлабух на функціональний стан ЦНС та ВНС

Показники	Контрольна група (M ₁ ± m ₁)	Дослідна група (M ₂ ± m ₂)	p
Рухова активність, n	2,33 ± 0,41	3,47 ± 0,04	< 0,02
Орієнтувально-дослідницька поведінка, n	34,53 ± 2,51	45,02 ± 1,07	< 0,02
Зміщена активність, n	4,93 ± 0,83	5,37 ± 0,07	> 0,5
Емоційна активність, n	8,47 ± 1,13	8,54 ± 0,13	> 0,5

Як свідчать результати дослідження, щури, що одержували воду оз. Катлабух, демонстрували достовірне збільшення кількості перетнутих квадратів і кількості виходів у центр клітини. Також збільшувалась кількість вертикальних стійок і кількість заглядань у нірки. У цілому можна говорити про підвищення рухової і орієнтовно-дослідницької активності щурів, а це у свою чергу свідчить про підвищену функціональну активність ЦНС. З боку ВНС підвищення активності не спостерігалось, про що свідчило збереження на рівні контролю кількості завмирань, кількості і тривалості грумінгів, кількості болюсів.

Підвищення функціональної активності ЦНС вочевидь пов'язано з гострим токсичним зовнішнім впливом. Це положення

підтверджується подовженням часу засинання і скороченням часу медикаментозного сну, тобто має місце активація детоксикаційної функції печінки, яка обумовлена, імовірно, також зовнішнім впливом. Дані про ці зміни наведені у табл. 4.13.

Таблиця 4.13

Зміни показників тіопенталової проби

Показники	Контроль ($M_1 \pm m_1$)	Дослід ($M_2 \pm m_2$)	p
Час засинання, min	2,33 ± 0,11	3,06 ± 0,01	< 0,05
Тривалість медикаментозного сну, min	80,17 ± 0,10	58,12 ± 0,18	< 0,001

Стан периферичної крові і імунної відповіді. Результати представлено у табл. 4.14.

Таблиця 4.14

Периферична кров і імунна відповідь

Показник	Контроль	Дослід	p
Еритроцити, $10^{12}/l$	3,91 ± 0,09	4,18 ± 0,12	> 0,5
Гемоглобін, g/l	135,78 ± 2,60	144,60 ± 4,12	> 0,5
Кольоровий показник, ум. од.	1,05 ± 0,03	1,04 ± 0,01	> 0,5
ШОЕ, mm/год	1,30 ± 0,11	1,15 ± 0,08	> 0,5
Лейкоцити, $10^9/l$	6,50 ± 0,56	6,21 ± 0,47	> 0,5
Лімфоцити, %	77,7 ± 1,11	78,00 ± 1,56	> 0,5
Нейтрофіли, %	15,7 ± 0,92	15,3 ± 1,4	> 0,5
Ацидофіли, %	3,30 ± 0,35	3,60 ± 0,60	> 0,5
Моноцити, %	3,30 ± 0,20	3,20 ± 0,25	> 0,5
ЦК, g/l	4,95 ± 0,14	5,19 ± 0,14	> 0,5
ГА, ум. од.	5,40 ± 0,90	11,60 ± 2,76	< 0,005
Антитіла печінки, ум. од.	0	3,0 ± 1,53	< 0,001
Антитіла мозку, ум. од.	0	0	–

Як свідчать дані табл. 4.14, кількість еритроцитів у піддослідних тварин вірогідно збільшується, як і кількість гемоглобіну. Оскільки кольоровий показник залишається в межах норми, можна стверджувати, що в організмі щурів посилюється транспортна

функція крові, а це обумовлено необхідністю компенсувати функціональну гіпоксію, обумовлену попаданням в організм токсинів, які діють на процеси енергоутворення.

Свідченням того, що в складі води не присутні сполуки, що впливають на білковий синтез та сенсibilізацію організму, є збереження на рівні контролю показників білкового складу плазми і стану клітинного компоненту імунної відповіді. Серед показників стану гуморального компоненту імунної відповіді слід зазначити достовірне зростання вмісту ГА (< 0,005) і кількості антитіл печінки (< 0,001). Інші показники імунної відповіді не відрізняються від контролю.

Оцінка стану метаболізму печінки. Стан біохімічних показників, що характеризують метаболізм у печінці піддослідних щурів, надано у табл. 4.15.

Таблиця 4.15

Стан метаболічних процесів у печінці щурів, що одержували воду оз. Катлабух

Показник	Контроль	Дослід	p
АлТ, од/л	33,60 ± 2,90	52,25 ± 1,18	< 0,01
АсТ, од/л	62,94 ± 4,85	77,56 ± 3,91	< 0,05
Тимолова проба, ум. од.	1,48 ± 0,14	1,61 ± 0,18	> 0,5
МДА, $\mu\text{mol}/l$	6,51 ± 0,22	8,19 ± 0,34	< 0,01
Каталаза, %	62,22 ± 2,17	51,42 ± 1,27	< 0,01

Дані табл. 4.15 показують, що вода оз. Катлабух здійснює найбільш виражений вплив на стан обмінних процесів у печінці у порівнянні з попередніми двома водами. Активність АлТ і АсТ достовірно збільшується (< 0,01 та < 0,05 відповідно), що свідчить про деструктивні процеси в гепатоцитах. Слід зазначити, що співвідношення активності цих ферментів залишається близьким до контролю, що говорить про збереження балансу процесів трансамінування. Показник тимолової проби незначно відрізнявся від норми, тобто білоксинтезуюча функція печінки при воді оз. Катлабух не змінюється. Це значить, що білковий склад крові (альбуміни, глобуліни) не потерпає значних змін. З іншого боку, достовірно (< 0,01) збільшення вмісту МДА у щурів цієї групи

**Вплив води оз. Катлабух у режимі вільного доступу
на функціональний стан нирок здорових щурів**

Показники	Контрольна група ($M_1 \pm m_1$)	Дослідна група ($M_2 \pm m_2$)	p
Добовий діурез, ml/dm ² поверхні тіла	1,13 ± 0,19	1,46 ± 0,01	> 0,2
Швидкість клубочкової фільтрації, ml/(dm ² · min)	0,11 ± 0,01	0,011 ± 0,001	—
Канальцева реабсорбція, відсоток до фільтрації, %	99,23 ± 0,07	99,19 ± 0,004	> 0,5
Виведення креатиніну, mmol	0,011±0,001	0,0011±0,0001	—
Виведення сечовини, mmol	0,65 ± 0,09	0,68 ± 0,004	> 0,5
pH добової сечі, од. pH	6,90 ± 0,03	6,69 ± 0,02	> 0,5
Концентрація іонів калію в добовій сечі, mmol/l	70,00 ± 0,37	56,37± 0,41	< 0,001
Добова екскреція калію натрію, mmol	0,08 ± 0,01	0,06 ± 0,0001	> 0,1
Концентрація іонів натрію в добовій сечі, mmol/l	135,23± 18,01	76,91 ± 0,69	< 0,02
Добова екскреція іонів натрію, mmol	0,15 ± 0,03	0,09 ± 0,0001	> 0,1
Концентрація хлорид-іонів в добовій сечі, mmol/l	231,27±17,46	230,81 ± 0,76	> 0,5
Добова екскреція хлорид- іонів, mmol	0,22 ± 0,02	0,26 ± 0,004	> 0,1

найбільше серед досліджених груп. Очевидно, деякі компоненти води так впливають на енергетичний обмін у клітинах, що виникає потреба у компенсаторній активації перекисного окиснення ліпідів. Одночасно суттєво (< 0,01) знижується активність каталази, тобто АОЗ пригнічується, тому ушкодження мембран і дистрофічні процеси можуть посилюватися.

Функціональна активність нирок. Результати досліджень функції нирок при споживанні щурами води оз. Катлабух надано у табл. 4.16.

Згідно з даними табл. 4.16, споживання води оз. Катлабух не змінює видільну функцію нирок, а також функцію сечоутворення, про що свідчить збереження практично незмінним обсягу добового діурезу, швидкості фільтрації і реабсорбції. Деяке зниження рН сечі може бути пов'язане зі зміною складу виведених метаболітів. Що стосується іонообмінної функції нирок, то має місце затримка іонів натрію і калію в організмі щурів, що, можливо, пов'язано зі зміною енергообміну в клітинах організму щурів під впливом води оз. Катлабух.

Структурно-функціональні зміни у внутрішніх органах. Макроскопічне дослідження внутрішніх органів піддослідних щурів не виявило грубих змін внутрішніх органів. Звертало увагу коричневе забарвлення печінки і зниження пружності селезінки.

При мікроскопічному дослідженні шлунку виявлено, що підслизова пластинка утворена тонкими фіброзними волокнами різної довжини і невеликою кількістю фібробластів. Для фібробластів характерно набрякання ядер, а фіброзна тканина трохи разволокнена, вірогідно, за рахунок набрякання. В слизовій оболонці залози звичайного вигляду. Інтерстиціальні прошарки розширені за рахунок набрякання фіброзних волокон. В цих перегородках знаходиться деяка кількість лімфоїдних елементів. Судини помірно повнокровні. Бокаловидні клітини вивідних проток збільшені в розмірах, багаті слизом. Слизова оболонка однакової ширини на значному протязі. Зверху прикрита нешироким шаром слизу.

При мікроскопічному дослідженні печінки порушень часточкової організації структури не виявлено. Гепатоцити в часточках розташовуються дещо неупорядковано. Їхня балкова організація проглядається тільки навколо центральної вени. Гепатоци-

ти середніх розмірів. Двоядерні клітини одиничні. В інших ядра середніх розмірів, помірно забарвлені, із чітким брильчатим малюнком. Цитоплазма гепатоцитів у центральній і проміжній зоні порожня. Щільна речовина цитоплазми біла, зібрана в цитолемі, що створює враження стовщення мембрани. У цитоплазмі частини гепатоцитів, а також у міжклітинних просторах еозинофільні білкові включення. Судини триад з фіброзом стінок, помірно по-

внокровні. Навколо центральної вени і триад скупчення фіброзних волокон.

При дослідженні нирок порушень структури нефрона не визначено. Ниркові тільця розподілені досить рівномірно. Капілярні клубочки в них округлі. У цитоплазмі ендотеліоцитів білкові включення. Боуменовий простір щілиноподібний, зовнішня мембрана стовщена, щільна. Навколо частини ниркових тілець скупчення соковитих лімфоїдних елементів. Звиті каналці звичайної форми, епітеліоцити з мутнуватою набряклою цитоплазмою.

У частині каналців епітеліоцити з дуже дрібними темними ядрами (каріопікноз). Внутрішньониркові судини помірно повнокровні. У мозковій речовині каналці звичайного виду, інтерстиціальні прошарки розширені за рахунок їх набрякання.

Макроскопічно селезінка трохи збільшена, на дотик вялувата, з поверхні розрізу знімається рясний зіскрібок. При мікроскопічному дослідженні встановлено, що сегментарність організації селезінкової тканини змазана за рахунок скорочення і стоншення перегоронок. Фолікули зустрічаються трьох типів. Близько половини фолікулів з герменативним центром середніх розмірів, лімфоїдні елементи щільно впаковані, зустрічаються ретикулоцити в значимій кількості. Периферична зона середньої ширини з помірною щільністю розподілу соковитих лімфоїдних елементів. Периферична зона неширока, з розрідженим розподілом лімфоцитів. Частина фолікулів невеликих розмірів, центр округлий із щільним розподілом лімфоцитів. Периферична зона вузька, у ній щільно розподілені соковиті лімфоїдні елементи. Особливістю селезінки цієї групи була величезна кількість сідерофагів у тканині і невисокий вміст еритроцитів.

Про стан головного мозку судили по змінах кори мозку. При мікроскопічному дослідженні ламінарність кори виражена. У різних шарах кори визначаються вогнища гангліозноклітинних випадань і розріджень. Численні випадки сателітозу. У корі і білій речовині судини з набряканням ендотелію і розширеними периваскулярними просторами. У нейронній популяції біля 2/3 клітин трохи збільшені в розмірах, межі клітин нечіткі, цитоплазма гомогенна. Ядро в цих нейронах також трохи збільшене, нечітке,

блідо забарвлене. Інші нейрони звичайного виду, хроматофільна речовина в них мілкобрильчата. Звертає увагу огрубіння мієліну в білій речовині півкуль головного мозку цих тварин.

4.2. Характеристика токсичності та мутагенної активності води поверхневих водоем Українського Придунав'я з використанням мікробної тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 98

Характеристика токсичності

Попередні дані, на підставі яких потім здійснювали розрахунки показників токсичності, наведені в табл. 4.17.

Таблиця 4.17

Попередні показники чисельності CFU/ml *Salmonella typhimurium* TA 98 на середовищах МПА та САС

№ зразка	Кількість колоній на різних середовищах, CFU/ml	
	$\bar{X}_{\text{мпa}}$	$\bar{X}_{\text{сac}}$
Контроль	34,0±1,13	58,0±2,26
1	13,3±1,73	182,7±5,23
2	12,3±2,61	232,0±11,98
3	39,0±1,13	56,0±1,13
4	29,0±2,26	146,7±6,91
5	5,7±1,31	328,0±9,05
6	10,0±1,13	48,7±1,73
7	1,7±0,65	618,7±37,69
8	11,0±1,13	58,7±3,46
9	10,3±2,61	45,37±3,64
10	8,3±1,31	565,3±63,58
11	28,0±1,13	148,0±9,05
12	9,3±0,65	144,0±15,68
13	5,0±1,13	432,0±36,21
14	2,7±0,65	376,0±31,36
15	9,7±0,65	400,0±23,95

На основі отриманих даних, були розраховані показники токсичності зразків води (табл. 4.18).

Отримані розраховані показники свідчать, що практично усі зразки води викликали токсичну дію на бактеріальну систему *Salmonella typhimurium* ТА 98. Лише один зразок (№ 3, м. Кілія, питний водозабір) не викликав загибелі бактеріальних клітин.

Незначну токсичну дію (кількість загиблих життєздатних клітин не перевищувала 14,7 — 17,6 %) викликали зразки води, відібрані з питного водозабору у м. Вилкове (№ 4) та із оз. Китай (Василівська ГНС, № 11).

Максимальну токсичну дію, яка викликала загибель більш 90,0 % життєздатних клітин штаму *Salmonella typhimurium* ТА 98, було зареєстровано при біотестуванні зразків води з р. Єніка (с. Першотравневе Ізмаїльського району, № 14) та із оз. Ялпуг (с. Нова Некрасівка Ізмаїльський район, № 7).

Таблиця 4.18

**Показники токсичності води поверхневих водойм
Українського Придунав'я з використанням мікробної тест-системи *Salmonella typhimurium* ТА 98**

№ зразка	Токсичність, кількість життєздатних клітин, %
Контроль	100,0
1	39,2
2	36,3
3	114,7
4	85,3
5	16,7
6	29,34
7	4,5
8	32,4
9	30,4
10	24,5
11	82,4
12	27,5
13	14,71
14	7,8
15	28,4

Наступними за ступенем токсичної дії (загибель життєздатних клітин на рівні 83,0 — 85,3 %) були зразки води, відібрані з р. Карасулак (с. Криничне Болградського району, № 13) та із оз. Кагул, ГНС Нагірне (№ 5).

Для інших зразків води показники токсичності були приблизно в однакових межах, які варіювали від 60,8 до 71,6 % загиблих життєздатних клітин тест-системи *Salmonella typhimurium* ТА 98. Згідно з визначеною шкалою токсичності, усі ці показники можна віднести до рівня потужної токсичної дії.

Ранжуючи отримані дані за ступенем збільшення токсичності води, можна сказати, що найліпші показники були характерні для проб води з р. Дунай (№ 3, 4) та оз. Китай (№ 11, Василівська ГНС). Наступними за показниками токсичності були також зразки з р. Дунай (№ 1, 2) та оз. Катлабух (№ 8, 9). Гірша ситуація була для зразків води з оз. Ялпуг (№ 6, Болградський питний водозабір, с. Оксамитне Болградського району), зрошувального каналу р. Дунай — оз. Сасик (№ 15), р. Ялпуг (№ 12, с. Табаки Болградського району) та оз. Китай (№ 10, Червоноярська ГНС). У кожному з даних зразків води показники загибелі життєздатних клітин тест-системи *Salmonella typhimurium* ТА 98 перевищували 50,0 %, що свідчить про наявність потужної токсичної дії. Для зразків води з оз. Кагул (№ 5, ГНС Нагірне), р. Карасулак (№ 13, с. Криничне Болградського району) показники токсичності свідчили про загибель більш 80,0 % життєздатних клітин у порівнянні з контролем. Найгірша ситуація зареєстрована для води з р. Єніка та оз. Ялпуг (№ 7, с. Нова Некрасівка Ізмаїльський район) — загибель більш 90,0 % життєздатних клітин тест-системи *Salmonella typhimurium* ТА 98.

Слід зазначити, що за результатами попередніх досліджень [185, розділ 3] вода інших поверхневих водних об'єктів, які є джерелами водопостачання населених пунктів, а саме р. Інгулець (м. Жовті води), Кременчуцького водосховища (м. Кременчук), р. Чорна (м. Севастополь), не тільки характеризується відсутністю токсичності, а навпаки стимулює розмноження тест-об'єкту (табл. 4.19).

Таблиця 4.19

Показники токсичності води деяких поверхневих водойм України з використанням мікробної тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 98

	Токсичність, к-ть життєздатних клітин, %
Контроль	100
р. Інгулець	120
Кременчуцьке водосховище	100
р. Чорна	130

Характеристика мутагенної активності

Попередні дані, на підставі яких потім здійснювали розрахунки показників мутагенності, наведені в табл. 4.20.

Таблиця 4.20

Попередні показники чисельності CFU/ml *Salmonella typhimurium* TA 98 на середовищах МПА та САС

№ зразка	Кількість колоній на різних середовищах, CFU/ml	
	$\bar{X}_{\text{мпa}}$	$\bar{X}_{\text{сac}}$
Контроль	34,0±1,13	58,0±2,26
1	13,3±1,73	182,7±5,23
2	12,3±2,61	232,0±11,98
3	39,0±1,13	56,0±1,13
4	29,0±2,26	146,7±6,91
5	5,7±1,31	328,0±9,05
6	10,0±1,13	48,7±1,73
7	1,7±0,65	618,7±37,69
8	11,0±1,13	58,7±3,46
9	10,3±2,61	45,37±3,64
10	8,3±1,31	565,3±63,58
11	28,0±1,13	148,0±9,05
12	9,3±0,65	144,0±15,68
13	5,0±1,13	432,0±36,21
14	2,7±0,65	376,0±31,36
15	9,7±0,65	400,0±23,95

На основі отриманих даних, були розраховані показники мутагенності зразків води (табл. 4.21).

Таблиця 4.21

Показники мутагенності води поверхневих водойм Українського Придунав'я з використанням мікробної тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 98

№ зразка	Мутагенна активність, від. од.
Контроль	1,0
1	23,4
2	32,1
3	2,45
4	8,63
5	98,7
6	8,3
7	633,2
8	9,1
9	7,54
10	115,7
11	9,02
12	26,3
13	147,4
14	240,5
15	70,59

Максимальний показник мутагенної активності, з перевищенням контролю у 633,0 рази реєстрували для зразка води, відібраного з оз. Ялпуг (№ 7, с. Нова Некрасівка, Ізмаїльський район). Саме для цього зразка реєстрували найбільшу токсичну дію при проведенні біотестування у бактеріальній тест-системі. Вода з р. Єніка (с. Першотравневе Ізмаїльського району) була здатна викликати мутагенний ефект, який перевищував контрольні показники у 240,5 разів.

Також високі показники мутагенної активності реєстрували при біотестуванні зразків води, відібраних з р. Карасулак (№ 13, с.

Криничне Болградського району) та оз. Китай (№ 10, с. Червоний Яр Кілійського району) — показники мутагенної активності склали 147,4 та 115,7 відносних одиниць. Відповідно до використаної нами шкали ці показники свідчать про потужну мутагенну активність.

Потужна мутагенна активність з перевищенням контрольних показників у 70,59 — 98,7 разів була зареєстрована для зразків води, відібраних із озера Кагул (№ 5, ГНС Нагірне) та зрошувального каналу р. Дунай — оз. Сасик (№ 15).

Зразки води з річки Дунай (№ 1, 2) та р. Ялпуг (№ 12, с. Табаки Болградського району) також викликали значне підвищення мутагенної активності в тест-системі *Salmonella typhimurium* TA 98. Перевищення контрольних показників в 23,4 — 32,1 рази свідчить про потужну мутагенну активність цих зразків.

Відносно невеликі показники мутагенної активності були зареєстровані для зразків води з оз. Калабух (№ 8, 9), оз. Китай (№ 11, Василівська ГНС), оз. Ялпуг (№ 6, Болградський питний водозабір) та р. Дунай (№ 4, м. Вилкове, питний водозабір). Для кожної з цих проб показники мутагенної активності перевищували контрольні показники у 7,54 — 9,02 раз. Хоча, за визначеною шкалою ці значення свідчать про потужну мутагенну дію, на фоні інших зразків ці показники є мінімальними.

Найліпшою, за показниками мутагенної активності була вода з р. Дунай біля м. Кілія (№ 3, питний водозабір). Отримане значення мутагенної активності з перевершенням контролю у 2,45 рази свідчить про помірну мутагенну дію, яка корелює із відсутністю токсичності цього зразка води.

Слід зазначити, що попередні дослідження [185, розділ 3] мутагенності води із поверхневих джерел водопостачання на аналогічній тест-системі *Salmonella typhimurium* TA 98 показали або відсутність мутагенної активності (р. Інгулець, Кременчуцьке водосховище), або її наявність у помірній формі (р. Чорна) (табл. 4.22). У будь-якому випадку порівняння цих результатів із отриманими в даній роботі свідчить про інтенсивне забруднення поверхневих водойм Українського Придунав'я речовинами-ксенобіотиками, які мають потужну мутагенну дію.

Таблиця 4.22

Показники мутагенності води деяких поверхневих водойм України з використанням мікробної тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 98

Зразки води	Мутагенна активність (кількість His ⁺ -ревертантів), відн.од.
Контроль	1,0
р. Інгулець (джерело водопостачання м. Жовті води)	1,0
Кременчуцьке водосховище (джерело водопостачання м. Кременчук)	1,0
р. Чорна, джерело водопостачання м. Севастополь	3,0

4.3. Еколого-гігієнічна оцінка гострої та хронічної токсичності води поверхневих водойм Українського Придунав'я за результатами біотестування

Гостра токсичність

Експонування ранніх наупліальних стадій *T. platyurus* в аналізованих пробах води приводило до зниження виживаності в ряді проб, аж до абсолютної летальності (рис. 4.13). Це стосується гостролетальних ефектів води річок Ялпуг, Карасулак, Єніка, де смертність тест-об'єктів склала 100 %, що дає підставу віднести ці водні об'єкти до екологічного класу «дуже погано».

Проведена токсиметрична оцінка проб води дозволила дати їх екологічну характеристику на підставі результатів по виявленню гострої летальної токсичності (табл. 4.23).

Проби води, відібрані в р. Дунай мм. Рені (163 км від гирла ріки, 1), Ізмаїл (94 км від гирла ріки, 2), Вилкове (20 км від гирла ріки, 4), озерах Кагул (головна насосна станція /ГНС/ Нагірне, 5) і Ялпуг (Болградський питний водозабір, с. Оксамитне Болградського району, 6; с. Нова Некрасівка Ізмаїльського району, 7), зрошувальному каналі р. Дунай — оз. Сасик (15) не мали токсичні властивості (екологічний клас «відмінно»).

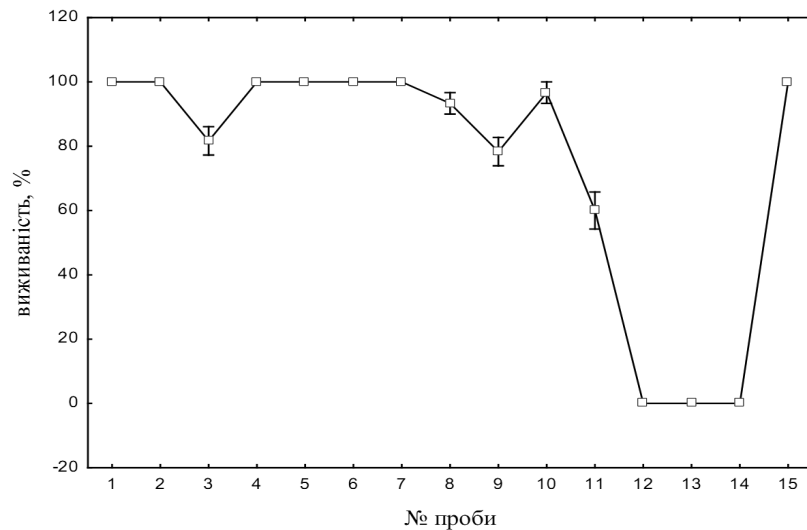


Рис. 4.13 Показники виживаності *T. platyurus* у водах р. Дунай і придунайських водоймищ

Таблиця 4.23

Токсикологічна характеристика проб води р. Дунай та придунайських озер та їх екологічний клас за токсикометричними показниками

№ проби	Інтегральний бал токсичності	Клас токсичності	Клас екологічного стану за ВРД
1	1	не токсично	відмінно
2	1	не токсично	відмінно
3	2	слабо токсично	добре
4	1	не токсично	відмінно
5	1	не токсично	відмінно
6	1	не токсично	відмінно
7	1	не токсично	відмінно
8	2	слабко токсично	добре
9	3	помірно токсично	задовільно
10	1	не токсично	відмінно
11	4	токсично	погано

Продовження табл. 4.23

12	5	сильно токсично	дуже погано
13	5	сильно токсично	дуже погано
14	5	сильно токсично	дуже погано
15	1	не токсично	відмінно

Показники смертності тест-об'єктів у пробі води у районі водозабору м. Кілія (48 км від гирла ріки, 3), показали екологічний клас «добре» за токсикометричними показниками, що відповідає 2 балу токсичності і слабо токсичному класу.

У пробах води озера Катлабух (НС-2 Суворовської зрошувальної системи, 8; ГНС Кірова, 9) смертність тест-об'єктів не перевищувала 50 %, що відповідає екологічним класам «добре» і «задовільно» відповідно, тобто свідчить про низький рівень інтегральної токсичності.

Слід зазначити, що вода о. Китай віднесена до екологічних класів «відмінно» (Червоноярська ГНС, 10) і «погано» (Василівська ГНС, 11).

Порівнюючи отримані результати із попередніми, слід зазначити наступне.

У роботі [16] із біотестування на *Daphnia magna* чітко визначені періоди появи гострої токсичності дунайської води, про що свідчать масова смертність у тест-культурах і поведінкові реакції, характерні для інтоксикації нервово-паралітичними отрутами (ХОП). Встановлено, що гостра токсичність дунайської води носить тимчасовий характер, проявляється незакономірно і, вірогідно, пов'язана з імпульсними викидами високотоксичних стоків нагору за течією.

Це зокрема ілюструється даними оперативного біотестування, проведеного на станції моніторингу у Дунайському біосферному заповіднику (ДБЗ) у лютому-березні 2000 р. і матеріалів зйомки, проведеної 22-27 квітня 2000 р. експедицією Одеської філії Інституту біології південних морів НАНУ [17]. Гостра токсичність води була відзначена більш ніж в 50 % відібраних проб, чого в останні три роки не спостерігалось. Порівняння цих даних з багаторічними спостереженнями дозволило оцінити токсикологічну ситуацію на р. Дунай як критичну.

Узагальнення результатів екологічного моніторингу якості води р. Дунай — м. Кілія за показниками речовин токсичної дії за період 1971-2010 рр. дозволило встановити загальну оцінку води Нижнього Дунаю за всією множиною показників: вода віднесена до категорії якості — «задовільна» [18].

Екотоксикологічні дослідження проб води і донних відкладень Шаболатського (Будакського) лиману з використанням ранніх наупліальних стадій *Artemia salina* показали відсутність гострої летальної токсичності як ропи, так і водних екстрактів донних відкладень [76, розділ 3; 19].

Хронічна токсичність

Результати хронічного експерименту представлено на рис. 4.14 у виді залежності показників середньої плодючості тест-об'єктів для кожної аналізованої проби води з урахуванням стандартної помилки плідності у порівнянні з контролем.

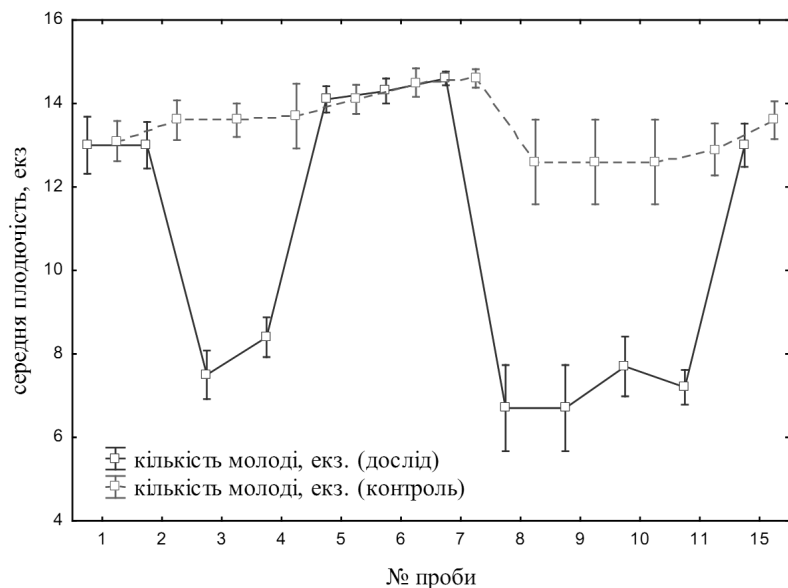


Рис. 4.14 Динаміка плодючості *C. affinis* в пробах води порівняно з контролем

У ході експерименту по виявленню хронічної токсичності аналізованих проб води показники плодючості *C. affinis* для ряду проб, що не виявляли гостру летальну токсичність, суттєво змінювалися у порівнянні з контролем.

Проведене токсикологічне дослідження дозволило виявити ряд об'єктів, вода яких виявляла хронічну токсичну дію для *C. affinis* (табл. 4.24). Так, достовірне зменшення плодючості у порівнянні з контролем відзначене у воді, яку відібрано у точках № 3, 8, 9, 10, 11, тобто у 5 зразках із 12.

Таблиця 4.24

Результати експерименту по встановленню хронічної токсичності проб води р. Дунай і придунайських озер

№ проби	дослід		контроль		t _{ст}	*
	M±m	Стандартне відхилення	M±m	Стандартне відхилення		
1	13,00±0,68	2,16	13,11±0,48	1,52	0,13	-
2	13,00±0,55	1,76	13,60±0,47	1,50	0,83	-
3	7,50±0,58	1,84	13,60±0,40	1,26	8,71	+
4	13,70±0,39	1,25	13,90±0,40	1,28	0,36	-
5	14,10±0,31	0,99	14,10±0,34	1,10	0,00	-
6	14,30±0,30	0,94	14,50±0,30	1,08	0,47	-
7	14,60±0,16	0,51	14,60±0,22	0,69	0,00	-
8	8,40±0,47	1,50	13,70±0,77	2,45	5,88	+
9	6,70±1,03	3,26	12,60±1,01	3,20	4,09	+
10	7,70±0,71	2,26	12,60±1,01	3,20	3,98	+
11	7,20±0,41	1,31	12,90±0,62	1,96	7,70	+
15	13,0±0,51	1,63	13,60±0,45	1,42	0,88	-

Примітки: * виявляє — «+», не виявляє — «-» хронічну токсичну дію; хронічну токсичність в зразках води рр. Ялпуг, Карасулак, Єніка (12-14) не визначали у зв'язку із абсолютною летальністю тест-об'єкту в експериментах із гострої токсичності.

Найменша плодючість у порівнянні з контрольними самками періодично виявлена при аналізі проби води з Дунаю в районі питного водозабору м. Кілія (48 км від гирла ріки; 3), у якій, за результатами гострого експерименту, гострої летальної

токсичності не виявлено. Різниця в кількості обметаної молоді перебувала на рівні 8,71 згідно критерію Стьюдента, що вказує на наявність забруднюючих речовин, здатних виявляти хронічну токсичність для тест-об'єктів.

Хронічна токсична дія виявлена у зразках води оз. Катлабух (насосна станція НС-2 Суворовської зрошувальної системи, 8; головна насосна станція (ГНС) Кірова, 9) та води оз. Китай (Червоноярська ГНС, 10; Василівська ГНС, 11).

У пробах води з оз. Кагул у районі ГНС Нагорна (5) і з озера Ялпуг (7) показники плодючості *C. affinis* не відрізнялися від контрольної групи.

Зразки води 1, 2, 4, відібрані безпосередньо з р. Дунай (поблизу мм. Рені, Ізмаїл, Вилкове) не показали достовірного зниження плодючості. Проби, таким чином, можна охарактеризувати як такі, що не володіють хронічною токсичністю. Відсутність хронічної токсичності характерно і для проб води, відібраних із озера Ялпуг (6, 7).

Аналіз попередніх досліджень показує наступне.

Результати біотестування води р. Дунай на *C. affinis*, яке проведено у ДБЗ впродовж 1997-2006 рр. (точки відбору р. Дунай (морський вокзал, Приморський та Вилковський шлюзи, Білгородський канал, Ананькин кут) свідчать, що при загальній кількості зразків 467 майже третина (32,5 %) мали токсичну дію на тест-об'єкт, зокрема це стосувалося 61 зразка (13 %) нефільтрованої води і, дещо більше, 91 зразка (19,5 %) — фільтрованої води.

Прояви хронічної токсичності дунайської води, обумовленої присутністю малих концентрацій токсикантів, досить різноманітні і включають поведінкові реакції, різні форми репродуктивних реакцій, зміни темпу росту тест-об'єктів, морфологічні зміни, порушення процесу линьки, зміни характеру чергування поколінь (статевого і партеногенетичного). Ці реакції значною мірою видоспецифічні. Прояви інтоксикації повинні враховуватися кількісно за всією сукупністю показників основних і допоміжних тест-об'єктів. На думку авторів [16], у зв'язку з імпульсним характером токсичності і зв'язаності її з різного роду суспензіями є необхідним проведення регулярного еколого-токсикологічного моніторингу із метою контролю і прогнозування тенденцій зростання або зниження токсичності.

Результати оперативного біотестування, проведеного на станції моніторингу в ДБЗ у лютому-березні 2000 р. і матеріалів зйомки, проведеної 22-27 квітня 2000 р. експедицією Одеської філії Інституту біології південних морів НАНУ [17] показали наявність хронічної токсичності води більш ніж в 50 % відібраних проб, чого в останні три роки не спостерігалось. Крім того, біологічні ефекти забруднення проявлялися також у порушенні репродуктивного циклу тест-об'єктів, зниженні темпів росту і дозрівання молоді, плідності самок, а в деяких випадках — і повної стерильності самок або народженні нежиттєздатної молоді.

Автори [17] вважають: біометричний підхід, використаний для виявлення характеру і сили впливу забруднюючих речовин в пробах води, свідчить про відсутність переважного впливу жодного з окремих факторів на відгук тест-об'єктів. При цьому, отриманий в експерименті негативний відгук тест-об'єктів на проби води і донних відкладень можна пояснити багатокomпонентним синергічним впливом усієї сукупності присутніх у річковій воді забруднюючих речовин, що дозволяє охарактеризувати таке середовище як несприятливе для живих організмів.

Отримані результати [19-37] дозволяють зробити наступні висновки:

Вживання здоровими щурами води озер Кагул, Ялпуг, Катлабух викликає комплекс функціональних змін системного характеру. Вплив на ЦНС полягає у підвищенні її функціональної активності, більш виражене при дії води озер Кагул і Катлабух. Збудження ЦНС підтримується посиленням детоксикаційної функції печінки, що для води оз. Катлабух супроводжується деструктивними процесами в гепатоцитах. Активність функціонування ВНС практично не змінюється. Транспортна функція крові під впливом вод озер Кагул і Ялпуг не змінена, вода оз. Катлабух дещо підсилює її. Остання обставина може бути пов'язана із впливом цієї води безпосередньо на систему енергоутворення. Компенсація її недостатності системою ПОЛ створює передумови для формування змін в імунній відповіді. Встановлено достовірне зниження активності системи антиоксидантного захисту (каталаза $p < 0,01$) та достовірне ($p < 0,05$) підвищення показника тимолової проби, що свідчить про певне пригнічення білоксинтезуючої функції печінки та є небажаним з точки зору інактивації гуморальної складової

імунної відповіді (оз. Кагул). Для води оз. Ялпуг (питний водозабір м. Болград) показано достовірне збільшення кількості ГА ($< 0,001$) та ЦІК ($< 0,005$), що характерно для вираженої інтоксикації речовинами органічної природи та схильності організму до запальних реакцій; поява антитіл до речовини печінки і головного мозку ($< 0,001$), що свідчить про наявність аутоімунних реакцій, як певної основи для дистрофічних і деструктивних процесів. Встановлено деяке збільшення активності АлТ і АсТ, тобто є вплив на певні реакції трансамінування. Констатовано різке зниження активності каталази ($< 0,05$) за умови зростання вмісту МДА ($< 0,05$), тобто можна говорити про інтенсифікацію ПОЛ за умови пригнічення АОЗ, що є підґрунтям для розвитку дистрофічних процесів в органах і тканинах. Схожий вплив констатовано для води оз. Катлабух: достовірне зростання вмісту ГА ($< 0,005$) і кількості антитіл печінки ($< 0,001$); активності АлТ і АсТ ($< 0,01$ та $< 0,05$ відповідно); максимальне для дослідних груп та достовірне ($< 0,01$) збільшення вмісту МДА при одночасному суттєвому ($< 0,01$) зниженні активності каталази.

Встановлено односпрямований несприятливий вплив води озер Кагул, Ялпуг, Катлабух на структурну характеристику внутрішніх органів піддослідних щурів. Це, насамперед, проявлялося в дистрофічних змінах печінки, які сильніше всього проявлялися в групі щурів, що одержували воду оз. Катлабух. Це може бути обумовлено тривалою дією можливих ксенобіотиків, але такою, що не викликає швидкого виснаження адаптаційних механізмів. Мало місце різке перевантаження епітелію звитих каналців білком, а також затримка води в інтерстиціальних прошарках. У селезінці мали місце ознаки дистрофії, викликані функціональним виснаженням компенсаторної активності, обумовленої тривалою, не грубою, але виснажливою дією зовнішніх факторів. Мали місце ознаки масової загибелі еритроцитів. У головному мозку виявлені дистрофічні зміни гіпоксичного характеру, особливо виражені при дії води оз. Катлабух.

Зважаючи на відсутність гігієнічно значимих концентрацій антропогенних забруднювачів у воді озер, можна з певною вірогідністю вважати, що виявлені біологічні ефекти є наслідком дії ціанотоксинів, які продукується виявленими ціанобактеріями. У

випадку перевищення мінералізації та концентрацій основних катіонів та анінів води, наявність високих рівнів загального органічного вуглецю та органічна природа ціанотоксинів (олігопептиди, алкалоїди, ліпополісахариди), вірогідно, є підґрунтям для формування токсичних органомінеральних комплексів, дія яких досі не досліджувалась.

За результатами біотестування зразків води поверхневих водойм Українського Придунав'я встановлено: досліджені зразки викликають різноманітні біологічні відгуки в модельній бактеріальній системі *Salmonella typhimurium* ТА 98, що свідчить про різноманіття забруднювачів, які знаходяться у воді.

Показано, що більшість з досліджених зразків води викликала потужний токсичний ефект при використанні бактеріальної тест-системи *Salmonella typhimurium* ТА 98. Відсоток зразків води, які викликали токсичність для тест-системи на рівні 90,0 % склав 13,3 %; на рівні 80,0 % — 13,3 %; на рівні $> 50,0\%$ — 53,0 %; на рівні $< 20,0\%$ — 13,3 %. Відсоток нетоксичних зразків води склав 6,6 %.

Максимальні показники токсичної активності води з оз. Ялпуг біля села Нова Некрасівка (№7), вірогідно, обумовлені місцем розташування створу — вузьке місце, біля шосе на дамбі, що розділяє два озера. У таких місцях складаються умови для накопичення токсикантів.

Враховуючи, що тест-система *Salmonella typhimurium* ТА 98 більш чутлива до забруднювачів органічного походження, вірогідно, забруднення зразків води пов'язано саме з присутністю деяких органічних сполук, які мають великий негативний біологічний потенціал.

Показано, що відсоток зразків води, які викликали перевищення спонтанного рівню мутагенезу (контрольні показники) більш ніж у 100 разів склав 26,6 %; більш ніж у 50 — 13,3 %; більш ніж у 10 — 20,0 %; менш ніж у 10 — 40,0 %. Тобто, має місце інтенсивне забруднення поверхневих водойм Українського Придунав'я речовинами-ксенобіотиками, які мають потужну мутагенну дію.

Встановлено певні розбіжності токсичності та мутагенності досліджених зразків води. Для зразка води №5 із оз. Кагул вста-

новлено слабку токсичність та потужну мутагенну дію, тоді як для зразка води №7 з оз. Ялпуг констатовано найбільшу токсичність та максимальну мутагенну дію, а для зразка №3 з р. Дунай — мінімальні значення цих показників.

Виявлені гостролетальні ефекти води рр. Ялпуг, Карасулак, Сніка, що дає підставу віднести ці водні об'єкти до екологічного класу «дуже погано». Проби води, відібрані в р. Дунай (м. Рені, Ізмаїл, Вилкове; 1, 2, 4), озерах Кагул (5) і Ялпуг (6, 7), зрошувальному каналі р. Дунай — оз. Сасик (15), не мали токсичні властивості (екологічний клас «відмінно»). У пробах води р. Дунай (м. Кілія; 3), озера Катлабух (8, 9) смертність тест-об'єктів не перевищувала 50 %, що відповідає екологічним класам «добре» і «задовільно», тобто свідчить про низький рівень інтегральної токсичності. Вода о. Китай віднесена до екологічних класів «відмінно» (10) і «погано» (11).

Хронічна токсичність для *C. affinis* виявлена в зразках води, які відібрано з р. Дунай (питний водозабір м. Кілія — 3); оз. Катлабух (НС-2 Суворівської ЗС і ГНС Кірова — 8, 9); оз. Китай (ГНС Червоноярська і ГНС Василівська — 10, 11).

Зважаючи на персистувальний характер забруднення поверхневих водойм Українського Придунав'я, слід вважати за необхідне продовження досліджень впливу води всіх видів користування (стічних, поверхневих водойм, питних після очищення) на стан біоти різних рівнів організації.

ЛІТЕРАТУРА

1. Лабораторні тварини в медико-біологічних експериментах / В. П. Пішак, В. Г. Висоцька, В. М. Магальяс [та ін.]. — Чернівці, 2005. — 350 с.
2. Науково-практичні рекомендації з утримання лабораторних тварин та роботи з ними / Ю. М. Кожем'якін, О. С. Хромов, М. А. Філоненко [та ін.]. — К.: Авіцена, 2002. — 155 с.
3. Наказ Міністерства освіти і науки, молоді та спорту України від 01.03.2012 р. № 249. — Офіційний вісник України від 06.04.2012. — № 24. — С. 82; стаття 942, код акта 60909/2012.
4. Directive 2010/63/ EU of the European Parliament and of the

Council of 22 September 2010 on the protection of animals used for scientific purposes (Text with EEA relevance) // Official Journal L 276, 20.10.2010. — P. 0033 — 0079.

5. Сперанский С.В. Простейший способ оценки гепатотропных и нейрогенных эффектов в токсикологическом эксперименте / С.В. Сперанский // Гигиена и санитария. 1980. — № 7. — С. 50 — 52.

6. Посібник з методів досліджень природних та преформованих лікувальних засобів: мінеральні природні лікувально-столові та лікувальні води, напої на їх основі; штучно-мінералізовані води; пелоїди, розсоли, глини, воски та препарати на їхній основі. — Ч. 3. Експериментальні та клінічні дослідження. — Одеса, 2002. — 120 с.

7. Доклинические исследования лекарственных средств / под. ред. А.В. Стефанова. — К.: Авицена, 2002. — 576 с.

8. Методичні рекомендації з методів досліджень біологічної дії природних лікувальних засобів та преформованих засобів: мінеральні природні лікувально-столові та лікувальні води, напої на їх основі; штучно-мінералізовані води; пелоїди, розсоли, глини, воски та препарати на їхній основі: Затверджено наказом МОЗ України від 28.09.2009р. за № 692. Київ, 2009. — 117 с.

9. Ames B. N. An improved bacterial test sistem for the detection and classification mutagens and cancerogens / B. N. Ames, W. Lee, E. Duurston // Prog. Natil. Acad Sci. USA. — 1970. — V. 70, N 7. — P. 782 — 795.

10. Ames B. N. The detection of chemical mutagens with bacteria in A. Hollaender (Ed.) // Chemical mutagens: Principles and Methods for their Detection. — 1971. — № 1. — P. 267 — 282.

11. Васильева Т. В. Методика комплексной оценки токсичности и мутагенности в бактериальной и водорослевой тест-системах / Т. В. Васильева, Н. Н. Панченко, Н. Ю. Васильева // Интеллектуальные информационно-аналитические системы и комплексы. — Киев: Ин-т кибернетики им. В.М. Глушко НАН Украины, 2000. — С. 78 — 84.

12. ISO 14380-2011. Water quality — Determination of the acute toxicity to *Thamnocephalus platyurus* (Crustacea, Anostraca). — First Edition. — 2011. — P. — 28.

13. Water Frame Directive EU 2000/60/EU: main terms and their determination. — Kiev, 2006. — 244 p.

14. ДСТУ 4174-2003. Якість води. Визначання хронічної токсичності хімічних речовин та води на *Daphnia magna Straus* та *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (Cladocera, Crustacea) (ISO 10706:2000, MOD) — Київ: Держстандарт України, 2004. — 26 с.

15. Лакин Г.Ф. Биометрия. // Учебное пособие для биол. спец. вузов, 4-е изд., перераб. и доп. — М.: Высшая школа, 1990. — 352 с.

16. Брагинский Л.П. Биологическое тестирование воды Килийского рукава Дуная / Л.П. Брагинский, Э.П. Щербань // Сб. науч. тр. «Гидробиология Дуная и лиманов Северо-Западного Причерноморья». — Киев : Наукова думка, 1986. — С. 119-133.

17. Килийская часть дельты Дуная весной 2000г.: состояние экосистем и последствия техногенных катастроф в бассейне / Под ред. Б.Г. Александрова; НАН Украины, Одесский филиал Института биологии южных морей. — Одесса, 2001. — 128 с.

18. Мокиенко А.В. Биотестирование рапы и водных экстрактов донных отложений Шаболатского (Будакского) лимана / А.В. Мокиенко, С.Е. Дятлов, А.В. Кошелев // Причерноморский экологический бюллетень. — 2012. — № 4. — С. 155 — 159.

19. Ковальчук Л.Й. Вплив води озер Українського Придунав'я на функціональний стан деяких систем організму здорових щурів / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, С.Г. Гуца // Гігієна населених місць. — 2014. — №63. — С. 78 — 84.

20. Комплексна оцінка функціональних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Ялпуг / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Б.А. Насібуллін [та ін.] // Вісник проблем біології і медицини. — 2015. — Випуск 2, Том 3 (120). — С. 89 — 94.

21. Комплексна оцінка структурно- функціональних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Кагул / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Б.А. Насібуллін [та ін.] // Актуальні проблеми сучасної медицини: Вісник Української медичної стоматологічної академії. — 2015. — Т.15, випуск 1 (49). — С. 172 — 176.

22. Комплексна оцінка функціональних змін в організмі здо-

рових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Катлабух / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Б.А. Насібуллін [та ін.] // Здобутки клінічної і експериментальної медицини. — 2015. — №1. — С. 73 — 76.

23. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка структурних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Кагул / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Б.А. Насібуллін // Клінічна та експериментальна патологія. — 2015. — №2. — С. 103 — 106.

24. Комплексна оцінка структурно-функціональних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Ялпуг / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Б.А. Насібуллін [та ін.] // Вісник наукових досліджень. 2015. — №2. — С. 118 — 120.

25. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка структурних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Катлабух / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Б.А. Насібуллін // Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. — 2015. — № 3, т. 1. — С. 141 — 146.

26. Ковальчук Л.Й. Комплексна оцінка впливу води поверхневих водойм Українського Придунав'я на біоту різних рівнів організації / Л.Й. Ковальчук, В.О. Коробчанський, А.В. Мокієнко // Journal of Education, Health and Sport. — 2015. — №5(6). — P. 462-471.

27. Комплексна оцінка функціональних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Кагул / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Б.А. Насібуллін [та ін.] // Медичні перспективи. — 2015. — Том XX, №2. — С. 124 — 130.

28. Комплексна оцінка структурно — функціональних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Катлабух / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Б.А. Насібуллін [та ін.] // Biomedical and Biosocial Anthropology». — 2015. — №24. — С. 22 — 26.

29. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка структурних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду оз. Ялпуг / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Б.А. Насібуллін // Yale Journal of Science and Education. — 2015. — №1 (16). — P. 539 — 546.

30. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка структурних змін в організмі здорових щурів, що споживали в якості питної воду озер Кагул, Ялпуг, Катлабух / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Б.А. Насібуллін // Збірник матеріалів науково-практичної конференції «Доквілля і здоров'я». — Тернопіль, «Укрмедкнига». — 2015. — С. 31 — 32.

31. Ковальчук Л.Й. Характеристика токсичності води поверхневих водойм Українського Придунав'я з використанням мікробної тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 98 / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Т.Ю. Васильєва // Journal of Education, Health and Sport. — 2015. — №5(5). — Р. 225 — 232.

32. Ковальчук Л.Й. Характеристика мутагенності води поверхневих водойм Українського Придунав'я з використанням мікробної тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 98 / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Т.Ю. Васильєва // Journal of Education, Health and Sport. — 2015. — №5(4). — Р. 366 — 373.

33. Ковальчук Л.Й. Характеристика токсичності та мутагенності води поверхневих водойм Українського Придунав'я з використанням мікробної тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 98 / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // Збірник матеріалів конференції «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, гігієни та туберкульозу». — 2015. — Випуск 12. — Львів. — С. 304 — 306.

34. Еколого-гігієнічна оцінка гострої токсичності води поверхневих водойм Українського Придунав'я за результатами біотестування / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, С.Є. Дятлов [та ін.] // Вісник проблем біології і медицини. — 2015. — Випуск 2, том 4 (121). — С. 69 — 72.

35. Еколого-гігієнічна оцінка хронічної токсичності води поверхневих водойм Українського Придунав'я за результатами біотестування / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, С.Є. Дятлов [та ін.] // Вісник проблем біології і медицини. — 2015. — Випуск 3, том 1 (122). — С. 70 — 74.

36. Еколого-гігієнічна оцінка гострої та хронічної токсичності води поверхневих водойм Українського Придунав'я за результатами біотестування / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, С.Є. Дятлов [та ін.] // Збірник матеріалів конференції «Сучасні проблеми епі-

деміології, мікробіології, гігієни та туберкульозу». — 2015. — Випуск 12. — Львів. — С. 299 — 301.

37. Токсикологическое биотестирование поверхностных вод Нижнедунайского региона / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, А.В. Кошелев [та ін.] // Збірка доповідей семінару «Ризики та загрози джерел забруднення в Нижньодунайському регіоні». — Одеса, 2015. — С. 57 — 60.

РОЗДІЛ 5

ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАХВОРЮВАНOSTІ НАСЕЛЕННЯ

Інформацією із захворюваності населення кишковими інфекціями (гастроентероколіти встановленої етіології /ГВЕ/, гастроентероколіти невстановленої етіології /ГНЕ/, ВГА) служили звіти районних санепідемстанцій за період з 1999 по 2013 рр., що надходять у Головне управління державної санітарно-епідеміологічної служби в Одеській області.

Статистичну обробку проводили класичними методами [244].

Визначали середню величину показника, похибку і 95% довірчий інтервал ($\Delta_{(95)}$).

Характер розподілу (рівномірне, випадкове, конгрегаційне) визначали за відповідною формулою.

Процентне співвідношення і 95% довірчі інтервали обчислювали за стандартними формулами. При малих вибірках розрахунки процентного відношення проводили по формулі Фишера. При оцінці та порівнянні відносної частки при показниках, рівних 0 % або 100 %, показник відносної частки обчислювали за формулою Ван дер Вардена.

Для порівняння двох альтернативних розподілів використовували критерій χ^2 . У цьому випадку достовірними вважалися значення $\geq 3,841$, що відповідає помилці ≤ 5 %, припустимій в медико-біологічних дослідженнях. При малих вибірках вірогідність відмінності розраховували за формулою Фишера: достовірними в цьому випадку вважали дані при похибці $\leq 1\%$.

Для обчислення ступеню різноманіття системи, як математичного вираження різноманітності структури і частоти зустрічальності компонентів, використовували формулу:

$$I = \sum_{i=0}^k - p_i \log_2 p_i$$

де I – показник ступеню різноманіття, p_i – імовірність зустрічальності кожного компонента (у відсотках, ділених на 100).

Максимум середньої інформації означає нестійкий стан популяції, що міняє свій склад. Мінімум – рішуча перевага норми, рідкість варіантів і, отже, стійкість популяції. Цей же показник обчислювали і при оцінці різноманіття біоценозів через його застосовність у загальному виді для оцінки будь-яких гетерогенних систем.

Захворюваність населення по Одеській області, м. Одеса, Ізмаїл та районів (Болградського, Ізмаїльського, Кілійського, Ренійського, Татарбунарського) у порівнянні із даними по районах та по області вивчали за звітами Комунальної установи «Одеський обласний інформаційно-аналітичний центр медичної статистики» (КУ «ООІАЦМС») за 2004-2013 рр.

Досліджували наступні показники захворюваності у відносних величинах:

1. Захворюваність всього населення (на 100 тис. наявного населення): загальна захворюваність, інфекційні та паразитарні хвороби, новоутворення, хвороби крові та кровотворних органів, хвороби ендокринної системи, хвороби системи кровообігу, хвороби органів дихання, хвороби органів травлення.

2. Захворюваність підлітків у віці 15-17 років (на 10 тис. відповідного населення): загальна захворюваність, інфекційні та паразитарні хвороби, новоутворення, хвороби крові та кровотворних органів, хвороби ендокринної системи, хвороби системи кровообігу, хвороби органів дихання, хвороби органів травлення, вроджені аномалії.

3. Захворюваність дітей 1-го року життя (на 1 000 відповідного населення): загальна захворюваність, інфекційні та паразитарні хвороби, кишкові інфекції, хвороби крові та кровотворних органів, хвороби нервової системи та органів чуття, хвороби органів дихання, хвороби органів травлення, вроджені аномалії.

4. Захворюваність інфекційна дорослого населення (на 100 тис. наявного населення): дизентерія, інші сальмонельозні інфекції, гастроентероколіти (сума), гострі кишкові захворювання (сума), вірусний гепатит А.

5. Захворюваність інфекційна дітей у віці від 0-14 (на 100 тис. наявного населення): дизентерія, інші сальмонельозні ін-

фекції, ентерити, викликані іншими встановленими збудниками, гострі кишкові захворювання (сума), гострі кишкові інфекції не-встановлені, вірусний гепатит А.

Показники смертності населення вивчали за даними Статистичних щорічників Одеської області за 2005-2013 рр. за наступними коефіцієнтами.

1. Смертність дорослого населення (на 100 тис. наявного населення):

Загальна смертність.

Смертність від деяких інфекційних та паразитарних хвороб.

Смертність від новоутворень.

Смертність від хвороб системи кровообігу.

Смертність від хвороб органів дихання.

Смертність від хвороб органів травлення.

2. Смертність дітей у віці до 1 року (на 1000 народжених живими).

В процесі статистичної обробки матеріалу використовували критерій χ^2 [1].

5.1. Характеристика захворюваності населення кишковими інфекціями

У табл. 5.1-5.12 представлено зіставлення результатів оцінки захворюваності населення гастроентероколітами встановленої етіології (ГВЕ), гастроентероколітами невстановленої етіології (ГНЕ) і вірусним гепатитом А (ВГА) в м. Ізмаїл, Болград, Кілія, Рені з виділенням кишкових вірусів з водопровідної води.

Дані табл. 5.1 свідчать про те, що захворюваність ГВЕ в м. Ізмаїл з 1999 по 2003 рік має конгрегаційний характер розподілу, отже, можна стверджувати, що статистично вірогідно в різні роки фіксувалися спади і сплески захворюваності. Дійсно, вірогідність відмінності між 1999 роком (мінімум захворюваності) і 2003 роком (максимум захворюваності) висока, $\chi^2=64,006$.

Така ж картина спостерігається і для ГНЕ. Однак, у цьому випадку мінімум захворюваності відзначено в 2000 і 2003 рр., а максимум — в 2002 р. — $\chi^2=27,825$, відмінність високодостовірна.

Таблиця 5.1

Захворюваність гастроентероколітами і ВГА в м. Ізмаїл (1999-2003 рр.)

	1999	2000	2001	2002	2003	середня	Характер розподілу	χ^2
ГВЕ	112,9	115,1	217,2	229,8	271,9	189,4± 91,5	Конгрегаційний	64,006
ГНЕ	186,8	139	210,6	243,4	140	183,8± 57,7	Конгрегаційний	27,825
ВГА	22,8	33,7	130,3	61,2	66,6	62,9± 27,9	Конгрегаційний	73,494

Примітка: тут і далі для захворюваності по роках вірогідність відмінності χ^2 розрахована для відмінності між мінімальним і максимальним показниками

Для ВГА мінімум — максимум захворюваності зареєстровано в 1999 і 2001 р. відповідно, $\chi^2=73,494$, відмінність високодостовірна.

У водопровідній воді за період 1996-2003 рр. були виявлені тільки ВГА і АВ (табл. 5.2), при цьому АВ виявлялися статистично високодостовірно в 4 рази частіше, чим ВГА (табл. 5.3), $\chi^2=5,329$, відмінність високодостовірна. Також цей вірус статистично вірогідно виділявся з водопровідної води частіше, чим РВ, ЕВ і РеВ.

РВ, ЕВ і РеВ за результатами ПЦР у водопровідній воді виявлені не були. Однак, враховуючи чутливість реакції, а також невелику вибірку (40, 37 і 10 досліджень відповідно), не можна стверджувати, що вони у воді дійсно відсутні. Статистичні розрахунки показують, що при даних вибірках вони можуть бути присутніми, але із частотою виявлення менше 7,0, 7,5 і 23,3 % відповідно, хоча не виключене і їх повна відсутність (табл. 5.2). Слід також зазначити певні труднощі в інтерпретації результатів санітарно-вірусологічного моніторингу, що констатується у розділі 3, а саме високу частку (15-30 % проб) відсутності визначень окремих вірусів у зв'язку з нестачею відповідних тест-систем.

Таблиця 5.2

**Результати виділення вірусів з водопровідної води
м. Ізмаїл (1996-2003 рр.)**

	ВГА	РВ	АВ	ЕВ	РеВ	Середнє значення ¹	Характер розподілу
Усього проб	39	40	28	37	10	9,8± 13,8	Конгрегаційний
Кіл-сть ПЦР+	2	0	8	0	0		
% ± Δ(95)	7,3± 6,8	2,4± 4,6	28,6± 16,7	2,6± 4,9	8,3± 15,0		

¹В таблицях 5.2, 5.5, 5.8, 5.11 розраховано середнє арифметичне значення процентного відношення, тому що у цьому випадку саме цей розрахунок дозволяє оцінити характер розподілу

Таблиця 5.3

**Вірогідність відмінності χ^2 середніх значень
по виділенню вірусів з водопровідної води м. Ізмаїл**

	ВГА	РВ	АДВ	ЕВ
РВ	0,539			
АВ	<u>5,329</u>	<u>10,346</u>		
ЕВ	0,461	0,000	<u>9,553</u>	
РеВ	0,271	0,000	2,104	0,000

У м. Болград (табл. 5.4-5.6) захворюваність ГВЕ, ГНЕ і ВГА також має конгрегаційний характер розподілу, тобто статистично вірогідно є роки з підйомами і спадами захворюваності (табл. 5.4). Максимум захворюваності ГВЕ припадає на 2000 р., а мінімум — на 2001 р., відмінність статистично високодостовірна ($\chi^2=11,820$). Для ГНЕ максимум захворюваності встановлено у 1999 р., а мінімум — у 2003 р. ($\chi^2=15,018$). Максимальна захворюваність ВГА відзначена в 2002 р., а мінімальна — в 2003 р. ($\chi^2=43,856$).

Таблиця 5.4

**Захворюваність гастроентероколітами і ВГА
у м. Болград (1999-2003 рр.)**

	1999	2000	2001	2002	2003	Серед-я	Характер розподілу	χ^2
ГВЕ	142,1	150,9	95,6	107,8	105	120,3 ±31,3	Конгрегаційний	11,820
ГНЕ	94,3	91,8	81,7	59,4	47	74,8 ±26,5	Конгрегаційний	15,018
ВГА	81,7	116,9	80,5	151,2	55,3	97,1 ±47,6	Конгрегаційний	43,856

З води в м. Болград, на відміну від м. Ізмаїл, за період 1996-2003 рр. виділялися всі 5 вивчених збудників (табл. 5.5). При цьому характер розподілу конгрегаційний, отже, статистично вірогідно різні віруси виділялися з різною частотою. При цьому (табл. 5.6), частота виділення ВГА статистично високодостовірно нижче, чим РВ і АВ (χ^2 значно вище 3,841) і перебуває на рівні частоти виділення ЕВ ($\chi^2=0,211$, відмінність статистично недостовірна). У той же час РВ і АВ виділялися статистично високодостовірно частіше, чим ЕВ.

У м. Кілія захворюваність ГВЕ, ГНЕ й ВГА також в 1999-2003 роках мала конгрегаційний характер (табл. 5.7).

Таблиця 5.5

**Результати виділення вірусів з водопровідної води
м. Болград (1996-2003 рр.)**

	ВГА	РВ	АВ	ЕВ	РеВ	Середнє значення	Характер розподілу
Усього проб	39	39	36	37	6	26,7 ±23,1	Конгрегаційний
Кіл-сть ПЦР+	3	17	15	1	2		
% ± Δ(95)	9,8 ±8,2	43,6 ±15,6	41,7 ±16,1	5,1 ±5,1	33,4 ±38,8		

Таблиця 5.6

**Вірогідність відмінності χ^2 середніх значень
по виділенню вірусів з водопровідної води м. Болград**

	ВГА	РВ	АВ	ЕВ
РВ	<u>11,369</u>			
АВ	<u>10,057</u>	0,004		
ЕВ	0,211	<u>15,372</u>	<u>13,990</u>	
РєВ	1,352	0,000	0,004	3,490

Таблиця 5.7

**Захворюваність гастроентероколітами і ВГА
в м. Кілія (1999-2003 рр.)**

	1999	2000	2001	2002	2003	Серед- ня	Характер розподілу	χ^2
ГВЕ	167,7	163,1	125	159,1	141,1	151,2 $\pm 22,7$	Конгрега- ційний	6,029
ГНЕ	131,1	112,8	144,8	157,5	167,3	142,7 $\pm 27,5$	Конгрега- ційний	10,046
ВГА	45,7	51,8	44,2	152,6	149,3	88,7 $\pm 72,6$	Конгрега- ційний	59,266

Для ГВЕ максимум зареєстровано в 1999 і 2000 р., мінімум — в 2001 році ($\chi^2 = 6,029$); ГНЕ максимум в 2002 р., мінімум — в 2000 р. ($\chi^2 = 10,046$); ВГА — в 2002 і 2001 рр. відповідно ($\chi^2 = 59,266$).

Як і в м. Болград, на відміну від м. Ізмаїл, з води за період 1996-2003 рр. були виділені всі 5 досліджуваних вірусів (табл. 5.8). Віруси статистично вірогідно виділялися з різною частотою, про що свідчить конгрегаційний характер розподілу. При цьому статистично достовірною відмінністю у частоті виділення відзначається тільки між вірусами АВ-ЕВ (табл. 5.9).

Таблиця 5.8

**Результати виділення вірусів з водопровідної води
м. Кілія (1996-2003 рр.)**

	ВГА	РВ	АВ	ЕВ	РєВ	Середнє значення	Характер розподілу
Усього проб	71	86	74	80	50		
Кіл-сть ПЦР+	5	8	10	1	4	26,7 \pm 23,1	Конгре- гаційний
% $\pm \Delta(95)$	6,7 \pm 5,6	9,3 \pm 6,1	13,5 $\pm 7,8$	2,4 \pm 2,4	9,6 \pm 7,4		

Таблиця 5.9

**Вірогідність відмінності χ^2 середніх значень
по виділенню вірусів з водопровідної води м. Кілія**

	ВГА	РВ	АВ	ЕВ
РВ	<u>11,369</u>			
АВ	<u>10,057</u>	0,004		
ЕВ	0,211	<u>15,372</u>	<u>13,990</u>	
РєВ	1,352	0,000	0,004	3,490

Таблиця 5.10

**Захворюваність гастроентероколітами і ВГА
у м. Рені (1999-2003 рр.)**

	1999	2000	2001	2002	2003	середня	Характер розподілу	χ^2
ГВЕ	57,3	55,1	74,9	59,7	52,2	59,8 \pm 11,3	Конгрега- ційний	3,813
ГНЕ	59,5	48,5	50,7	42,3	32,3	45,9 \pm 9,8	Конгрега- ційний	7,928
ВГА	13,2	17,6	39,7	24,9	22,4	23,6 \pm 9,6	Конгрега- ційний	7,606

Між іншими вірусами статистично достовірної відмінності в частоті виділення не відзначається.

У м. Рені, як і в попередніх випадках, констатовано тенденцію до конгрегаційного характеру розподілу захворюваності

гастроентероколітами і ВГА за роками (табл. 5.10). Максимум захворюваності ГВЕ констатовано на 2001, а мінімум — на 2003 р. Однак, на відміну від розглянутого вище, ця відмінність перебуває на самій крайній межі вірогідності. Для ГНЕ встановлено статистично високу достовірну частоту захворюваності в 1999 р. у порівнянні з мінімумом в 2003 р. ($\chi^2=7,928$). Захворюваність ВГА була максимальної у 2001 році, а мінімальна — у 1999 році ($\chi^2=7,606$).

У період з 1996 по 2003 р. з води були виділено 4 з 5 досліджуваних вірусів (табл. 5.11). ЕВ зареєстровані не були, однак, враховуючи невеликий розмір вибірки (16 досліджень), статистичний розрахунок показує, що якби ці віруси були присутні в кількості менш 15,9 % проб, то виявити їх було б неможливо. Конгрегаційний характер частоти виділення свідчить про статистично достовірну відмінність.

Таблиця 5.11

Результати виділення вірусів з водопровідної води м. Рені (1996-2003 рр.)

	ВГА	РВ	АВ	ЕВ	РеВ	Середнє значення	Характер розподілу
Усього проб	13	16	12	16	7		
Кіл-сть ПЦР+	1	1	12	0	5	39,0±51,3	Конгрегаційний
% ±	13,8±	11,4±	92,9±	5,6±	71,4±		
$\Delta(95)$	13,8	11,4	13,0	10,3	33,5		

Як видно з наведених у табл. 5.12 даних, статистично достовірної відмінності не відзначається у вірусів ВГА-РВ, ВГА-ЕВ і РВ-ЕВ. Відмінність у частоті виявлення у воді між усіма іншими вірусами статистично високо вірогідна, похибка для однієї пари вірусів (ВГА-РеВ) менша 5 % припустимих у медико-біологічних дослідженнях, а для інших 6 — навіть менше 1 %.

Як видно із даних табл. 5.13 (результати обробки даних табл. 5.2, 5.5, 5.8, 5.11), ВГА виділяється з водопровідної води у всіх містах практично з однієї частотою (відмінність недостовірною) і при цьому є мінорним компонентом ценозу. РВ статистично

вірогідно частіше виділяється в м. Болград, чим в мм. Ізмаїл і Кілія.

Таблиця 5.12

Вірогідність відмінності χ^2 середніх значень по виділенню вірусів з водопровідної води м. Рені

	ВГА	РВ	АВ	ЕВ
РВ	0,342			
АВ	17,764	20,608		
ЕВ	0,011	0,000	24,066	
РеВ	6,028	7,615	12,281	10,707

Таблиця 5.13

Вірогідність відмінності в частоті виявлення вірусів у водопровідній воді міст Українського Придунав'я (1996-2003 рр.)

Місто	Вірогідність відмінності χ^2 у частоті виділення вірусів				
	ВГА	РВ	АВ	ЕВ	РеВ
Ізмаїл-Болград	0,000	19,711	0,9733	0,000	p=12,51
Ізмаїл-Кілія	0,000	2,563	2,218	0,158	0,054
Ізмаїл-Рені	0,118	0,229	14,405	0,000	0,000
Болград-Кілія	0,067	17,631	9,386	0,041	1,434
Болград-Рені	0,361	5,589	10,187	0,190	p=18,3
Кілія-Рені	0,252	0,007	36,154	0,808	14,115

Примітка. При малих вибірках розрахунок вірогідності проводиться не по формулі χ^2 , а по Фішеру. Враховується відразу похибка. При $p>1$ відмінність вважається не достовірною.

АВ статистично вірогідно в м. Рені виділяється частіше, чим у мм. Ізмаїл, Болград і Кілія. ЕВ практично з однієї частотою виділяється у всіх обстежених містах (відмінність статистично не достовірною). РВ тільки в Рені виділяється статистично вірогідно частіше, чим у Кілії. Між іншими вірусами по містах відмінності не спостерігається. Це дозволяє нам усереднити дані і розглянути виділення вірусів сумарно по придунайських містах Одеської області (табл. 5.14, 5.15).

Таблиця 5.14

Сумарні результати виділення вірусів з водопровідної води міст Українського Придунав'я (1996-2003 рр.)

	ВГА	РВ	АВ	ЕВ	РеВ	Середнє значення	Характер розподілу
Досліджено	162	181	150	170	73	14,74 ±14,3	Конгрегаційний
Кіл-сть ПЦР+	11	26	45	2	15		
%	6,8	14,4	30,0	1,7	20,5		
$\Delta(95)$	3,9	5,1	7,3	1,6	9,3		

Таблиця 5.15

Вірогідність відмінності χ^2 середніх значень виявлення вірусів у водопровідній воді міст Українського Придунав'я (1996-2003 рр.)

	ВГА	РВ	АВ	ЕВ
РВ	<u>4,340</u>			
АВ	<u>26,935</u>	<u>10,991</u>		
ЕВ	<u>5,536</u>	<u>19,013</u>	<u>50,560</u>	
РеВ	<u>8,333</u>	1,04	1,776	<u>26,552</u>

Дані табл. 5.14 свідчать, що розподіл частоти виявлення вірусів у водопровідній воді сумарно в містах Придунав'я носить конгрегаційний характер. Отже статистично вірогідно можна стверджувати, що розглянуті віруси різняться по частоті їх виявлення у воді. При цьому, відмінність у частоті виявлення між усіма вірусам у воді статистично вірогідна (табл. 5.15). Виключення становлять тільки АВ-РеВ і РВ-РеВ, для яких відмінність у частоті виявлення статистично не доведена.

Аналіз структури біоценозів вірусів у воді вивчених міст показав наступне.

У м. Ізмаїл домінують АВ, субдомінантну групу представляє ВГА: вірогідність відмінності $\chi^2=5,329$, відмінність достовірною, похибка менше 5 %. Інші 3 віруси можна віднести до мінорного компоненту ценозу. Вони або відсутні у воді, або присутні у незначній кількості, нижче рівня чутливості методу виділення.

У м. Болград у ценозі домінують РВ і АВ. Відмінність між ними статистично не вірогідна, що дозволяє віднести їх до однієї екологічної групи. При цьому вони статистично вірогідно відрізняються від ВГА і ЕВ, які представляють мінорний компонент ценозу. Віднести РеВ до якої-небудь групи неможливо у зв'язку з малою вибіркою вивченого матеріалу.

У м. Кілія у вірусному біоценозі води істотної відмінності в частоті виділення вірусів не прослідковується. Статистично достовірною відмінністю реєструється тільки між АВ і ЕВ, що дозволяє вірус АВ віднести до домінуючої групи, а ЕВ — до мінорного компоненту ценозу. Враховуючи загальну тенденцію, віруси ВГА, РВ і РеВ можна віднести до субдомінантної групи, однак, не виключено, що при більшій вибірці дослідження деякі з них могли б бути у домінуючій групі.

У м. Рені домінує АВ, субдомінантний компонент ценозу представлено РеВ — відмінність статистично достовірною. Інші віруси представляють мінорний компонент ценозу, статистично вірогідно відрізняючись від АВ і РеВ, а між собою статистично не різняться.

Сумарно по всіх 4-х містах у воді домінує АВ; РеВ і РВ представляють субдомінантну групу; ВГА і ЕВ — мінорний компонент ценозу.

Таким чином, можна судити з певним ступенем вірогідності, що у всіх вивчених містах і сумарно по регіону у водопровідній воді домінує АВ, а ЕВ зустрічається рідко, інші віруси зустрічаються з різною частотою.

Розрахунки ступеню різноманіття біоценозу вірусів у воді 4-х міст показав наступні результати: Ізмаїл — 0,7219; Болград — 1,6994; Кілія — 2,0635; Рені — 1,3727; сумарно по регіону — 1,9463.

Високий ступінь різноманіття, особливо в м. Болград, Кілія, Рені і сумарно по всьому регіоні, свідчить про нестабільність вірусних біоценозів у воді і про можливу зміну домінування вірусів у ценозах.

Слід зазначити, що відсутність можливості розмноження вірусів у воді не заперечує існування їх біоценозів у цієї екосистемі. Вода в цьому випадку є однією з екологічних складових системи

циркуляції цих вірусів у природі, куди вони попадають із системи паразит-хазяїн і вдруге передаються хазяїну. Отже, ця система об'єктивно показує стан екологічного комплексу хазяїн-паразит-середовище і є індикатором вірусного біоценозу, що докладно розглянуто в монографії [9, розділ 1].

Отримані результати підтверджують установлений нами раніше факт [9, вступ] домінування АВ як основних вірусних контамінантів води.

На відміну від попередніх епідеміологічних досліджень [8, 9, вступ], у яких встановлено достовірний кореляційний зв'язок контамінації водопровідної води вірусом гепатиту А і захворюваністю населення ВГА, тут такої залежності не виявлено, що пояснюється, насамперед, малою вибіркою результатів санітарно-вірусологічного моніторингу, значною часткою відсутності визначень конкретних вірусів, різними періодами санітарно-вірусологічних і епідеміологічних досліджень. Однак, це не заперечує вплив вірусів не тільки на сезонність і циклічність вірусних кишкових інфекцій, але, що особливо важливо, на спорадичність такої захворюваності [9, вступ]. Останнє підкреслює необхідність верифікації цих збудників і ретельного молекулярно-епідеміологічного розслідування кожного випадку інфекції.

5.2. Основні показники захворюваності різних категорій населення

5.2.1. Інфекційна захворюваність

Дизентерія. Захворюваність дітей дизентерією характеризувалась таким чином.

У м. Одесі відзначається дві хвилі статистично достовірного спаду захворюваності. Перша — 2006-2008 рр., коли захворюваність статистично вірогідно знизилася в 2 рази. Потім вона додатково вірогідно знизилася в 2 рази в порівнянні з 2006-2008 рр. і, відповідно, в 4 рази в порівнянні з 2009-2011 рр. У 2012-2013 рр. захворюваність вірогідно зросла, однак не досягла рівня 2004-2005 рр. і вийшла на рівень 2006-2008 рр., з якими вона статистично не різнилась.

По області в цілому картина дещо схожа, однак не так виражена. В 2004-2005 рр. захворюваність дизентерією в області статистично високо вірогідно в 1,3 рази нижча, чим у м. Одеса.

По області, як і по місту відзначається зниження захворюваності, але не двома хвилями, а однією впродовж 2006-2011 рр. Відмінність по цим рокам статистично не вірогідна, що дозволяє об'єднати їх в одну хвилю. У той же час, захворюваність у цей період вірогідно в 2,2 рази нижча, чим в 2004-2005 рр. Потім в 2012-2013 рр. захворюваність вірогідно зростає, виходячи, практично, на рівень 2004-2005 рр.

По м. Ізмаїлу відзначається достовірне зростання в 1,9 рази захворюваності з 2004 по 2006 рр. ($\chi^2 = 4,021$, відмінність достовірна). Потім в 2007-2008 рр. захворюваність різко і статистично вірогідно падає. В 2009 р. вона вірогідно зростає до рівня 2005 р. З 2010 р. знову знижується, даючи сплеск в 2012 р. і зниження в 2013 р.

Аналогічна картина спостерігається і сумарно по районах Придунав'я. Максимум захворюваності припадає на 2004-2005 рр., потім статистично вірогідно захворюваність знизилася більш ніж в 2 рази, з достовірним підйомом в 2009 р. Потім, вірогідно знизившись в 2010 р., захворюваність до 2012 р. знову зросла до рівня 2004-2005 рр., а в 2013 знову знизилася.

Той факт, що по всіх вивчених районах, за винятком Татарбунарського, прослідковується однакова тенденція достовірного зниження захворюваності до середини вивченого періоду з її підвищенням до кінця, а також повна відсутність кореляції між динамікою захворюваності і чисельністю населення, дозволяє провести порівняльний аналіз середніх величин за період. Відзначається достовірна відмінність у захворюваності тільки між сумарно усіма районами області, мм. Одеса і Ізмаїл, а також між усіма районами і областю. Між мм. Одеса і Ізмаїл і районами Придунав'я в будь-якому зіставленні достовірної відмінності не реєструється.

Враховуючи, що захворюваність по області і мм. Одеса та Ізмаїл статистично вірогідно вище, чим по всіх районах області, можна обґрунтовано говорити, що саме регіон Придунав'я обумовлює підйом захворюваності по області, інакше вона перебувала б

на рівні всіх районів. Саме захворюваність у зоні Придунав'я хоча і не виражено (це всього 5 районів і 2 міста з 26 по області), але вірогідно піднімає її. Те, що захворюваність по кожному з 4-х районів Придунав'я статистично не відрізняється від усіх районів, обумовлено малою вибіркою (близько 10000 у кожному районі і майже 2183000 по всіх районах), через що по районах виходить дуже великий коефіцієнт варіації і, отже, довірчий інтервал. Серед районів Придунав'я відзначається тенденція до більш високої захворюваності в більш вологих Ізмаїльському і Кілійському районах, у порівнянні з більш сухими Болградським і Татарбунарським. Хоча статистично ця відмінність не доведена, це, як сказано вище, обумовлено малою вибіркою і великим розкидом захворюваності по рокам.

Для підтвердження відзначеної тенденції проведено аналіз динаміки захворюваності по районах за вивчений період.

У Болградському і Ізмаїльському районах достовірний спад захворюваності припадає на 2007-2010 рр., у Кілійському — на 2005-2008 рр. При цьому по всіх трьох районах відзначається спад захворюваності після 2011 р. По кожному року відзначається статистично достовірною відмінність між районом (районами) з максимальною і мінімальною захворюваністю. Тільки в одному випадку, а саме в 2007 р. не відзначається статистично достовірною відмінність в захворюваності між Болградським і Ізмаїльським районами. У цілому є достовірні дані по різких спадах і сплескам захворюваності дітей у цих районах.

Відрізняється від них Татарбунарський район, де не зазначено статистично достовірного спаду захворюваності, а протягом усього періоду спостережень захворюваність зберігалася практично на одному рівні з деяким статистично не підтвердженим зростанням до 2012 р., що підкреслює висловлене вище положення щодо значимості регіону Придунав'я в контексті захворювання дітей дизентерією в області.

Захворюваність дизентерією дорослого населення в м. Одесі за період 2004-2013 рр., як і захворюваність дітей у той же період характеризується двома статистично достовірними хвилями спаду: 2006-2008 і 2009-2011 рр. Після 2011 р. відзначається статистично достовірний підйом захворюваності, який не досягає

рівня 2004-2005 рр. Однак, середня захворюваність дорослих за весь період в 4,5 рази вірогідно нижча, чим дітей. Розподіл захворюваності як дітей, так і дорослих по рокам носить конгрегаційний характер, тобто є статистично достовірною відмінністю у захворюваності в різні роки. Також окремо по кожному року захворюваність дорослих у рази статистично вірогідно нижча, чим дітей.

Аналогічна картина спостерігається і по всій області. Як у дітей, так і у дорослих, на відміну від м. Одеси, відзначається тільки одна хвиля спаду захворюваності, що охоплює період 2006-2011 рр. Захворюваність дітей, як і по місту, у рази статистично вірогідно вище по кожному року і у середньому за весь період.

Зіставляючи вищесказане з картиною захворюваності дизентерією сумарно по всіх районах області, можна відзначити наступне. Загальна картина аналогічна — статистично достовірне зниження захворюваності в період 2006-2011 рр. Однак, якщо в 2009 р. в м. Одесі реєструвався найнижчий рівень захворюваності дизентерією як у дорослих, так і в дітей, то по області в цілому і по її районах у цей рік на фоні загального зниження, відзначається невеликий сплеск захворюваності, який не досягає рівня 2004-2005 і 2012-2013 рр.

Аналіз захворюваності дорослих у районах Придунав'я за період 2004-2013 рр. показує, що у різні роки вивченого періоду співвідношення між районами в захворюваності було різним. Так, у Болградському районі максимум захворюваності припадає на 2004 р. В 2005 р. захворюваність дорослих у цьому районі вірогідно знизилася у 8 раз, а в інші роки коливалася, але статистичної відмінності між ними не відзначено, у той час як усі вони характеризувалися вірогідно більш низькою захворюваністю, чим у 2004 р. По Ізмаїльському району максимум захворюваності припадає на 2005-2006 рр. і 2011-2012 рр., а мінімум — на 2007 і 2009 рр. (відмінність статистично достовірною). При цьому саме 2011 р. характеризувався статистично високою достовірною різким сплеском захворюваності і, у порівнянні з ним, в 2012-2013 рр. захворюваність в Ізмаїльському районі вірогідно пішла на спад. У Татарбунарському районі, навпаки, саме в 2012 р. відзначено максимум захворюваності, що статистично вірогідно відрізня-

ється від інших років спостереження. Схожий, але менший і статистично вірогідно не відмінний пік припадає на 2010 р. В інші роки захворюваність була вірогідно нижча, чим в 2012 р.

Саме в Татарбунарському і Ізмаїльському районах загальна картина захворюваності якісно найбільш схожа на захворюваність по всіх районах області: сумарно — достовірний спад в 2007-2010 рр., потім підйом і спад в 2013 р.

Захворюваність у Кілійському районі також характеризувалася спочатку різким спадом в 2005-2007 рр., при цьому в 2007 р. у порівнянні з 2004 р. захворюваність вірогідно знизилася в 20 раз. Однак, в 2008 р. реєструється різкий підйом захворюваності в 33 рази в порівнянні з 2007 р. Потім знову різкий спад з тенденцією до підйому в 2010 р. і подальшим спадом.

У цілому можна стверджувати, що саме Придунайський регіон визначає характер і інтенсивність захворюваності дизентерією по області дітей і дорослих.

Сальмонельоз. Захворюваність дітей сальмонельозами в Одеській області і Придунав'ї характеризується загальною тенденцією до спаду до кінця періоду. Однак, більш детальний аналіз вказує на певні відмінності.

В цілому по області захворюваність статистично вірогідно почала знижуватися тільки після 2009 р. До цього спостерігалася тенденція її збереження на однаковому рівні, що обумовлено статистично достовірним невеликим підйомом у 2005, 2007-2009 рр. у порівнянні з 2004 і 2006 рр. У 2010 р. захворюваність статистично вірогідно знизилася майже в 2 рази і зберігалася на цьому рівні до 2013 р. з невеликим підйомом в 1,4 рази в 2012 р.

У цілому по всіх районах області динаміка захворюваності, особливо в період до 2009 р., значно відрізняється від захворюваності по області. Відзначається загальна тенденція до зниження захворюваності вже починаючи з 2004 р. і до кінця періоду без підйому в 2007-2009 рр. Має місце підйом в 2012 р., як і в цілому по області. Отже, існує певний фактор, що приводить до статистично достовірної відмінності захворюваності по області від захворюваності по всіх районах. Тобто, невелика кількість районів дає високу захворюваність, а інші — низьку. Дійсно, уся зона Придунав'я, особливо в період 2004-2009 рр., характеризується

тією ж тенденцією, що і область у цілому. В 2007 р., а в Болградському і Кілійському районах в 2006 р. відзначається підйом захворюваності.

Хоча по деяких районах відмінність між низькою і високою захворюваністю статистично не доведена, це можна пояснити малою вибіркою, тому що для інших районів вона вірогідна. Наприклад, χ^2 для відмінності між меншою і більшою захворюваністю для Болградського і Ізмаїльського районів становить відповідно 6,718 і 3,943, що дозволяє говорити про вірогідність тенденції в цілому по регіону Придунав'я. При цьому, основний внесок у захворюваність сальмонельозами в регіоні вносять м. Одеса і Ізмаїл, менше — райони.

Динаміка захворюваності сальмонельозами дорослих по області повністю збігається з динамікою захворюваності дітей, але при цьому захворюваність дорослих по всіх роках статистично вірогідно майже в 3 рази нижча, чим дітей. Як і у дітей, в 2006 р. був невеликий спад захворюваності. В 2007 р. захворюваність статистично вірогідно зросла, а в 2008 р. вірогідно знизилася. В 2010-2011 рр. реєструвався статистично достовірний різкий спад в 1,7 рази у порівнянні з 2009 р. В 2012 р. захворюваність вірогідно зросла до рівня 2009 р., а в 2013 р. вірогідно знизилася.

У цілому по всіх районах області динаміка захворюваності, особливо в період до 2009 р., несуттєво відрізняється від захворюваності по області, у той час як у дітей ця відмінність була істотною.

На відміну від захворюваності дорослих по області, захворюваність сумарно по всіх районах більш низька і її спади в 2006, 2008, 2010-2011 і 2013 рр. менш виражені. Це дає нам право припустити, що, як і у дітей, захворюваність дорослих по області визначається в основному районами Придунайського регіону, а інші райони дають низьку захворюваність, що й забезпечує більш низький інтенсивний показник (ІП) по районах сумарно у порівнянні з усією областю.

В Одесі, Ізмаїлі і Ізмаїльському районах захворюваність сальмонельозами дорослих вірогідно вище, чим сумарно по районах і по області; імовірно, саме вони визначають основну масу сальмонельозів у дорослих в Одеській області.

Гострі кишкові захворювання (ГКЗ) (сума). Захворюваність дітей на ГКЗ по Одеській області та по всіх її районах в період з 2004 по 2009 рр. характеризується однаковою тенденцією: плавна і статистично вірогідно росте від 2004 до 2009 р. При цьому захворюваність по області статистично вірогідно в 1,4-1,8 рази вище, чим по всіх районах. Отже, є ряд населених пунктів, за рахунок яких росте величина ІІ, інакше вона була б на рівні районів.

Аналіз показує, що такими населеними пунктами можуть бути м. Одеса та Ізмаїл, а також Ізмаїльський і Кілійський райони, в яких інтенсивний показник статистично вірогідно перевищує ІІ по районах, а в Одесі та Ізмаїлі — по області. Інші райони Придунав'я характеризуються ІІ, який практично не відрізняється від ІІ для районів або є більш низьким. Отже, вірогідно, в захворюваності дітей ГКЗ в Одеській області основну роль відіграє зона Придунав'я, а саме м. Ізмаїл, Ізмаїльський і Кілійський райони.

Динаміка захворюваності дорослих ГКЗ по всіх районах області характеризується невеликим, у півтора рази, але статистично достовірним підйомом від 2004 р. до 2011 р. За цей період спостерігається 2 спади в 2006 і 2008 р. до рівня 2004 р. По області тенденція аналогічна. Але спади у 2006 і 2008 рр. не досягають рівня 2004 р., який значно вище. Також щорічна захворюваність по області статистично вірогідно в 1,3-1,6 рази вища, чим по всіх районах.

Як видно із отриманих даних, у м. Одесі та Ізмаїлі, в Ізмаїльському, Кілійському, а в окремі роки у Болградському районах захворюваність дорослих ГКЗ статистично вірогідно вище, чим сумарно по всіх районах і, навіть, області. Отже, є певні підстави вважати, що саме цей регіон є відповідальним за захворюваність дорослих ГКЗ у цілому по області.

Слід зазначити, що захворюваність дорослих ГКЗ значно нижча, чим дітей. Так, наприклад, по області ІІ у дітей майже в 3,8 — 4,8 рази вищий, чим у дорослих, причому щороку ця відмінність статистично висока вірогідна і має тенденція до росту. Так, перевищення ІІ у дітей у порівнянні з дорослими по роках становить: 2004 — 3,8; 2005 — 3,9; 2006 — 4,1; 2007 — 3,9; 2008 — 4,6; 2009 — 4,8 рази.

Ентерити, викликані іншими встановленими збудниками (захворюваність дітей від 0-14). Захворюваність дітей ентеритами (крім сальмонельозів) сумарно по Одеській області за період з 2004 по 2013 рр. показує плавний статистично достовірний підйом до 2008-2009 рр., з невеликим достовірним зниженням у 2006 р. Потім спостерігається плавний, але менш виражений, однак, статистично достовірний спад з невеликим, але достовірним підйомом в 2012 р. Найнижчою захворюваністю характеризується 2004 р.

Аналогічна картина спостерігається сумарно по всіх районах області. На відміну від області, захворюваність сумарно по районам щороку статистично вірогідно в 1,5 рази нижче. Найнижча захворюваність була в 2004 і 2013 рр.

Встановлено, що м. Одеса та Ізмаїл, Ізмаїльський і Кілійський райони характеризуються статистично вірогідно більш високою захворюваністю, яка у рази перевищує захворюваність по всіх районах області і у більшості випадків перевищує захворюваність по області. Очевидно, що це суттєво впливає на ріст значення ІІ по області у порівнянні з районами, який у Болградському, Ренійському і Татарбунарському районах статистично не відрізняється від такого по всіх районах.

Захворюваність на гастроентероколіти дорослих. Захворюваність дорослих гастроентероколітами в Одеській області і в цілому по районах за період 2006 — 2011 рр. характеризується однаковою тенденцією до поступового статистично достовірного росту від 2006 до 2011 р. з одним статистично достовірним спадом в 2008 р. При цьому по кожному року захворюваність сумарно по районах статистично вірогідно в півтора рази нижча, чим по області. Отже, є певні регіони, за рахунок яких піднімається цей показник по області.

У м. Одесі і Ізмаїлі, а також у Болградському, Ізмаїльському і Кілійському районах інтенсивний показник захворюваності дорослих гастроентероколітами статистично вірогідно в рази вище, чим по всіх районами і області. У Ренійському і Татарбунарському районах цей показник перебуває на рівні всіх районів або навіть нижче. Отже саме м. Одеса та Ізмаїл, а також Болградський, Ізмаїльський і Кілійський райони забезпечують ріст інтенсивного

показника по області в цілому. Не виключено, що є інші подібні населені пункти, однак, їх не може бути багато, оскільки ІП по області перевищує ІП по районах усього в 1,5 рази, що цілком можна пояснити внеском зазначених міст і районів.

Захворюваність ВГА. Захворюваність дітей ВГА характеризувалася різким статистично достовірним спадом з 2004 по 2010 рр. як по області, так і по всіх районах. Потім до 2013 р. спостерігався невеликий підйом захворюваності. При цьому тільки в 2004 р. захворюваність по області в цілому статистично вірогідно перевищила захворюваність по районах. В інший період з 2005 по 2013 рр. захворюваність по області статистично не відрізнялася від захворюваності по районах. При цьому захворюваність у м. Одесі була в рази статистично вірогідно нижча, чим по області. З районів Придунав'я тільки м. Ізмаїл в 2004, 2005, 2009 і 2010 рр., а в окремі роки Ізмаїльський, Кілійський і Татарбунарський райони показали захворюваність, яка перевищувала захворюваність по всіх районах. Отже, можна зробити висновок, що Придунайський регіон практично не вплинув на загальну картину захворюваності по області. Більше того, м. Одеса навпаки сприяє зниженню ІП по області у порівнянні з ІП по всіх районах. В цілому, очевидно, захворюваність дітей ВГА більш-менш рівномірно розосереджена по області.

Загальна тенденція динаміки захворюваності ВГА дорослих повністю збігається із захворюваністю дітей — велика відмінність у захворюваності по районах і по області в 2004 р., у наступні роки відмінність менш виражена, захворюваність швидко падає до 2010 р., а потім дещо зростає до 2013 р. На відміну від захворюваності дітей, захворюваність дорослих нижча протягом практично всього періоду. Якщо у дітей відмінність у захворюваності між районами і областю вірогідна тільки в 2004 р., а в інші статистично не доведена, то у дорослих вона статистично не вірогідна тільки в 2009-2012 рр. (період максимального спаду захворюваності), а в інші роки високо вірогідна.

Як і у дітей, у дорослих захворюваність по області нижча, чим по всіх районах. Це відбувається за рахунок низької захворюваності в м. Одесі, яка значно і статистично вірогідно нижча, чим сумарно по всіх районах. Про те, що інші міста практично не

впливають на отриману картину, говорить те, що сума кількості захворілих по м. Одесі і усім районам практично щороку дорівнює кількості захворілих по області.

Інфекційні та паразитарні хвороби. Захворюваність дорослих сумарно по всіх районах Одеської області з 2004 по 2007 р. перебувала на високому рівні зі статистично достовірним підйомом в 2005 р., відмінність між 2004, 2006 і 2007 роками статистично відсутня. Потім в 2008-2009 рр. відбулося достовірне зниження захворюваності, а до 2012-2013 рр. захворюваність знову зросла, навіть перевищивши рівень 2004-2007 рр. з достовірним невеликим зниженням у 2013 р.

У захворюваності по області, на відміну від районів, в 2005 р. не зареєстровано підйому захворюваності. Однак, захворюваність по області приблизно в 1,2 рази вірогідно вища захворюваності по районах.

Встановлено, що на захворюваність по області впливають, головним чином, мм. Одеса і Ізмаїл. Якщо просумувати кількість захворілих по всіх районах і по Одесі та Ізмаїлу, то можна отримати практично захворюваність по області.

Захворюваність дітей 1-го року життя (ІП на 1000) інфекційними і паразитарними хворобами в районах Одеської області характеризується статистично достовірним спадом від 2004 до 2010-11 рр., а потім достовірним підйомом, що наближається до рівня 2004-2005 рр. За період падіння захворюваності з 2006 по 2011 рр. кожний рік статистично не відрізняється від попереднього. Однак, є загальна тенденція до зниження в цей період.

Захворюваність по області схожа на картину по районах, але менш виражена. Однак, при цьому захворюваність по області щороку статистично вірогідно вища, чим сумарна по всіх районах.

Захворюваність по м. Одесі статистично вірогідно вища, чим захворюваність по всіх районах, і перебуває на рівні захворюваності по області. Захворюваність у м. Ізмаїл статистично значно вища, чим захворюваність по районах, і навіть по області в цілому. Але тільки ці два міста не забезпечують наявну відмінність між районами і областю. На всі інші міста області сумарно в рік доводиться від 100 до 150 випадків захворювань, що менше, чим в Ізмаїлі.

Якщо поррахувати кількість захворілих по районах за винятком районів Придунав'я, то стане очевидним, що в середньому в рік на один район області доводиться близько 20 захворілих. На такому ж рівні перебувають Ренійський і Татарбунарський райони. Однак, у Болградському, Ізмаїльському і Кілійському районах кількість захворілих у рік суттєво вище.

У цілому можна зазначити, що саме регіон Придунав'я суттєво впливає на збільшення показника захворюваності по області дітей у віці від 0 до 1 року інфекційними і паразитарними захворюваннями. Особливу увагу в цьому питанні слід звернути на м. Ізмаїл.

Захворюваність підлітків інфекційними і паразитарними хворобами сумарно по всіх районах показує достовірний підйом захворюваності у 2007 рр., потім захворюваність вірогідно знижується в 2009-2009 р., а з 2010 р. знову росте і до 2012-2013 рр. досягає рівня 2007 р., вірогідно перевищуючи рівень 2004-2006 рр.

По області спостерігається аналогічна тенденція. При цьому захворюваність по області високо вірогідно перевищує захворюваність по всіх районах і це перевищення має тенденцію до росту від 2004 до 2013 р. Незначний, але достовірний спад захворюваності по області був у 2008-2009 рр. Тенденція до росту захворюваності після 2009 р. дещо більш виражена, чим по районах.

У мм. Одесі і Ізмаїлі, а також Татарбунарському і Кілійському районах захворюваність статистично вірогідно вища, чим по всіх районах. По інших 3 районах Придунав'я захворюваність статистично перебуває на рівні сумарної захворюваності по всіх районах, а в окремі роки навіть вірогідно нижча.

Якщо від кількості захворілих по області відняти кількість захворілих по всіх районах і по мм. Одесі і Ізмаїлу, з'ясується, що в інших містах області в різні роки зареєстровано від 50 до 70 захворювань, що в перерахунку на ІІ дасть величину значно нижчу, чим по всіх районах, а тим більше по Придунайському регіону. Отже ці міста тільки знижують рівні ІІ по області і його висока величина у порівнянні з районами визначається захворюваністю саме в Одесі і регіоні Придунав'я: Ізмаїл, Татарбунарський і Кілійський райони. Слід зазначити, що в Ізмаїлі захворюваність вища, чим по області,

тоді як в Ізмаїльському районі на рівні, а в окремі роки вірогідно нижча, чим сумарно по всіх районах.

Захворюваність на кишкові інфекції дітей 1-го року життя. Як по області, так і по районах прослідковується певна тенденція до незначного зниження захворюваності дітей 1-го року життя кишковими інфекціями. До 2009-2010 рр. відмінність по роках статистично не вірогідна, потім на протязі року спостерігається достовірне зниження захворюваності, а потім знову підйом до попереднього рівня. При цьому захворюваність по області на протязі усього періоду спостережень статистично вірогідно в 1,2-1,4 рази вища, чим сумарно по районах.

Міста Одеса та Ізмаїл характеризуються захворюваністю дітей до 1 року кишковими інфекціями, яка статистично вірогідно перевищує майже в 2 рази захворюваність по всіх районах. Це явище менш характерне для Болградського, Ізмаїльського і Кілійського районів. Отже, можна сказати, що на захворюваність по області суттєво впливає Придунайський регіон, підвищуючи її в порівнянні із захворюваністю по всіх районах. Враховуючи високу захворюваність у зазначених районах Придунав'я можна припустити, що інші райони області характеризуються менш вираженою захворюваністю. Роль інших міст області в сумарній захворюваністю по області невелика. Дійсно, якщо з кількості захворілих по області відняти захворілих по районах і по мм. Одесі та Ізмаїлу, то у всіх інших містах сумарно буде 100 захворювань у рік, тобто вони всі дають рівень захворюваності, який порівнюється з рівнем в одному м. Ізмаїл.

Захворюваність на гострі кишкові інфекції не встановлені дітей віком 0-14 років. Динаміка захворюваності як по районах, так і по області виражається статистично достовірним ростом від 2004 до 2013 р. При цьому, захворюваність по області в 2 рази вища, чим по районах. Причину такої відмінності полягає в захворюваності в містах.

Міста Одеса та Ізмаїл характеризуються статистично вірогідно більш високою захворюваністю, чим захворюваність по районах. Також Кілійський район, а в окремі роки Ренійський і Ізмаїльський райони дають захворюваність вищу, чим по всіх районах. Усі інші міста без Одеси і Ізмаїла дають захворюваність статистично

нижчу, чим захворюваність по всіх районах, а, отже, не вносять помітного внеску в загальну захворюваність по області. Таким чином, можна стверджувати, що максимум захворюваності дітей гострими кишковими інфекціями не встановленої етіології припадає на м. Одесу та регіон Придунав'я.

5.2.2. Неінфекційна захворюваність

Захворюваність на вроджені аномалії дітей 1-го року життя. У цілому по області щороку захворюваність статистично вірогідно вище, чим по всіх районах. Максимум захворюваності по області припадає на 2004, 2006-2007 і 2012-2013 рр. В інші роки реєструвався невеликий, але статистично достовірний спад захворюваності. Можна говорити про деяку тенденцію до спаду захворюваності в 2008-2011 рр., з наступним достовірним підйомом.

По всіх районах області ця тенденція більш виражена, хоча, як сказано вище, захворюваність нижча, чим по області. В наявності плавне зниження захворюваності від 2004 до 2007 р., потім захворюваність зберігається на одному рівні до 2011 р., невеликий, статистично не підтверджений підйом в 2009 р. Потім відзначається різкий достовірний підйом захворюваності в 2012-2013 рр., практично до рівня 2004 р.

Встановлено, що більш висока, чим в районах, захворюваність по області в цілому формується за рахунок високої захворюваності в м. Одесі, де вона протягом усього періоду в середньому в 1,9 рази статистично вірогідно вища, чим у районах. Якщо від кількості захворілих по області відняти кількість захворілих по всіх районах і м. Одесі та Ізмаїлу, можна отримати захворюваність по всіх інших містах області. В цьому випадку в середньому на одне місто доводиться менше 20 захворілих, що відповідає інтенсивному показнику на рівні не більше 20. Це значно менше, чим сумарно по районах і, отже, міста, крім м. Одеси та Ізмаїла, не впливають на ріст інтенсивного показника по області.

Із усіх 5 районів Придунав'я тільки Татарбунарський і Болградський в окремі роки мають інтенсивний показник, який вірогідно перевищує ІІІ по районах. Це підтверджує виняткову роль

м. Одеси та Ізмаїла у формуванні загальної картини захворюваності вродженими аномаліями дітей першого року життя в цілому по Одеській області.

Захворюваність на хвороби крові та кровотворних органів дітей 1-го року. Захворюваність по роках на протязі усього періоду спостережень дещо відрізняється. Тільки в 2011 р. відзначається статистично достовірне зниження захворюваності. Тенденція зниження захворюваності від 2004 до 2011 р., а потім підвищення до 2013 р. виражена слабо. Аналогічна картина спостерігається у захворюваності по області, яка на відміну від захворюваності по районах, характеризується достовірним зниженням не в 2011, а в 2010 р. Але в цілому відмінність по роках не суттєва. ІІІ на протязі всього періоду статистично вірогідно перевищує цей показник по районах у середньому в 1,4 рази. На величину ІІІ по області, а саме на його зростання у порівнянні з районами певним чином впливає захворюваність по м. Одесі та Ізмаїлу, в яких вона значно та статистично вірогідно перевищує захворюваність по всіх районах. У той же час, із 5 районів Придунав'я тільки в 3-х і тільки в 2004 і 2005 рр. захворюваність вірогідно перевищувала захворюваність по районах. Якщо з кількості захворілих по всіх районах відняти кількість захворілих по 5 районах Придунав'я, в середньому на один район у рік припадає близько 30 захворілих, що відповідає кількості захворілих у районах Придунав'я.

Захворюваність нервової системи та органів чуття дітей 1-го року життя. Захворюваність дітей по районах має тенденцію до підвищення від 2004 до 2009 р., що доводиться статистично достовірною відмінністю між 2004, 2005, 2008 і 2009 рр. Потім в 2010 р. захворюваність вірогідно знижується до рівня 2008 р. й далі практично не міняється.

По області захворюваність статистично вірогідно росте на протязі усього періоду спостережень. Спостерігається тільки незначне і статистично не достовірне зниження у 2010 р. При цьому захворюваність по області в середньому в півтора рази статистично високо вірогідно вища, чим сумарна по всіх районах. При цьому в м. Одесі та Ізмаїлі, Ізмаїльському і Ренійському районах захворюваність протягом практично всього періоду вірогідно вища, чим сумарно по всіх районах і перебуває на рівні або навіть перевищує

захворюваність по області. Це свідчить про домінуючий вплив регіону Придунав'я на показник захворюваності по області.

Якщо обрахувати середню кількість захворілих у рік, то на один район приїде від 15 до 30 захворілих, на одне місто без Одеси та Ізмаїлу — від 30 до 50 захворілих. Тобто, захворюваність по області росте в невеликому ступені за рахунок міст і в значній мірі за рахунок Одеси, Ізмаїлу, Ізмаїльського і Ренійського районів.

Захворюваність органів дихання дітей 1-го року життя. Захворюваність дуже висока як в області, так і в районах, при цьому область від районів статистично не відрізняється; відмінність є тільки у 2013 р., коли по області захворюваність була статистично вірогідно вища. Прослідковується тенденція до достовірного зниження захворюваності після 2005 р., потім захворюваність тримається практично на одному рівні до 2011 р., відмінність статистично не достовірна. У 2012-2013 р. відбувається знову достовірний підйом захворюваності до рівня 2004-2005 рр.

Слід зазначити, що протягом усього періоду спостережень весь Придунайський регіон (м. Ізмаїл і 5 районів) характеризується захворюваністю, яка статистично вірогідно перевищує сумарну захворюваність по всіх районах і по області в цілому. У той же час, у м. Одесі захворюваність була вірогідно нижчою, чим у районах і в області. Те, що райони Придунав'я обумовлюють вірогідний ріст захворюваності, дозволяє обґрунтовано припустити: в інших районах області захворюваність була значно нижчою і підйом ІІІ по області до рівня районного, навіть незважаючи на низьку захворюваність в м. Одесі, обумовлений високою захворюваністю в Придунайському регіоні.

Захворюваність органів травлення дітей 1-го року. Як по області, так і по районах чітко виражена однакова тенденція достовірного зниження захворюваності від 2004 до 2007 р., потім на протязі 2007-2011 рр. захворюваність зберігається практично на одному рівні. В 2012-2013 рр. захворюваність знову вірогідно зростає до рівня 2006 р.

У роки спаду і підйому захворюваність по районах статистично вірогідно перевищує захворюваність по області в цілому. У роки низького рівня ця відмінність статистично не достовірна, однак загальна тенденція чітко прослідковується.

Більш низький рівень захворюваності в області у порівнянні із сумарною захворюваністю по всіх районах можна пояснити тим, що в м. Одесі, де чисельність населення становить більше третини від населення області, ІІІ у середньому в 1,8 рази нижчий, чим в районах.

Незважаючи на те, що захворюваність сумарно по всіх районах нижча, чим по області, в 3-х районах Придунав'я (Болградському, Ренійському і Татарбунарському) захворюваність вірогідно (у 1,3, 1,9 і 1,3 рази відповідно) вища, чим у всіх районах. Однак, у м. Ізмаїлі, Ізмаїльському і Кілійському районах захворюваність статистично вірогідно нижча, чим по всіх районах області.

Захворюваність підлітків у віці 15-17 років. Загальна захворюваність підлітків по всіх районах і по області в цілому свідчить про виражену тенденцію до монотонного зростання захворюваності підлітків за весь період в 1,8 рази по районах і в 1,5 рази по області. При цьому захворюваність по області в середньому у 1,1 рази перевищує захворюваність по районах і це перевищення має тенденцію до зменшення від 2004 до 2013 р. від 1,31 до 1,06 рази.

В мм. Одеса, Ізмаїл та Татарбунарському районі захворюваність значно перевищує захворюваність по всіх районах і навіть захворюваність по області в цілому. В Ізмаїльському, Болградському і Кілійському районах захворюваність у більшості випадків перевищує захворюваність по всіх районах, але в середньому дещо нижча, чим захворюваність у цілому по області. Тільки в Ренійському районі захворюваність нижча, чим по всіх районах. Отже, можна припустити, що регіон Придунав'я і м. Одеса суттєво впливають на формування захворюваності підлітків по області в цілому. Це припущення можна довести, проаналізувавши захворюваність по різним нозоформам.

Захворюваність на хвороби крові та кровотворних органів підлітків. До 2006 р. захворюваність по районах статистично не відрізняється від захворюваності по області в цілому. Починаючи з 2007 р. захворюваність по районах статистично вірогідно перевищує захворюваність по області. Загальна тенденція в захворюваності по районах та області однакова і виражається в монотонному достовірному рості від 2004 до 2013 р. в 1,7 і 1,4 рази відповідно.

Перевищення захворюваності по районах перед захворюваністю по області можна пояснити тим, що в містах області захворюваність нижча, чим у районах. Захворюваність у м. Одесі за 2007- 2013 рр. статистично вірогідно (в 1,4-2,0 рази) нижча захворюваності по районах. Певний внесок у зниження захворюваності по області у порівнянні з районами вносять і інші міста області. Якщо поррахувати кількість захворілих у середньому на одне місто, крім мм. Одеса та Ізмаїл, одержимо 6-10 захворілих, що відповідає середньому ІІ 10, що в рази менше, чим захворюваність по районах.

Слід зазначити, що із усього Придунайського регіону тільки у м. Ізмаїл і Ренійському районі середня захворюваність за весь період перевищила захворюваність по районах, при цьому тільки в окремі роки. Тобто, регіон Придунав'я суттєво не впливає на захворюваність підлітків хворобами крові і кровотворних органів у порівнянні з іншими районами.

Захворюваність на новоутворення підлітків. Динаміка захворюваності характеризується плавним статистично достовірним ростом від 2004 до 2013 р. При цьому до 2006 р. захворюваність по області вірогідно вища, чим по районах. В 2007-2008 рр. захворюваність по області і по районах майже однакова, відмінність не достовірною. Однак, у 2009-2013 рр. захворюваність по районах статистично вірогідно переважає захворюваність по області.

У Придунав'ї (крім Ренійського району) і м. Одесі захворюваність вірогідно переважала над захворюваністю по всіх районах. А в Татарбунарському і Кілійському районах захворюваність продовжувала залишатися вірогідно вищою, чим у районах і області до кінця періоду спостережень.

Якщо поррахувати кількість захворілих по інших містах, крім Одеси і Ізмаїлу, то захворюваність у них у середньому на одне місто виявиться меншою, чим у районах з найнижчою захворюваністю.

Отже, можна вірогідно стверджувати, що найбільшою захворюваністю новоутвореннями серед підлітків характеризується регіон Придунав'я, за винятком Ренійського району і, меншою мірою, м. Одеса.

Захворюваність системи кровообігу підлітків. Захворюваність має чітко виражену достовірну тенденцію до лінійного росту від 2004 до 2013 р. При цьому не можна вірогідно стверджувати, що захворюваність по всіх районах відрізняється від захворюваності в цілому по області. В 2004-2005 рр. захворюваність по області була вірогідно нижчою, але на фоні найнижчого рівня захворюваності. У наступні роки відмінність статистично не достовірною.

В мм. Одесі та Ізмаїлі, а також в Ізмаїльському районі захворюваність статистично вища, чим захворюваність по всім районам і по області. Захворюваність по інших містах області була на рівні значно нижчому зазначених міст і перебувала на рівні нижчою районів і області. Більш того, в ній не прослідковується тенденції до росту від 2004 до 2013 р., як це характерно для районів і області. У цих містах прослідковується тенденція до зниження захворюваності до кінця періоду спостережень, у той час, як по Одесі та Ізмаїлу картина захворюваності відповідає такій для районів і області.

Захворюваність хворобами ендокринної системи підлітків. Захворюваність по області статистично високо вірогідно в 1,5-1,8 рази перевищує захворюваність по районах. Як по області, так і по районах захворюваність має тенденцію до достовірного росту від 2004 до 2013 р.

Проаналізувавши захворюваність по районах Придунав'я і мм. Одесі та Ізмаїлі можна бачити, що на протязі усього періоду тільки мм. Одеса і Ізмаїл статистично вірогідно перевищували захворюваність по всіх районах, а Одеса та у більшості років Ізмаїл вірогідно перевищували захворюваність і по області. Отже, саме ці міста, а не райони Придунав'я впливають на величину ІІ по області. Інші міста області істотного впливу не виявляють, тому що на них доводиться в середньому на 1 місто від 40 до 100 захворювань, що приблизно на рівні захворюваності в районах Придунав'я.

Захворюваність хворобами органів дихання підлітків. Захворюваність по регіонах і по області дуже висока і статистично вірогідно лінійно росте від 2004 до 2013 р., збільшившись за цей період відповідно в 1,5 і 1,4 рази. При цьому захворюваність по

області статистично вірогідно в 1,05-1,23 рази вища, чим по районах.

Встановлено, що мм. Одеса та Ізмаїл, а також Болградський і Ізмаїльський райони, а в більшості випадків і Кілійський район обумовлюють захворюваність статистично вірогідно вищу, чим загальна захворюваність по всіх районах. Якщо поррахувати кількість захворілих по інших містах області, то стане очевидним, що в середньому на одне місто, крім Одеси та Ізмаїлу, доводиться в рік від 800 до 1200 захворювань, що в перерахуванні на ПІ дасть величину значно нижчу, чим по всіх районах. Отже, можна із упевненістю говорити, що перевищення ПІ по області над ПІ по всіх районах визначається в основному мм. Одеса та Ізмаїл, а також 3 з 5 районів Придунав'я.

Захворюваність хворобами органів травлення підлітків. Захворюваність органів травлення у підлітків по районах і області характеризується лінійним достовірним ростом від 2004 до 2013 р. в 1,7 і 1,3 рази відповідно. При цьому захворюваність по області росте повільніше, чим по районах. В 2004 р. захворюваність в області високо вірогідно перевищувала захворюваність у районах в 1,3 рази. Потім ця відмінність скорочувалася і в 2013 р. становила 1,002, тобто вони практично зрівнялися.

З розглянутих населених пунктів захворюваність органів травлення у підлітків вірогідно вища, чим сумарно по всіх районах, у мм. Одеса та Ізмаїл, Ізмаїльському, Болградському і Татарбунарському районах, при цьому найбільш висока захворюваність реєструвалася в Ізмаїльському районі і м. Ізмаїлі, де у 2009 р. вона вірогідно переважала над захворюваністю у всіх інших населених пунктах. У Ренійському і Кілійському районах захворюваність впродовж усього періоду була вірогідно нижча, чим сумарно по всіх районах, а тим більше по області.

Аналіз кількості захворілих в інших містах Одеської області, без Одеси та Ізмаїла, показує відсутність тенденції до лінійного росту захворюваності, а кількість захворілих від максимуму у середині періоду спостережень потім знижувалась. Отже, на відміну від сумарної захворюваності по районах, захворюваність по області в цілому визначається м. Одесою і регіоном Придунав'я.

Захворюваність дорослого населення. Показники захворюваності дорослого населення (загальної та по основним групам захворювань) характеризувались наступним чином.

Як по області, так і по всіх районах загальна захворюваність характеризувалася однаковим ростом до 2009 р., потім відзначається невеликий спад і з 2011 р. підйом захворюваності до рівня 2008-2009 р. і далі вона тримається на одному рівні до 2013 р. Хоча, розрахувати довірчі інтервали не можна, враховуючи великі обсяги вибірок і величину ПІ, можна із упевненістю говорити про високу вірогідність результатів. По всіх роках спостерігається перевищення захворюваності по області над захворюваністю по районах в 1,2 рази.

Захворюваність у мм. Одесі та Ізмаїлу, а також у Татарбунарському, Кілійському і Ізмаїльському районах перевищує захворюваність по районах, а в мм. Одесі та Ізмаїлу — навіть і по області. Тільки 2 райони Придунав'я характеризуються захворюваністю нижчою, чим сумарно по всіх районах, або на її рівні.

Інфекційна та паразитарна захворюваність дорослого населення у всіх районах і по області в цілому має однакову тенденцію до достовірного зниження від 2004 до 2008-2009 рр. з наступним достовірним і практично симетричним зростанням до 2012-2013 рр. Захворюваність по області перевищує захворюваність по районах в 1,4-1,7 рази протягом усього періоду спостережень.

Захворюваність у мм. Одесі та Ізмаїлі, а також у Татарбунарському районі вища, чим у цілому по області, а в Кілійському районі вища, чим по всіх районах. В 3 з 5 Придунайських районів (Ізмаїльському, Болградському і Ренійському) захворюваність перебуває на рівні загальної для всіх районів, а в ряді випадків і нижча. При цьому звертає на себе увагу, що м. Ізмаїл характеризується захворюваністю вірогідно в 1,8 рази більш високої, чим Ізмаїльський район.

Захворюваність новотвореннями, перебуваючи на рівні в 40 раз нижчому загальної захворюваності населення, має майже ту ж тенденцію, тобто швидкий достовірний ріст від 2004 до 2009 р., потім спад у 2010 р. і знову достовірний ріст до 2013 р. Перевищення захворюваності по області над усіма районами високо вірогідне у 1,2 рази.

У м. Одесі та Ізмаїлі, а також у Татарбунарському, Кілійському і Ізмаїльському районах захворюваність перевищує захворюваність по районах, а в м. Одесі та Ізмаїлі — навіть і по області. Тільки 2 райони Придунав'я (Болградський і Ренійський), характеризуються захворюваністю нижчою за сумарну по всіх районах.

Захворюваність крові і кровотворних органів по всіх районах характеризується невеликим, але постійним ростом протягом перших 4-х років, потім різким падінням в 1,4 рази у 2008 р. з наступним різким ростом в 1,6 рази до 2010 р., далі захворюваність практично не змінювалася. Аналогічна картина спостерігається по області в цілому. Однак, спад захворюваності у 2008 р. менш виражений, усього в 1,1 рази, хоча також статистично достовірний. Загальна тенденція до росту захворюваності дорослого населення всіх районів і області в цілому однакова і виражається у достовірному рості з 2004 по 2013 р. При цьому захворюваність по області в 1,2-1,5 рази перевищує захворюваність по всіх районах.

Захворюваність у м. Одесі в 1,2-1,4 рази вірогідно вища, чим захворюваність по області, а тим більше по районах. У м. Ізмаїлі і Ренійському районі захворюваність дещо, але не суттєво вища, чим по районах, але не досягає захворюваності по області. В інших районах Придунав'я захворюваність ще нижче. Отже на формування ІІІ захворюваності крові і кровотворних органів у дорослих по області суттєво впливає захворюваність у м. Одесі, а захворюваність у Придунав'ї істотного впливу не виявляє. Хоча слід зазначити, що у м. Ізмаїл на відміну від районів і області, а також усіх Придунайських районів, в 2008 р. спостерігався підйом, а не зниження захворюваності.

Захворюваність дорослих хворобами ендокринної системи по районах з 2004 по 2007 р. повільно, але вірогідно росте. Потім в 2008-2009 рр. відбувається стрибок захворюваності майже в 1,3 рази. В 2010 р. відбувається достовірний спад, а потім знову ріст по 2013 р. Аналогічна картина спостерігається по області в цілому, але при цьому захворюваність по області в 1,3-1,5 рази вище, чим по районах.

Із усіх розглянутих населених пунктів тільки в Одесі захворюваність протягом усього періоду вірогідно перевищує захворюваність по області, причому в стільки ж раз, що область перевищує райони — в 1,3-1,5 рази.

У м. Ізмаїлі, Болградському і Ренійському районах захворюваність дещо вища, чим у всіх районах, але суттєво нижча, чим по області. В інших Придунайських районах захворюваність ендокринної системи у дорослих нижча, чим сумарна по районах. Таким чином, можна із упевненістю говорити, що на формування ІІІ по області істотний вплив виявляє тільки захворюваність у м. Одесі.

Захворюваність системи кровообігу у дорослих як по області, так і по районах плавно і вірогідно росте з 2004 по 2007 р. Потім в 2008-2009 рр. реєструється різкий підйом захворюваності в 1,3 рази. У 2010 р. захворюваність падає в 1,2 рази і надалі незначно коливається аж до 2013 р. При цьому захворюваність по області незначно, хоча й вірогідно в 1,1 рази і менше перевищує захворюваність по всіх районах, а в 2009 р. ці два показники взагалі зрівнялися. Це невелике перевищення захворюваності в області обумовлено підвищеною у порівнянні з районами захворюваністю в м. Одесі, Ізмаїлі і в 3 з 5 районів Придунав'я: Кілійському, Татарбунарському і Ізмаїльському.

Захворюваність органів дихання дорослих як по районах, так і по області характеризується наступною тенденцією. Дуже повільний ріст захворюваності з 2004 по 2007 р. Потім різкий спад захворюваності в 1,5 рази по області та в 1,7 рази по районах. Потім різкий підйом до рівнів, які дещо перевищують захворюваність 2007 р. і далі збереження на цьому рівні. При цьому захворюваність по області протягом усього періоду в 1,2-1,4 рази вірогідно перевищує захворюваність по всіх районах.

Тільки в м. Одесі захворюваність вірогідно перевищила захворюваність по області, а тим більше по районах. У м. Ізмаїлі і Татарбунарському районі захворюваність була вищою, чим у всіх районах, але нижчою, чим в області в цілому. В інших 4 районах Придунав'я захворюваність була навіть нижче, чим по всіх районах.

Таким чином, можна вірогідно стверджувати, що на захворюваність по області в цілому вплив виявляє тільки м. Одеса, а придунайський регіон практично не відрізняється по захворюваності від інших районів.

Захворюваність органів травлення дорослого населення по області і районах має загальну тенденцію. До 2007 р. захворюваність дуже повільно зростає. Потім у 2008-2009 рр. відбувається різкий стрибок захворюваності. У 2010 р. захворюваність падає до рівня, що трохи перевищує рівень 2007 р., і зберігається на цьому рівні до 2013 р. При цьому протягом усього періоду захворюваність по області вірогідно перевищує захворюваність по районах в 1,4-1,5 рази.

У мм. Одесі та Ізмаїлі захворюваність вірогідно перевищує захворюваність по області, а тим більше по районах. В 4 Придунайських районах захворюваність перевищила захворюваність по районах, хоча й була трохи нижчою, чим по області. Тільки в Ренійському районі захворюваність органів травлення дорослих була вірогідно нижча, чим загальна по всіх районах.

5.3. Показники смертності населення

Аналіз коефіцієнтів смертності дітей у віці до року показав, що смертність дітей у віці до 1 року по області має загальну тенденцію до зниження протягом усього періоду з 1990 по 2013 р. з невеликим підйомом у 2006-2007 рр. Аналогічна тенденція в мм. Одеса, Ізмаїл, Ізмаїльському і Кілійському районах, де смертність суттєво не відрізняється від смертності по області.

Дещо інша картина спостерігається у Болградському, Ренійському і Татарбунарському районах (рис. 5). У Болградському і Ренійському районах зниження смертності до 2008 р. більш виражене. Далі смертність росте швидше, чим у цілому по області: перевищення у 2011 р. досягає 1,6 і 1,9 рази відповідно.

Однак, статистично це не підтверджується, що можна пояснити невеликою чисельністю і незначним коефіцієнтом смертності, через що довірчі інтервали перетинаються. Але на рис. 5 видно чітку тенденцію такого процесу. У Ренійському районі у 2011 р. $\chi^2=29,632$, що вказує на високу вірогідність перевищення

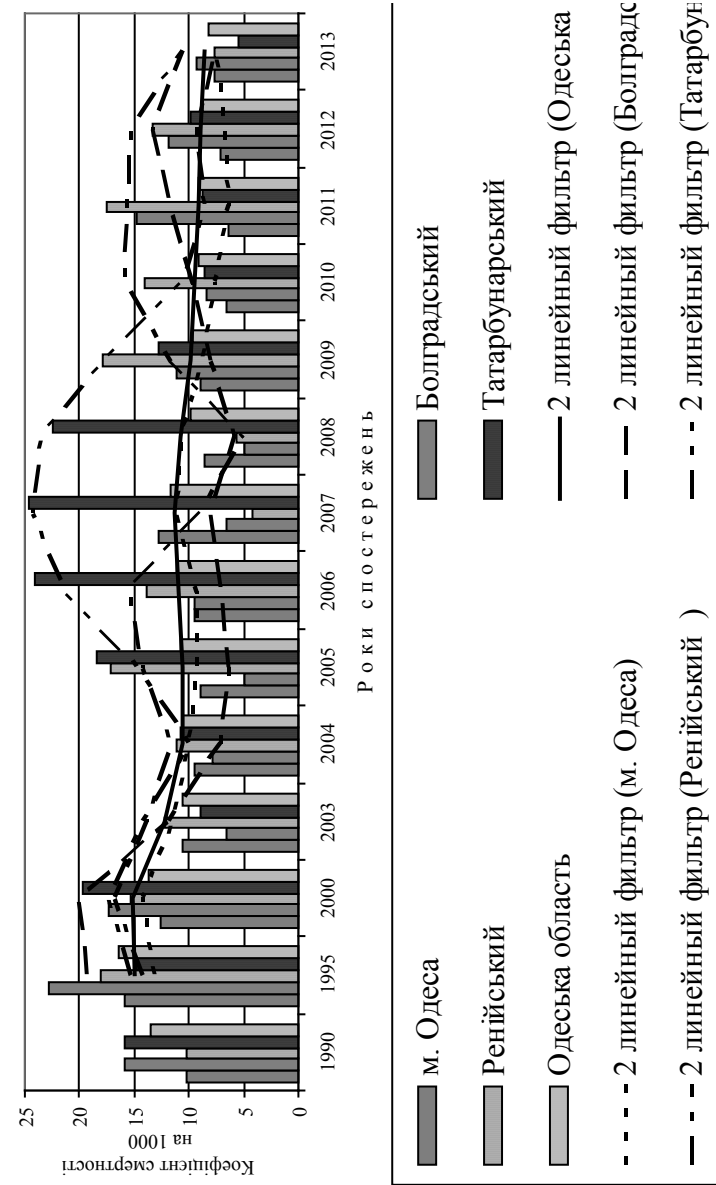


Рис. 5 Коефіцієнти смертності дітей у віці до 1 року по Одеській області, м. Одеса, Болградському, Ренійському та Татарбунарському районам

смертності в цьому районі над областю. У Татарбунарському районі смертність вірогідно перевищувала цей показник по області у 2006-2008 рр., а наприкінці періоду спостереження вона практично зрівнялася зі смертністю по області.

Аналіз загальної смертності населення в регіоні свідчить про наступне: м. Одеса характеризується протягом усього періоду вірогідно більш низькою смертністю дорослого населення, чим область у цілому в середньому в 1,2 рази. У той же час у всьому Придунайському регіоні, включаючи м. Ізмаїл, смертність в 1,03-1,2 рази вища, чим в області. При цьому відзначається тенденція до невеликого, але достовірного зниженню смертності протягом усього періоду спостережень.

При аналізі смертності населення від інфекційних і паразитарних хвороб встановлено, що м. Одеса характеризується протягом усього періоду вірогідно більш високої в 1,3 рази смертністю у порівнянні з областю. У той же час, усі Придунайські райони, включаючи м. Ізмаїл, визначають цю смертність в 1,1 — 2,5 рази нижче, чим область. При цьому чітко прослідковується тенденція поступового зниження смертності від 2005 до 2013 р.

Щодо смертності населення від новоутворень слід зазначити, що м. Одеса, Ізмаїл, а також Болградський і Ренійський райони характеризуються смертністю в 1,02 (Ренійський район) до 1,4 (м. Ізмаїл) рази вірогідно вищою, чим у цілому по області. У Татарбунарському, Ізмаїльському і Кілійському районах смертність від новоутворень у середньому нижча, чим по області, але в окремі роки, особливо на початку періоду спостережень, вона перевищувала смертність по області, а потім знизилася швидше, чим в області. У цілому по всьому регіону відзначається тенденція до невеликого зниження смертності протягом 2005-2013 рр., хоча в окремі роки по різних населених пунктах реєструвалися невеликі підйоми смертності.

Смертність населення від захворювань системи кровообігу характеризувалась більш низькою смертністю, чим по області, у м. Одеса (1,25 рази) і м. Ізмаїл (в 1,03 рази) у середньому за весь період. У всіх 5 районах Придунав'я смертність вірогідно вища в середньому від 1,06 у Болградському районі до 1,32 рази у Кілійському районі. По 4 районах Придунав'я, крім Кілійського, про-

слідковується невелика тенденція до зниження смертності. По м. Одесі та Ізмаїлу такої тенденції простежити не вдається.

Дані про смертність населення від захворювань органів дихання свідчать, що у м. Одесі та Ізмаїлі, а також у Кілійському районі смертність вірогідно нижча, чим по області, хоча в м. Ізмаїлу у 2005-2007 рр. вона була вищою, але потім різко знизилася. У середньому за весь період смертність у м. Ізмаїлі, Одесі і Кілійському районі нижча, чим по області відповідно в 1,28, 1,78 і 2,35 рази. У Ренійському районі зниження смертності до рівня нижчого по області відбулося тільки з 2010 р. У Болградському, Ізмаїльському і Татарбунарському районах смертність у середньому відповідно в 1,25, 1,29 і 1,65 рази нижча, чим по області. При цьому по всьому регіону чітко прослідковується тенденція зниження смертності від 2005 до 2013 р.

Аналіз смертності населення від захворювань органів травлення показав, що вона у м. Ізмаїлі та Одесі відповідно в 1,05 і 1,1 рази в середньому нижча, чим по області. При цьому відмінність між областю та Ізмаїлом статистично не доведена, однак, той факт, що ця відмінність прослідковується протягом усіх 9 років спостережень дозволяє зробити висновок про його вірогідність. В інших 5 районах Придунав'я смертність від захворювань органів травлення вища, чим в області від 1,11 рази у Татарбунарському до 1,46 рази в Ренійському районі. У цілому прослідковується тенденція до зниження смертності протягом періоду спостережень, хоча в окремі роки були невеликі підйоми.

Отримані результати [2-4] дозволяють зробити наступні висновки:

Математичний аналіз взаємозв'язку захворюваності населення гастроентероколітами встановленої етіології (ГВЕ), гастроентероколітами невстановленої етіології (ГНЕ) і вірусним гепатитом А (ВГА) в м. Ізмаїл, Болград, Кілія, Рені із виділенням кишкових вірусів (ВГА, РВ, АВ, ЕВ, РеВ) з водопровідної води показав конгрегаційний (статистично достовірний за роками) характер розподілу. Це є непрямим свідченням впливу вірусів на захворюваність кишковими інфекціями в цьому регіоні, що тим більш ймовірно у зв'язку з низькою ефективністю очищення поверхневих та стічних вод (розділ 3).

Визначення груп біоценозу вірусів у питній воді зазначених міст показало, що АВ є домінантною, РеВ і РВ — субдомінантною, ВГА і ЕВ — мінорною компонентою біоценозу. Домінантність АВ підтверджується даними літератури і свідчить про необхідність типування цих вірусів у воді, верифікації цих збудників у хворих і епідеміологічної оцінки такого взаємозв'язку.

Найбільше різноманіття біоценозу вірусів у питній воді в м. Болград (1,6994) і Кілія (2,0635), як ознака можливої зміни домінування вірусів у ценозах, може пояснюватися тим, що ці населені пункти водопостачаються із поверхневих водозаборів (оз. Ялпуг і р. Дунай відповідно), які більшою мірою, ніж підземні (м. Ізмаїл, Рені), потерпають від забруднення неочищеними або недостатньо очищеними стічно-фекальними водами.

Аналіз захворюваності дітей і дорослих інфекційними та неінфекційними хворобами у м. Одеса, Ізмаїл, районах Придунав'я у порівнянні з даними по районам та в цілому по Одеській області за вивчений період (2004-2013 рр.) показав наступне. Захворюваність у Придунайському регіоні (особливо в м. Ізмаїл та окремих районах, які варіюються в залежності від груп хвороб) вірогідно вища ($\chi^2 \geq 3,841$) по всім групам інфекційних захворювань (за винятком ВГА): сумі гострих кишкових захворювань (ГКЗ); ентеритам, викликаним іншими встановленими збудниками (дітей віком 0-14 років); гастроентероколітам дорослих; інфекційним та паразитарним хворобам дорослих, підлітків та дітей 1-го року життя; кишковим інфекціям дітей 1-го року, гострим кишковим інфекціям не встановленим дітей віком 0-14 років. Для неінфекційної захворюваності характерне стистично достовірне перевищення для захворюваності дітей 1-го року життя (вроджені аномалії, хвороби крові та кровотворних органів, нервової системи та органів чуття, органів дихання, органів травлення); підлітків (загальна, новоутворення, хвороби ендокринної системи, органів дихання, органів травлення); дорослого населення (новоутворення, хвороби системи кровообігу, органів травлення). Встановлено тенденцію до зниження смертності дітей у віці до року та дорослих (загальна, від інфекційних і паразитарних хвороб, новоутворень, захворювань системи кровообігу, органів дихання, органів травлення).

Зважаючи на низьку якість води всіх видів користування (питна, поверхневих джерел, стічна) можна з певною долею вірогідності стверджувати про вагомий роль води як фактору ризику у виявленій захворюваності, рівень і характер якої вимагають спеціального вивчення із залученням сучасних методів молекулярно-епідеміологічних досліджень, що передбачає також порівняння з аналогічною захворюваністю в цьому регіоні в Румунії і Молдові.

ЛІТЕРАТУРА

1. Антомонов М. Ю. Математическая обработка и анализ медико-биологических данных / М. Ю. Антомонов. — К., 2006. — 558 с.
2. Характеристика заболеваемости кишечными инфекциями населения Украинского Придунавья: к анализу вклада водного фактора / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокиенко, А.Б. Садкова [и др.] / Актуальні проблеми транспортної медицини: навколишнє середовище; професійне здоров'я; патологія. — 2015. — № 1. — С. 36 — 45.
3. Ковальчук Л.Й. Порівняльна характеристика захворюваності дизентерією і сальмонельозами дитячого та дорослого населення Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, В.М. Закусило / Вісник морської медицини. — 2015. — №3. — С. — 86 — 91.
4. Ковальчук Л.Й. Характеристика захворюваності деякими кишковими інфекціями населення Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, В.М. Закусило // «Проблеми військової охорони здоров'я». Збірник наукових праць Української військово-медичної академії. — Вип. 44. — Т.2. — К., 2015. — С. 167 — 174.

РОЗДІЛ 6

ОЦІНКА РИЗИКУ ВОДНОГО ФАКТОРА ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ

6.1. Аналіз сучасних методичних підходів

У методології аналізу ризику виділяють два основні пов'язані між собою, але принципово відмінні компоненти: оцінка ризику для здоров'я людини як медико-біологічне і гігієнічне завдання і управління ризиком як комплексне соціальне, економічне і політичне завдання [1].

Моделі, які використовують для розрахунків ризику, включають, як мінімум, три рівні: індивід; група (відібрана за умовами експозиції, за соціальною структурою або за статевіковими ознаками); популяція населеного пункту або регіону. Найбільш важливими в цьому випадку представляються індивідуальний і популяційний рівні.

Слід зазначити, що сьогодні провідними гігієністами та екологами України на основі системного аналізу міжнародного досвіду використання концепції оцінки ризику здоров'ю створена теоретична методологічна база по використанню цієї концепції в нашій країні [2-8].

Автори [10, вступ] відзначають, що в Україні концепцією ризику в оцінці впливу факторів навколишнього середовища практично не користуються. Дослідження, в основному, обмежуються констатацією факту погіршення стану здоров'я, тобто ідентифікацією загрози, яка виникає під впливом дії шкідливих факторів навколишнього середовища, а система гігієнічного регламентування, прийнята на сьогодні, для забезпечення ефективної профілактики шкідливого впливу і гармонізації із загальноприйнятими у світовому співтоваристві уявленнями, вимагає практичного використання методів оцінки ризику.

Вченими зроблено висновок про те, що оцінка ризику відіграє особливу роль в оптимізації відбору пріоритетних факторів

для моніторингу, визначенні джерел забруднення навколишнього середовища, виборі точок і засобів для контролю експозицій, обґрунтуванні вибору індикаторних показників для середовищ, які впливають, і популяцій, які експонуються.

При цьому визначені основні поняття, загальний опис методології оцінки ризику, ідентифікація шкідливого фактора (факторів), оцінка експозицій, оцінка залежностей «доза-відповідь», характеристика ризику, зв'язок між оцінкою ризику і управлінням ним.

Роботою [3] почата серія публікацій про проблему використання в Україні методології оцінки ризику здоров'ю населення від несприятливих шкідливих факторів. Автори вважають, що на практиці найбільш прийнятні для використання чотири види ризиків: відносний, атрибутивний, атрибутивнопопуляційний і популяційна фракція атрибутивного ризику. Наведено аналіз недоліків при використанні математичних моделей для кількісної оцінки ризику: їх вибір впливає на розрахункову дозу, яка відповідає певному рівню ризику; дані про залежності реакції від дози можуть однаково відповідати будь-якій моделі, не даючи статистичної основи для прогнозування реакції при низьких дозах; моделі не враховують впливи декількох хімічних сполук; моделі припускають розрахунки ризику тільки для різних груп населення, а не для окремих осіб.

Автори вважають, що в основі стратегії управління екологічною безпекою України повинна лежати концепція ненульового ризику, що визнає факт неможливості досягнення абсолютної безпеки. Існуюча ж концепція нульового ризику завдала значної шкоди народному господарству, навколишньому середовищу і здоров'ю населення України.

Індивідуальне сприйняття ризику здоров'ю тісно пов'язане із соціальним статусом і культурними традиціями. Принциповим моментом у теорії ризиків є поняття і кількісна оцінка фонових рівнів.

Схема управління ризиком повинна включати етапи визначення проблеми, формулювання завдання, аналіз структури ризику, виділення і оцінку альтернативних контрзаходів, реалізацію заходів.

У роботі [4] відзначається, що в Україні недостатня увага приділяється проблемі оцінки різних факторів ризику здоров'ю, оскільки знання і можливості по ліквідації факторів небезпеки для здоров'я використовуються далеко не повністю. Автор вважає, що організаційними заходами щодо управління факторами ризику здоров'ю повинні бути: кількісне визначення окремих факторів; аналіз ефективності витрат; сприйняття ризиків, передача інформації; керування ризиком; політика в галузі охорони здоров'я населення. У роботі відзначається, що успішна ліквідація небезпеки для здоров'я припускає участь багатьох представників суспільства, єднання наукового і соціального прогресу, відкрите спілкування і діалог, оскільки аналіз ризиків це захід не тільки науковий, але й політичний.

Докладний огляд літератури по проблемі методології оцінки ризиків наведено в [5]. Автори з позицій провідних спеціалістів України в галузі гігієни та екології дають оцінку методології ризиків і рекомендації з її впровадження.

Запропоновані методичні підходи [6] для ідентифікації факторів ризику навколишнього середовища здоров'ю населення, які можуть бути рекомендовані для практичного використання: визнання ймовірності, що фактор ризику виникає при виявленні односпрямованої кореляції між наявністю (або ростом) ознаки і наявністю (або ростом) явища, яке вивчається; цей зв'язок повинен бути послідовним в часі, а для його виявлення необхідне проведення перспективних досліджень; повинна бути повторюваність виявленого зв'язку, а якщо ні, то треба шукати інші закономірності; ознака вважається фактором ризику доти, поки його зв'язок із захворюваністю є самостійним і незалежним; ознака вважається фактором ризику в тих випадках, коли його зв'язок із захворюваністю залишається до кінця нерозпізнаним і оцінюється як ймовірність.

Запропоновано [7] виділяти чотири основні напрямки в оцінці ризику: інженерний (для розрахунків ймовірних аварій); модельний (складання математичних моделей процесів, які приводять до небажаних наслідків для людини і навколишнього середовища при використанні шкідливих хімічних сполук); експертний (для

ймовірнісної оцінки тих або інших явищ, пов'язаних з ризиком); соціальний (розуміння населенням і окремими групами того або іншого ризику).

Слід зазначити, що в Україні тільки формується база нормативних гігієнічних документів по оцінці ризику здоров'ю населення. На сьогодні МОЗ України затверджені методичні рекомендації з оцінки ризику здоров'ю населення у зв'язку із забрудненням атмосферного повітря. В екологів ця методологія використовується значно більш успішно. Так, наприклад, за допомогою методів математичного моделювання [8] представлена оцінка ризику впливу хімічних сполук на здоров'я населення у зв'язку із проблемою використання пестицидів в Україні.

За допомогою системного аналізу і моделювання в системі «пестициди – навколишнє середовище – здоров'я населення» автор [8] узагальнив дані та інформацію, отриману великою кількістю наукових і практичних установ у єдину математичну модель.

Вивчена частота захворюваності населення різними нозологічними групами і формами за допомогою математичних моделей.

Встановлено, що серед розглянутих хвороб найбільший сумарний ризик мають такі нозологічні форми як хронічні хвороби мигдалин і аденоїдів (97.44), гострі інфекції верхніх дихальних шляхів, грип (396.19), а найбільш високий ступінь впливу на захворюваність населення мають хлорорганічні пестициди, найбільш низьку – гербіциди.

Певний професійний інтерес для розв'язання проблеми впровадження в практику методології оцінки ризиків для здоров'я в Україні представляє інформація про форми впровадження цієї методології в Росії [9-23].

Оцінка ризику для здоров'я людини – це кількісна і/або якісна характеристика шкідливих ефектів, здатних розвинути в результаті впливу факторів середовища проживання людини на конкретну групу людей при специфічних умовах експозиції.

Аналіз нормативних документів РФ по проблемі оцінки ризику здоров'ю свідчить, що вони регламентують наступні розділи досліджень.

Перший етап – «Ідентифікація небезпеки» включає:

а) збір і оцінку даних з метою визначення джерел забруднення й установлення найбільш повного переліку шкідливих факторів;

б) характеристику токсичності шкідливих факторів (кількісна і якісна інформація, припустимі рівні), а також встановлення характеру ефектів їх шкідливої дії.

Другий етап – «Оцінка експозиції» – включає отримання інформації про реальні дозові навантаження тих або інших груп населення.

Третій етап – «Оцінка залежності доза-ефект» – включає кількісну характеристику токсикологічної інформації і встановлення зв'язку між дозою, що впливає, забруднюючих речовин та випадками шкідливих ефектів у популяції, яка експонується.

Методологія оцінки ризику припускає два загальні постулати:

для канцерогенних речовин передбачається, що їх шкідливі ефекти можуть виникати при будь-якій дозі, що викликає ініціювання ушкоджень генетичного матеріалу;

для неканцерогенних речовин передбачається існування граничних рівнів, нижче яких шкідливі ефекти не виникають.

Четвертий етап – «Характеристика ризику» – включає інтеграцію даних про небезпеку аналізованих хімічних речовин, величини експозиції, параметри залежності «доза-ефект» тощо, отриманих на всіх попередніх етапах досліджень, з метою кількісної і якісної оцінки ризику, виявлення та оцінки порівняльної значимості існуючих проблем для здоров'я населення. Характеристика ризику є сполучним ланцюгом між власне оцінкою ризику для здоров'я і управлінням ризиком.

Сьогодні в Україні ведуться дослідження з проблеми перегляду величин гігієнічних нормативів – гранично допустимих концентрацій (ГДК) з позицій ризику і оцінки безпеки для здоров'я людини і факторів навколишнього середовища [24]. Автори стверджують, що критерієм шкідливості при встановленні цих нормативів найчастіше служили грубі показники, а ранні порушення стану організму без виражених органічних змін майже ігнорувалися. На

думку авторів, ці підходи необхідно об'єднати і, залишивши ГДК як нормативну величину для контролю за станом навколишнього середовища, доповнити її еквівалентними показниками ризику для оцінки і прогнозу стану здоров'я людини залежно від рівня забруднення. У даній роботі обґрунтована методологія можливості використання показників ризику при обґрунтуванні ГДК.

Автор [25] висловлює думку провідних гігієністів та екологів України щодо раціональності і необхідності впровадження в природоохоронну практику методології оцінки ризику здоров'ю населення у зв'язку із впливом факторів навколишнього середовища і, в першу чергу, хімічних факторів.

Для впровадження в Україні методології оцінки ризику здоров'ю населення необхідне прийняття відповідного Закону, а також Постанов Кабінету Міністрів і Головного державного санітарного лікаря України.

На основі законодавчої бази необхідний розвиток подальших досліджень із проблем оцінки молекулярно-генетичними методами індивідуальної чутливості людини до дії різних шкідливих факторів.

Особливу увагу слід приділити розвитку досліджень, спрямованих на вдосконалення методів прогнозу, виміру і оцінки рівнів експозицій факторів навколишнього середовища на різні групи населення. Цими напрямками є: дослідження з проблем розробки методів оцінки ризиків здоров'ю населення від впливу різних фізичних факторів навколишнього середовища, удосконалення методологічної бази еколого-гігієнічного нормування і визначення пріоритетних показників якості середовища проживання людини, розробка принципів і методів встановлення регіональних рівнів мінімального або цільового ризику та відповідних їм концентрацій хімічних речовин у різних середовищах, які доцільно використовувати для встановлення регіональних гігієнічних нормативів вмісту хімічних речовин у різних об'єктах навколишнього середовища.

Важливими напрямками наукових досліджень в Україні для успішного впровадження в практику методології оцінки ризику здоров'ю є оцінка агрегованих і кумулятивних ризиків, обумовлених багатосередовищними і мікросередовищними впливами хіміч-

них сполук, розробка регіональних параметрів експозиції для різних вікових груп (часу перебування в різних середовищах, добовій активності, показники споживання питної води, продуктів тощо), удосконалення методик і вимог до збору, узагальненню і аналізу інформації про якість навколишнього середовища, впровадження комп'ютерних програм по аспектах моделювання процесів, обліку і контролю еколого-гігієнічної ситуації, розробка уніфікованих методик оцінки ефективності впровадження методології оцінки ризиків здоров'ю тощо.

Існуючі сьогодні методи розрахунків відносного ризику для здоров'я населення тією чи іншою мірою засновані на оцінці співвідношення між «дозою» забруднювача або діючого фактора і виникаючим у результаті «ефектом», який може проявлятися як виникненням швидких реакцій у вигляді інфекційних захворювань або гострих отруєнь (якщо дози впливу великі), так і відтерміновано, «відкладено», наприклад, ростом захворюваності певною нозологією, але через якийсь час – часовий лаг. Часовий лаг – розрив у часі між двома або декількома подіями, що перебувають у причинно-наслідковому зв'язку, наприклад, між дією фактора і виникненням захворювання. Облік цього тимчасового лага і визначення його тривалості може бути окремим, досить складним, завданням. Це обумовлено різним часом розвитку відповідної реакції організму на певний вплив (наприклад, короткий інкубаційний період розвитку інфекційного захворювання або тривалий процес формування каменів у нирках при вживанні води певного хімічного складу).

У сучасній літературі поняття «небезпека» і «ризик» при вивченні впливу факторів навколишнього середовища на стан здоров'я населення зводяться, в основному, до розробки інтегрованих критеріїв якості навколишнього середовища. Причому під умовною небезпекою, як правило, розуміють ступінь зростання ймовірності (ризик) розвитку несприятливих ефектів і їх виразності (тобто медико-біологічної і соціальної значимості) у випадку певного перевищення гранично допустимої концентрації (ГДК) протягом заданого проміжку часу. Умовною ця небезпека названа тому, що її оцінка обмежена наявними на сьогодні даними

про шкідливі ефекти, викликані дослідженими концентраціями хімічних речовин. На відміну від показників потенційної небезпеки, розглянуте поняття відбиває прогнозований ризик і вагу впливу концентрацій, у певне число разів перевищуючих ГДК. Тому під терміном «умовний ризик» розуміється якась функція, що інтегрально відбиває ймовірність і вагу можливих біологічних відповідей на вплив забруднювача. У розрахунки за такою методикою вводяться значення як фактичної концентрації забруднювача, так і величина перевищення ГДК. Вхідними даними для таких розрахунків служать значення концентрації забруднювачів і ГДК.

Відомі моделі оцінки ризику здоров'ю населення від хімічних сполук у питній воді наступні.

Для токсикантів (не канцерогенів) стандартна формула розрахунків «прийняттого щоденного введення» («acceptable daily intake» ADI) виглядає в такий спосіб:

$$ADI = NOAEL \text{ або } LOAEL/UF,$$

- де: NOAEL – рівень відсутності спостережуваного негативного впливу;
LOAEL – рівень найнижчого спостережуваного негативного впливу;
UF – фактор невизначеності.

Директивний рівень (guideline value GV) обчислюють по формулі:

$$GV = ADI \cdot BW \cdot P/C,$$

- де: BW – вага тіла (60 kg для дорослих, 10 kg для дітей, 5 kg для немовлят);
P – фракція ADI у питній воді;
C – щоденне споживання питної води (2 l для дорослих, 1 l для дітей, 0,75 l для немовлят) [26].

За методикою EPA [27] канцерогенний ризик при вмісті хлороформу у питній воді на рівні 1 мг/л розраховується за умови щоденного споживання даної води протягом усього життя людини. На цей же строк визначений і норматив для розрахунків ризику. Середня кількість щодня споживаної усередину води приймається як 3 l, середня вага людини – 70 kg. Таким чином, щодня в цих умо-

вах людина споживає з питною водою хлороформ у дозі (Lifetime daily average dose — ADD):

$$\text{ADD} = 3 \text{ l} \times 1 \text{ mg/l} / 70 \text{ kg} = 0,043 \text{ mg/kg}$$

Величина ризику становить, при використанні лінійної моделі:

$$\text{Risk} = 0,031 \times 0,043 = 0,00133$$

При використанні експонентної моделі значення аналогічне:

$$\text{Risk} = 1 - \exp(-0,031 \times 0,043) = 0,00133$$

Це рівноцінно 1330 додатковим випадкам захворювань раком на мільйон людей, що постійно споживають таку воду.

Найпоширеніша модель розрахунків рівнів мікробного ризику викладена в останньому виданні Керівництва ВООЗ щодо якості питної води [3, розділ 1], в основі якої перебуває якість необробленої води (CR) (мікро-організмів/л) за пріоритетними контамінантами – збудниками водно-обумовлених інфекцій: бактеріальним (*Campylobacter*), вірусним (*Rotavirus*) і паразитарним (*Cryptosporidium*). Розрахунки ризику діарейної інфекції в рік за наявності забруднення води на рівні 100; 10; 10 мікроорганізмів/літр відповідно показали наступне: *Campylobacter* – $2,5 \cdot 10^{-4}$; *Cryptosporidium* – $6,4 \cdot 10^{-4}$; *Rotavirus* – $1,6 \cdot 10^{-3}$.

На підставі даної моделі розраховані рівні мікробного ризику ряду патогенів, що передаються водою, які за даними різних авторів [9, розділ 1] представлені в табл. 6.1.

Таблиця 6.1

Рівні мікробного ризику деяких патогенів, що передаються водою

Найменування	Рівень ризику
<i>Aeromonas hydrophila</i>	$7,3 \cdot 10^{-9}$
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	$9 \cdot 10^{-2}$ (для осіб, що одержують антибіотикотерапію)
<i>Campylobacter</i>	$2,5 \cdot 10^{-4}$
<i>Nontuberculous mycobacteria</i>	$1,8 \cdot 10^{-5}$
<i>Adenovirus</i>	$8,3 \cdot 10^{-5}$ — $8,3 \cdot 10^{-3}$
<i>Coxsackie B virus</i>	$3,91 \cdot 10^{-3}$ — $7,4 \cdot 10^{-3}$
<i>Rotavirus</i>	$5 \cdot 10^{-1}$ — $2,45 \cdot 10^{-3}$
<i>Cryptosporidium parvum</i>	$1 \cdot 10^{-6}$

Продовження табл. 6.1

<i>Giardia intestinalis</i>	$4,8 \cdot 10^{-3}$ (для систем, що використовують забруднені поверхневі води); $1,3 \times 10^{-4}$ (для підземних вод)
<i>Naegleria fowleri</i>	$8,5 \cdot 10^{-8}$ (при плаванні або водних процедурах)

На думку автора [10, вступ] методики оцінки ризику потребують подальшого розвитку. Будь-яке обчислення ризику в значній мірі залежить від можливої оцінки шляхів зараження питної води, інфекційної дози і сприйнятливості населення. Хоча спроби оцінки ризиків від патогенів питної води в деяких випадках моделюють і дійсно приблизно прогнозують сферу дії хвороби [28], невизначеність занадто велика. Необхідні вдосконалені методики оцінки ризику, які б брали до уваги нерівномірний розподіл патогенів у питній воді [29], включали б кращі оцінки інфекційної дози і могли б більш точно передбачити інфекційність мікроорганізму в природних умовах [30, 31]. Крім того, для точних оцінок необхідне включення в моделі визначення ризику зараження взаємодій серед мікробів і між мікробами і хімічними речовинам, як це зараз робиться для окремих хімічних сполук [32].

З точки зору авторів аналітичного огляду [33], методологія оцінки ризику мікробної контамінації води повинна включати п'ять компонентів, які зручніше розглядати як етапи: 1) всебічна оцінка бази даних по проблемі, включаючи ідентифікацію методів і моделей дослідження ризику; 2) використання двох моделей для подальшої оцінки: статичної (конкретний індивідуум) і динамічної (популяція); 3) диференціація двох моделей залежно від умов, при яких моделі прогнозують подібні або суттєво різні оцінки ризику: для ідентифікації інфекційного агента досить використовувати менш складну статичну модель, тоді як соціологічні і епідеміологічні дослідження з врахуванням якості води припускають застосування другої моделі; 4) аналіз отриманих даних для розробки нових або корекції існуючих праворегулюючих документів; 5) комп'ютерна ідентифікація критеріїв з розробкою прогнозу оцінки для регулюючих і/або муніципальних органів у кожному конкретному випадку.

6.2 Алгоритм та математична модель впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення

У науковому плані методологічною основою забезпечення хімічної та біологічної безпеки населення є дослідження з гігієнічного нормування цих факторів з установленням їх рівнів, безпечних для живих організмів і насамперед для людини, в першу чергу, на основі епідеміологічного моделювання і репрезентативних по вибірці епідеміологічних досліджень з використанням методології аналізу ризиків, оцінки можливих економічних збитків здоров'ю населення і стану навколишнього середовища. У свою чергу, складовою частиною епідеміологічних робіт є біомоніторинг, який ґрунтується на системному дослідженні біомаркерів, що представляють, у широкому розумінні, різні показники впливу, чутливості і ефекту та характеризують взаємодію досліджуваної біологічної структури з факторами фізичної, хімічної і біологічної природи.

Основними ризиками, що представляють загрозу здоров'ю населення і визначають пріоритетність відповідних науково-практичних досліджень, є соціальні ризики, пов'язані з рівнем і способом життя, впливом генетичних і біологічних факторів, станом системи охорони здоров'я; факторні ризики проживання (хімічні, мікробіологічні, фізичні, виробничі); ризики аварійних викидів і скидань небезпечних хімічних і радіоактивних речовин, небезпечних відходів; ризики, пов'язані з опосередкованим впливом шкідливих факторів через екологічні системи.

У методологічному аспекті оцінка впливу несприятливих факторів навколишнього середовища включає три основних вектори: соціально-гігієнічний і екологічний моніторинг; епідеміологічні дослідження; оцінка ризику здоров'ю населення і навколишньому середовищу [98, розділ 3].

Як зазначено на початку цього розділу, в Україні концепцією ризику в оцінці впливу факторів довкілля практично не користуються [10, вступ]. Тому закономірна задача даного дослідження полягала у визначенні такого ризику для здоров'я населення Україн-

ського Придунав'я, яке, що обґрунтовано вище, потерпає від певних екологічних та санітарно-епідеміологічних негараздів.

На першому етапі нами розроблено Алгоритм впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення (рис. 6.1). Принципова відмінність даної ідеї від попередніх полягає у спробі інтегрального підходу до проблеми з урахуванням взаємопов'язаної дії двох факторів: біологічного у вигляді різних хвороботворних мікроорганізмів, які можуть діяти безпосередньо (бактерії, віруси, найпростіші), або опосередковано (ціанобактерії внаслідок ціанотоксинів, які вони продукують), та хімічного, який впливає теж безпосередньо, як ксенобіотик, та опосередковано шляхом трансформуючих впливів на мікробіоту [23, вступ].

Стосовно впливу хімічних забруднювачів на стан потенційно патогенних біологічних контамінантів слід враховувати попередні дослідження, за якими забруднення морської води змінює життєдіяльність патогенних і санітарно-показових бактерій. Встановлено, що окремі ділянки прибережних вод Чорного моря можуть характеризуватися значним хімічним і мікробним забрудненням, що перевищує ГДК і санітарні вимоги. При цьому, поверхнево-активні речовини (ПАР) і нафтопродукти у концентраціях, що перевищують ГДК в 10 і більше разів, можуть стимулювати розмноження патогенних і санітарно-показових мікроорганізмів, подовжувати строки їх виживання в морській воді. Ці речовини сприяють підвищенню стійкості сальмонелл до впливу факторів навколишнього середовища шляхом зміни вірулентності, культуральних, біохімічних і серологічних властивостей. Автори приходять до узагальнюючого висновку, що в прибережних морських водах при колі-індексі більше 1000, а також при показниках забруднення води ПАР і нафтопродуктами, які перевищують ГДК у воді в 10 і більше разів, загальноприйнятні критерії епідемічної безпеки води – колі-індекс і загальна кількість мікроорганізмів – можуть втрачати своє індикаторне значення, у зв'язку з чим необхідно безпосереднє визначення у воді патогенних ентеробактерій [34].

Незважаючи на те, що виявлене нами хімічне забруднення, зокрема CO₃, значно нижче тих рівнів, які можуть впливати на

мікробіоту, в цій ситуації слід враховувати дві обставини. Перше: низькі концентрації ксенобіотиків можуть виявляти стимулюючий, так званий горметичний вплив на мікробіоту [35]. Друге: як зазначено у розділі 1.1, домінуючою (99,9 %) формою існування мікроорганізмів у навколишньому (водному) середовищі є біоплівка [22, 23, розділ 1] як оптимальний субстрат для горизонтальної передачі генів резистентності і вірулентності між різними представниками аутохтонної, санітарно-показової, умовно-патогенної і патогенної мікробіоти [9, розділ 1]. Особливу роль у цій ситуації відіграє седиментація біологічних та хімічних забруднювачів у мулові відкладання, де не тільки продовжується, а інтенсифікується процес взаємодії контамінантів.

Мета другого етапу полягала у побудові узагальненої, агрегованої оцінки якості води, яку використовують для питних і господарсько-побутових потреб, – на прикладі одного з поверхневих водоемів регіону. Ця задача була сформульована так, щоб отримана оцінка враховувала б якомога більшу кількість реальних забруднювачів і інших факторів впливу на якість води.

У нинішніх актуальних задачах управління взагалі і екологічних задачах зокрема, така постановка не є новою: часто виникають ситуації, коли якийсь складний об'єкт описується цілим рядом локальних показників, а конструктору, розробнику, лікарю або адміністратору важливо одержати узагальнену, інтегральну оцінку даного об'єкта. При цьому бажано, щоб така оцінка базувалася на широкій гамі діючих локальних характеристик.

Відомо, що для оцінки якості води існує цілий ряд нормативних документів (ДСТУ, методики, інструкції і правила), які передбачають ГДК полутантів, хімічних і мікробіологічних характеристик води, вміст вірусів, важких металів тощо з метою оцінки придатності води даної дослідженої водойми для питних і господарсько-побутових потреб. Однак, дотепер не відомі спроби провести вимір якості води на базі обліку можливо більш повного переліку реально діючих факторів. У нашому випадку розглянута саме така задача.

У ряді робіт, присвячених задачам кваліметрії, тобто кількісної оцінки деякої якості, використовується техніка факторного

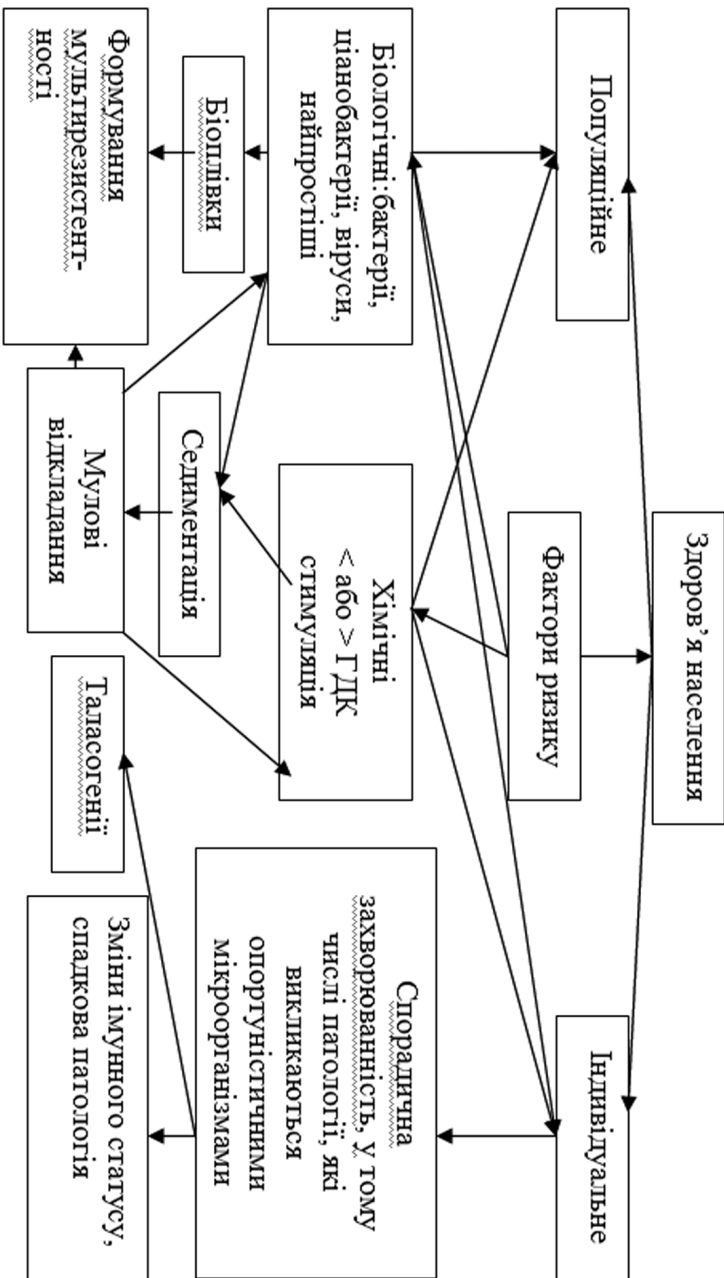


Рис. 6.1 Алгоритм впливу води поверхневих водоемів як фактора ризику для здоров'я населення

аналізу, розробленого на стику математики і системних досліджень в 60-х – 70-х роках, зокрема, такий різновид факторного аналізу, як метод головних компонентів.

Факторний аналіз був розроблений саме для розв'язання задач стиску інформації (або добування найбільшої інформації) при наявності великої кількості певних ознак, що описують якусь предметну область, і при відсутності кінцевого результуючого чинника, який адекватно описує дану область. «Факторами» називалися певні синтетичні показники, отримані комбінаційними методами з наявних первинних локальних показників, при цьому одним із критеріїв побудови і відбору такого комбінованого показника служив максимум інформації, що зберігається в ньому, про весь аналізований процес або об'єкт.

Усі показники приводяться до діапазону $[0, 1]$, для різних множин – по-різному, потім відбувається їхнє нормування, тобто перетворення з урахуванням меж реального діапазону, мінімальних і максимальних значень. Після цього проводиться згортання в інтегральний показник. Для цього серед усіх скалярних змінних, що описують досліджуваний об'єкт, шукається така, яка могла б з найбільшою точністю (з найкращим засобом наближення) відновити значення всіх локальних показників. Таку властивість має перший головний компонент (головний фактор), побудований на вихідних локальних показниках.

Для отримання за цією кваліметричною моделлю головного компонента виконуються досить складні операції. Необхідно за центрованими значенням локальних показників підрахувати певним чином елементи коваріаційної матриці, знайти найбільше власне значення (НВЗ) цієї матриці, тобто найбільший по величині корінь відповідного характеристичного рівняння. Для виділених множин будується відносно НВЗ система рівнянь, з якої знаходять компоненти власного вектора. Для кожного з обстежуваних об'єктів визначається значення 1-го головного компонента і потім, з врахуванням найбільших і найменших значень цього компонента, обчислюється інтегральний показник якості даного об'єкта.

Описаний метод має певний формалізм (важко часом фізично інтерпретувати отримані фактори) і інші недоліки. Тому, в нашому

випадку була обрана досить проста векторна оцінююча модель, що опирається на геометричний опис оцінюваних об'єктів і ситуацій [36].

Дана модель була розроблена для оцінки складних об'єктів, зокрема, процесів соціально-економічного розвитку [37, 38]. Задачі такого оцінювання аналогічні описаним раніше: на базі набору локальних характеристик побудувати агреговану, узагальнену оцінку досліджуваного об'єкта або процесу. При цьому система повинна бути побудована так, щоб узагальнений показник адекватно враховував внесок кожного з локальних параметрів, відносини між ними, їх властивості, тенденції зміни тощо.

Ця модель була апробована при роботі з різними соціальними, соціально-економічними і соціально-екологічними об'єктами: оцінка рівня соціально-економічного розвитку мільйонних міст і приморських областей України, оцінка соціального благополуччя районів Одеської області, ефективності роботи промислових підприємств, різних господарських проектів гідротехнічного і екологічного характеру тощо [37, 38].

При побудові векторної моделі на першому етапі за участю фахівців у даній предметній області необхідно відібрати і погодити перелік показників, які характеризують даний об'єкт або ситуацію, провести ранжування цих ознак (зважування), визначені і/або оцінені відносини і залежності між ними.

Відбір системи показників є самостійною задачею і для різних постановок оцінки якості буде закінчуватися різними варіантами сукупності характеристик, що описують даний об'єкт.

Позначимо знаком f_i об'єкт (озеро, лиман, ріку), якість води у якому необхідно оцінити узагальненим показником. Як зазначено вище, для цього об'єкта повинні бути визначені (виміряні) значення y_j різних відібраних показників ($j = 1, \dots, n$) у ступені, який достатній для опису якості даного об'єкту:

$$E = \{y_1, \dots, y_j, \dots, y_n\} \quad (1)$$

Для побудови оцінки об'єкта доцільно скористатися певним геометричним представленням. Розмірність простору E визначається числом n показників, відібраних для одержання інтегральної оцінки. У цьому n -мірному просторі кожна з осей координат за-

кріплена за певним показником (на рис. 6. 2 представлено випадок для $n = 3$).

При безпосередній оцінці якості води досліджуваного об'єкта проводиться вимір величини показників y_p , після чого ці значення нормуються, підлягають певним лінійним перетворенням (наприклад, масштабуванню) і відкладаються на осях у просторі показників E . На цій базі будується векторна сума обмірюваних локальних показників.

Модуль сумарного багатомірного вектора, що є певним узагальненим показником оцінюваного об'єкта, буде використано для інтегральної системної оцінки Y_0 даного об'єкта f_i для кількісної якості води в даній водоймі:

$$Y_0 = \left\| \frac{1}{S} \sqrt{\sum (y_j)^2} \right\| \quad (2)$$

Цей вираз є рівнянням стану описуваної системи, тобто інтегральною оцінкою пошукового рівня, яка побудована на локальних показниках. У математичному сенсі – це векторна сума вихідних (перетворених) локальних показників.

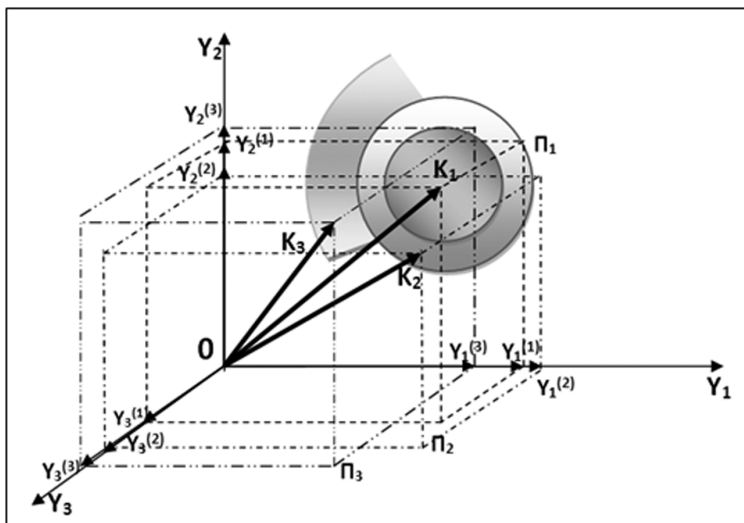


Рис. 6.2. Зображення оцінюючої моделі
 $K_1 - K_3$ – вектори опису оцінюваних об'єктів

Як приклад нами обрано комплекс показників і критеріїв оцінки якості води оз. Катлабух (табл. 6.2).

Таблиця 6.2

Показники і критерії оцінки якості води оз. Катлабух

№ п/п	Показники і критерії оцінки якості	Одиниці виміру	ВК ¹⁾	Стандартні і обмірювані значення			
				МЗ ²⁾	Точка 8	Точка 9	Норматив
1	2	3	4	5	6	7	8
Хімічні показники							
1.	Сухий залишок	mg/l	0,1	2500	1443	1834	200 ³⁾
2.	Азот амонійний	mg/l	0,3	0,6	0,346	0,398	0,1 ³⁾
3.	Азот нітритний	mg/l	0,3	0,05	0,014	5,77	0,001 ³⁾
4.	Азот нітратний	mg/l	0,3	0,6	0,282	0,23	0,1 ³⁾
5.	Загальний органічний вуглець	mg/l	0,5	30	21,52	26,2	3,0 ³⁾
6.	Феноли	µg/l	0,5	6	2,9	3,0	1 ³⁾
Мікробіологічні показники							
7.	ЗМЧ	CFU/ml	0,1	3x10 ⁴	10360	14940	десятки ³⁾
8.	Індекс ЛКП	CFU/l	0,3	10 ⁶	10 ⁵	10	10 ² ³⁾
9.	Індекс ентерококу	CFU/l	0,3	10 ⁶	10 ⁶	10	350 ⁴⁾
10.	<i>Vibrio spp.</i>	+/-	0,5	100	100	100	1
11.	<i>Proteus vulgaris</i>	+/-	0,3	100	100	1	1
12.	<i>Citrobacter spp.</i>	+/-	0,5	100	100	1	1
13.	Сульфитредукуючі клостридії	+/-	0,3	100	100	1	1
14.	<i>Enterobacter spp.</i>	+/-	0,3	100	100	1	1
15.	<i>E. coli</i>	+/-	0,3	100	1	100	1
Вірусологічні показники							
16.	Ентеровіруси	+/-	0,7	100	1	100	1
17.	Вірус гепатиту А	+/-	0,7	100	1	100	1
18.	Ротавіруси	+/-	0,7	100	100	1	1
19.	Аденовіруси	+/-	0,9	100	100	1	1

Продовження табл. 6.2

Паразитологічні показники							
20.	<i>Cryptosporidium parvum</i> oocysts	ооцисти/л	0,7	100	50	80	1
Ціанобактерії							
21.	<i>Merismopedia minima</i>	клітин/л	0,5	10 ⁷	3,36x 10 ⁶	-	10 ³)
22.	<i>Spirulina laxissima</i>	клітин/л	0,5	10 ⁷	3,99x 10 ⁶	-	10 ³)
23.	Структурно-функціональні зміни в організмі щурів	відсутність/ наявність	0,9	100	80	-	1
24.	Генотоксичність	4 ступені	0,9	100	65	65	5
25.	Мутагенність	3 ступені	0,9	100	80	80	5
26.	Біотестування (гостра токсичність)	5 ступенів	0,5	100	40	60	1
27.	Біотестування (хронічна токсичність)	відсутність/ наявність	0,5	100	100	100	1

Примітки: ¹⁾ – ваговий коефіцієнт; ²⁾ – максимальне забруднення; ³⁾ – норматив для джерел 1 класу якості за ДСТУ 4808-2007 [32, розділ 2]; ⁴⁾ – Directive 2006/7/EC [39]

Для розрахунків використані результати досліджень води, відібраної у двох точках (8, 9) і «модельні» дані: чистої і сильно забрудненої води. При цьому, вважалося за доцільне наступне умовне ранжування ступенів забруднення води поверхневої водойми для попередньої інтегральної оцінки якості води: менше 20% – умовно чиста вода (це припускає спорадичність забруднень, наприклад залпових, у тому числі невідомими поллютантами); 20-

40% – забруднена вода, яку можна ефективно очистити на централізованих станціях очищення і знезараження; 40-60% – забруднена вода, яка після централізованого очищення потребує додаткового очищення і знезараження споживачем; 60-80% – дуже забруднена вода, яка представляє ризик при рекреаційному використанні (купання); понад 80% – надзвичайно забруднена вода, не придатна до будь-якого водокористування.

За формулою (2) і вихідними даними з табл. 6.1 отримано наступні інтегральні оцінки якості води (в умовних балах):

Для чистої води – 12 балів.

Точка 8 – 200 балів.

Точка 9 – 178 балів.

Гіпотетичний максимум забруднення — 283 бали.

У нашому випадку для побудови агрегованої оцінки якості води при застосуванні векторної моделі оцінювання можливі, принаймні, два варіанти виконання бажаної процедури.

Один з них, як розглянуто вище, полягає в безпосередньому одержанні лінійної згортки всіх двох-трьох десятків доступних (замірних) локальних показників. При цьому, як вказувалося, проводяться їх афінні перетворення, тобто переведення у відсотки, щоб зробити їх безрозмірними і придатними для спільної обробки, після чого будується їх геометрична сума.

Другий метод (каскадний) дещо більш складний, але має певну перевагу, що дозволяє досліднику оцінити ступінь шкідливості не тільки окремо кожного з показників, але й одержати адресну величину внеску в загальну оцінку якості певних груп показників – окремо мікро-біологічних, окремо хімічних і інших груп параметрів оцінюваної води. За цим методом на першому етапі за описаною методикою виконана інтегральна оцінка для кожної із цих груп, на 2-му етапі – аналогічним шляхом, тобто на цих значеннях як на геометричних доданках у новому просторі, обчислена їх загальна векторна сума.

Умовно ця процедура зображена на рис. 6.3.

У цьому варіанті оцінки до використаних у першому варіанті груп показників для повноти картини додані ще три: стійкі органічні забруднювачі, важкі метали і показники радіаційної безпеки.

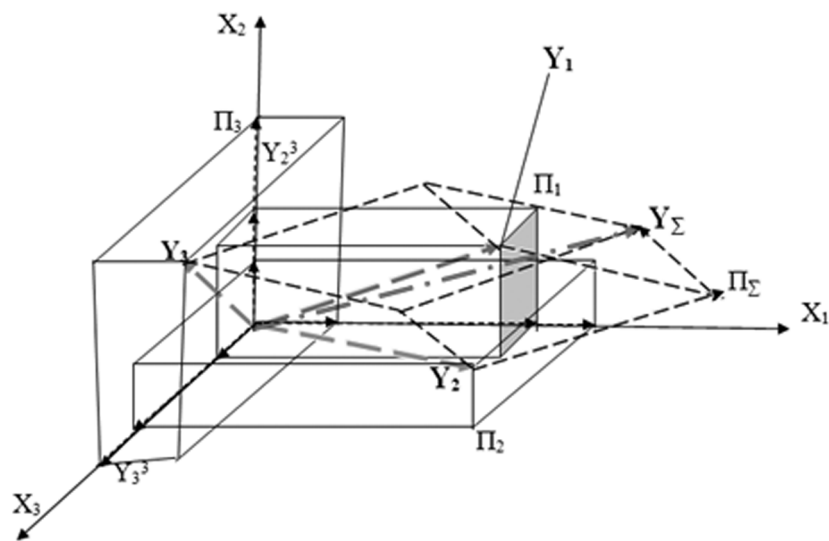


Рис. 6.3 Зображення каскадного варіанта оцінювання

Ця картина по 12-ти групам наведена у табл. 6.3.

Наведений рис. 6.3 є умовним: у реальному випадку, у тому числі, стосовно оз. Катлабух, число показників у кожній групі може бути різним, самих груп значно більше трьох тощо. Слід зазначити, що у цьому випадку застосовується прямокутна система координат, тобто показники і їх групи вважаються незалежними. Якщо відомі значення їх взаємних залежностей (за результатами експериментів, джерелами літератури) векторна модель дозволяє їх враховувати. Для цього осі слід прокладати під відповідними напрямними косинусами. Зрозуміло, це буде ускладнювати модельні представлення. Однак можна припустити, що значне число показників, які використовуються, дають у сукупності досить повну картину якості води у водоймі в цілому. Це, певною мірою, компенсує роботу без врахування умовних ймовірностей показників один від одного.

На підставі цих розрахунків по внесках усіх груп отримані наступні результати:

- для чистої води – 6,7 ~ 7 балів;
- для точки 8 – 141,4 ~ 140 балів;

Таблиця 6.3

Оцінка внесків груп показників та критеріїв

№	Групи показників і критеріїв	Кількість показників	Одиниці вимірювання	ВК ⁽¹⁾	МЗ ⁽²⁾	Точка 8 X _{сум} 1-й етап	Точка 9 X _{сум} 1-й етап	Чиста вода X _{сум} 1-й етап
1.	Хімічні	6	mg/l µg/l	0,3	88,3	49,76	57,3	8,4
2.	Мікробіологічні	9	CFU/ml CFU/l (+/-)	0,3	102,5	92,85	58,53	0,08
3.	Вірусологічні	4	+/-	0,7	151	114	99	2,6
4.	Паразитологічні	1	од/л	0,7	70	35	56	0,24
5.	Ціанобактерії	2	клітини/л	0,5	70,7	26,2	-	0,12
6.	Структурно-функціональні зміни в організмі щурів	1	відс./ наявн.	0,9	90	72	-	0,66
7.	Генотоксичність	1	4 рівня	0,9	90	58,5	58,5	16,4
8.	Мутагенність	1	3 рівня	0,9	90	72	72	16,4
9.	Біотестування	2	5 рівнів	0,5	70,7	53,8	58,3	0,12
10.	CO ₂	3—4	ng/l	0,7	18	~10	~12	0,2
11.	Важкі метали	4—5	mg/l	0,7	16	~12	~10	0,2
12.	Показники радіаційної безпеки	1	Bq/l	0,5	16	~10	~10	0,1

Примітки: 1) – ваговий коефіцієнт; 2) – максимальне забруднення.

для точки 9 – 121,5 ~120 балів;
для дуже забрудненої води — 192 бала.
Слід звернути увагу на три обставини.

Перша. Включення в розрахунки трьох останніх груп (їх значення проставлені на базі експертних оцінок – передбачається, що вони не досить значимі для розглянутого регіону) незначною мірою впливає на підсумкові значення проведених розрахунків. Це цілком зрозуміло – внесок в оцінку «шкідливості» води всіх трьох груп у сумі становить приблизно 3 – 5 %, якщо вплив усіх 12-ти груп прийняти за 100 %.

Друга. З порівняння підсумків розрахунків оцінки за 2-м і 1-м варіантами видно, що для всіх чотирьох позицій (максимально забруднена вода, точки 8 і 9, чиста вода) абсолютні значення в другому варіанті виявляються нижчими, чим у першому. Це не є помилкою, такий результат є наслідком згортки ряду показників у групи і використання дещо занижених значень вагових коефіцієнтів для груп у другому етапі розрахунків. У будь-якому випадку, вагомими є не абсолютні значення оцінок у балах, а їх відносні величини, їх порівняння між собою.

Третя. Саме таке порівняння підтверджує необхідність проведення розрахунків у двох варіантах, — залежно від розв'язуваної дослідником задачі він може вибрати більш підходящий для даної конкретної ситуації варіант і в кожному із цих випадків розраховувати на одержання валідного результату. Дійсно, якщо порівнювати кількісні оцінки води в точках 8 і 9 із чистою водою, то маємо результат по першому варіанту (лінійна згортка всіх показників підряд): у точці 8 вода в 20 разів більш забруднена ($140 : 7 = 20$); у точці 9 – в 17 разів; максимально забруднена вода – в 27 разів. У другому варіанті (каскадна схема) аналогічне порівняння із чистою водою дає порівнянні результати: для точки 8 – в 17 разів; для точки 9 – в 15 разів, для максимально забрудненої води – в 24 рази. Ще більш близькими будуть результати, якщо обчислювати відсотки забруднення в точках 8 і 9 стосовно максимально забрудненої води, прийнявши за 100 % відстань у балах від найбільш чистої до найбільш забрудненої води: по першому варіанту розрахунків точка 8 складе 75,7 % від найбільш забрудненої води; точка 9 – 65,4

%; по другому варіанту – 73,9 % і 65,7 % відповідно. Тобто, відмінності слід розглядати як несуттєві.

Для простоти ілюстрації на рис. 6.3 осі X_1 , X_2 і X_3 використовуються однаково для всіх оброблюваних груп показників: спочатку на них відкладаються (з урахуванням вагових коефіцієнтів) показники I групи, у результаті одержуємо паралелепіпед Π_1 із сумарною діагоналлю Y_1 – пунктирна стрілка. Це є інтегральна оцінка внеску в сумарну шкідливість I групи ознак. Далі на цих осях відкладаються оброблені значення показників другої групи (вони також зображені в кількості трьох параметрів). На них отриманий паралелепіпед Π_2 з діагоналлю Y_2 , вона є агрегованою оцінкою внеску другої групи. Аналогічно проводимо побудову для третьої групи і т. д.

На другому етапі в новому просторі, утвореному цими трьома (у нашому умовному випадку) діагоналями, будується останній, підсумковий паралелепіпед Π_Σ , він на рис. 6.3 показаний пунктирними лініями. Його діагональ Y_Σ , штрихпунктирна стрілка, і є результуючим вектором. Модуль цього вектора (його довжина) є скалярна величина — підсумкова оцінка якості досліджуваної води [40].

ЛІТЕРАТУРА

1. Современные проблемы решения в системе управления опасными отходами / А.М. Касимов, Т. Семенов, Н.Г. Щербань [и др.]. – Харьков: ХНАГХ, 2008. – 510 с.
2. Бардов В.Г. Гігієна та екологія: підручник / В.Г. Бардов. – К. : Вища школа, 2006. – 780 с.
3. Качинський А.Б. Методологічні основи аналізу ризику в медико-екологічних дослідженнях та його значення для екологічної безпеки України / А.Б. Качинський, А.М. Сердюк // Шк. справа. – 1995. – № 3 – 4. – С. 5 – 15.
4. Москаленко В.Ф. Фактори ризику для здоров'я населення та шляхи їх усунення / В.Ф. Москаленко // Експериментальна та клінічна медицина. – 2003. – № 1. – С. 179 – 184.

5. Проблема ризику в медико-біологічній безпеці (огляд літератури) / А.М. Сердюк, А.Б. Качинський, І.О. Черніченко [та ін.] // Журнал АМН України. – 2003. – Т. 9, № 4. – С. 768 – 779.

6. Качинський А.Б. Концентрація ризику у світі екологічної безпеки України / А.Б. Качинський. – К., 1993. – 49 с. – (Препринт / Національний інститут стратегічних досліджень; № 14).

7. Качинський А.Б. Екологічна безпека України: системний аналіз перспектив покращення / А.Б. Качинський. – К., 2001. – 312 с.

8. Качинський А.Б. Антропогенні навантаження та екологічна безпека в системі «Пестициди – навколишнє середовище – здоров'я населення на основі аналізу ризику» / А.Б. Качинський. – К., 1994. – 30 с. – (Препринт / Національний інститут стратегічних досліджень; № 26).

9. Методологические проблемы учения о факторах риска с позиций профилактич. медицины / И.А. Гундаров, И.С. Глазунов, В.Ю. Лисицын [и др.] // Вестник АМН СССР. – 1988. – № 2. – С. 34 – 41.

10. Рахманин Ю.А. Современные научные проблемы совершенствования методологии оценки риска здоровью населения / Ю.А. Рахманин, С.М. Новиков, С.И. Иванов // Гигиена и санитария. – 2005. – № 2. – С. 7 – 10.

11. Постановление главного государственного санитарного врача Российской Федерации № 25 от 10.11.97 г. «Об использовании методологии оценки риска для управления охраной окружающей среды и здоровья населения в Российской Федерации».

12. Информационное письмо «О возможности использования методологии оценки риска здоровью в деятельности Госсанэпидслужбы РФ» № 23 ФЦ/2611 от 23.07.98 г.

13. Большаков А.М. Оценка и управление рисками влияния окружающей среды на здоровье населения / А.М. Большаков, В.Н. Крутько, Е.В. Пуцилло. – М., 1999. – 254 с.

14. Информационное письмо «Об использовании необходимого набора данных о состоянии окружающей среды и здоровья населения для подготовки предложений в процессе принятия решений по улучшению состояния окружающей среды» № 1100/1858-0-111 от 03.07.2000 г.

15. Елохин А.Н. Анализ и управление риском: теория и практика / А.Н. Елохин. – М. : СГ Лукойл, 2000. – 186 с.

16. Окружающая среда и здоровье населения ч. 3. «Результаты эпидемиологических исследований по количественному определению воздействия факторов окружающей среды на здоровье населения». – М., 2001. – 245 с.

17. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду / Г.Г. Онищенко, С.М. Новиков, Ю.А. Рахманин [и др.]; под ред. Ю.А. Рахманина, Г.Г. Онищенко. – М.: НИИЭС и ГОС, 2002. – 408 с.

18. Информационно-методическое письмо «О внедрении методологии оценки риска здоровью в России». – Москва. – 2002.

19. Об использовании методологии оценки риска для здоровья населения от негативного влияния факторов окружающей среды в проведении социально-гигиенического мониторинга: Инф. письмо / В.В. Турбинский, В.А. Отрощенко, Н.А. Харитоненко. – Новосибирск, 2006.

20. МР «Комплексная гигиеническая оценка степени напряженности медико-экологической ситуации различных территорий, обусловленной загрязнением токсикантами среды обитания населения», Методические рекомендации, Утверждены Главным государственным санитарным врачом России Г.Г. Онищенко 30 июля 1997 г. №2510/5716– 97– 32.

21. МР 2.1.4.0032-11 «Интегральная оценка питьевой воды централизованных систем водоснабжения по показателям химической безвредности»: Методические рекомендации (утв. Главным государственным санитарным врачом РФ 31 июля 2011 г.) – М.: ФБУЗ «Федеральный центр гигиены и эпидемиологии» Роспотребнадзора, 2011. – 37 с.

22. Критерии оценки риска для здоровья населения приоритетных химических веществ, загрязняющих окружающую среду: Методические рекомендации МосМР 2.1.9.004-03. – ООО «Санэпидмедиа». – 2003.

23. Руководство Р 2.1.10.1920-04 «Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду».

24. Гигиеническое регламентирование и риск / И. Черниченко, А. Сердюк, О. Литвиченко [и др.] // Гигиена и санитария. – 2006. – №1. – С. 30 – 32.

25. Оценка рисков здоровью населения опасных отходов (биохимические аспекты) / Н.Г. Щербань, В.И. Жуков, В.В. Мясоедов – Харьков: «Апо-строф», 2010. – 156 с.

26. Rabia Ahmed. Drinking Water Contamination and Its Effects on Human Health MPH 429: Introduction to Environmental Health. – 4.8.2010. – 9 p.

27. Duffus J. H., Park M.V. Chemical Risk Assessment. Training Module №3, UNEP/IPCS. – 1999.

28. Perz J.F. *Cryptosporidium* in tap water: comparison of predicted risks with observed levels of disease // J.F. Perz, F.K. Ennever, S.M. Le Blancq // Am. J. Epidemiol. – 1998. – V.147. – P. 289 – 300.

29. Gale P. Developments in microbiological risk assessment models for drinking water – a short review / P. Gale // J. Appl. Bacteriol. – 1996. – V. 81. – P. 403 – 410.

30. An in vitro method for detecting infectious *Cryptosporidium* oocysts with cell culture / T.R. Slifko, D. Friedman, J.B. Rose [et al.] // Applied and Environmental Microbiology. – 1997. – V. 63. – P. 3669 – 3675.

31. An assay combining cell culture with reverse transcriptase PCR to detect and determine the infectivity of waterborne *Cryptosporidium parvum* / P.A. Rochelle, D.M. Ferguson, T.J. Handojo [et al.] // Applied and Environmental Microbiology. – 1997. – V.63. – P. 2029 – 2037.

32. Krishnan K. Health risk assessment of drinking water contaminants in Canada: the applicability of mixture risk assessment methods / K. Krishnan, J. Paterson, D.T. Williams // Regul. Toxicol. Pharmacol. – 1997. – V.26. – P. 179 – 187.

33. Evaluation of Microbial Risk Assessment Techniques and Applications / A. Soller, A.W. Olivieri, J.N.S. Eisenberg [et al.] // Foundation Reports Reference 00PUM3.

34. Талаева Ю.Г. Влияние загрязнения морской воды на жизнедеятельность патогенных и санитарно-показательных бактерий

/ Ю.Г. Талаева, Ю.А. Рахманин, Ю.Н. Никитина // Гигиена и санитария. – 1982. – № 1. – С. 9–12.

35. К обоснованию гормезиса как фундаментальной биомедицинской парадигмы (обзор литературы и результатов собственных исследований) / Л.М. Шафран, А.В. Мокиенко, Н.Ф. Петренко [и др.] // Современные проблемы токсикологии. – 2010. – №2 – 3. – С. 13 – 23.

36. Крисилов А. Д. Формирование целеориентированной векторной модели для построения агрегированных оценок сложных объектов / А. Д. Крисилов, В. А. Крисилов / В кн. «Методы решения экологических проблем». Под ред. Л. Мельника. – Сумы: «Козацький вал». – 2005. – 530 с. – С. 138 – 155.

37. Применение квалиметрических моделей при решении социально-экономических задач / А.Д. Крисилов, В.Н. Степанов, И.И. Гоялева, А.Н. Блюхер // Intern. Journal “Inform. Theory & Application”, vol. 10, 2006, ITHEA, Sofia, 2006, P. 107 – 116.

38. Крисилов А. Д. Интегральная оценка социально-экономического развития приморских областей Украины: ресурсы, ситуация, приоритеты. – С. 145 – 158. / А. Д. Крисилов // В зб. «Національні і регіональні особливості реформування соціально-економічних відносин і регулювання екологічних процесів в Україні та Польщі». – Київ – Одеса – Варшава, 1997. – 306 с.

39. Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC // Official Journal of the European Union. - 4.3.2006/ - L 64/37 – L 64/51.

40. Мокієнко А.В. Алгоритм та модель впливу води поверхневих водоем як фактора ризику здоров'ю населення / А.В. Мокієнко, Л.Й. Ковальчук, А.Д. Крісілов // Вода : гігієна і екологія. – 2015. – №3 – 4. – С. 63 – 86.

ОБГОВОРЕННЯ

Бурхливий розвиток економіки, ядерної енергетики, мілітаризації суспільства, космонавтики призводить до екологічної катастрофи в біосфері, іоносфері, стратосфері і до перетворення їх в техносферу. Про це свідчить інтенсивне вимирання різних видів рослин, тварин, зміна світу флори і фауни, поява генетично змінених форм життя і тотального імунодефіциту у людей.

Все це не могло не позначитися на мікрофлорі, яка, адаптуючись і пристосовуючись до нових умов життя, сама змінюється, мутує і набуває нових форм і властивостей з невідомими раніше формами життя, як правило, ворожими до нас.

Використання неефективних реагентів для знезараження питної води призводить до появи нових резистентних некультурабельних форм мікрофлори, які мають більші токсичні властивості, ніж вихідні, по відношенню до людини та інших біологічних об'єктів. Ми стаємо свідками еволюції інфекційних захворювань, що не піддаються лікуванню традиційними методами. Все частіше питна вода стає небезпечним джерелом інфекційних захворювань непередбачуваної етіології. Більше того, ми є свідками широкого і швидкого розповсюдження стійких, адаптованих до дезінфектантів нових форм мікроорганізмів, навіть в дуже хлорованій воді, які набувають нових властивостей, що виражаються в їх некультурабельності, тобто бактерії можуть досить довгий час перебувати в життєздатному, але некультурабельному стані. Це явище ставить перед мікробіологами нові завдання з пошуку методів оцінки життєздатності таких мікроорганізмів.

Таким чином, зростаючий антропогенний вплив на навколишнє середовище та прогресуючий незворотний вплив на різні форми життя вимагають нового підходу до оцінки ризику для населення на індивідуальному та популяційному рівні води як найбільш важливого для людства ресурсу [5, вступ].

До загальних недоліків, що властиві всім існуючим системам водопостачання України слід віднести їх моральну застарілість, оскільки більшість споруд були побудовані більше ніж 30-40 ро-

ків тому. Четверта частина споруд потребують відновлення, кожна п'ята насосна станція відпрацювала нормативний термін амортизації [1].

Національним інтересам країни загрожує погіршення екологічного стану природних вод, загострення проблеми транскордонних забруднень, ріст ризиків виникнення надзвичайних ситуацій на джерелах води, навмисне використання питної води для поширення отруйних речовин.

Серйозне занепокоєння викликають застарілі водоочистні технології, критичний стан основних фондів. За даними Національних доповідей в Україні за останні 25 років аварійні водогінні мережі збільшилися в 15 раз і становлять 36 %. Це приводить до бактеріального і хімічного забруднення питної води, а також значним втратам. У цілому 40 % добутої води не доходить до споживача, у деяких регіонах — до 60 %.

Серед розвинених країн світу Україна посідає друге місце за рівнем смертності населення з поширенням захворювань, викликаних вживанням неякісної води, що становить реальну загрозу генофонду нації і безпеки країни. виправлення цієї ситуації є загальнодержавним пріоритетним завданням і вимагає невідкладно адекватного вирішення [2].

Як відомо, водний фактор є лімітуючим для фізичного здоров'я та розумової діяльності людини [3]. Про сучасний стан якості води в Україні свідчать дані ДЗ «Український центр з контролю та моніторингу захворювань МОЗ України» [4]. Питне водопостачання майже на 80 % забезпечується поверхневими водами. Екологічний стан поверхневих водних об'єктів і якість води в них є одним з вирішальних чинників здоров'я нації. Протягом останніх тридцяти років на контролі знаходилось близько 17 тис. джерел централізованого (комунальні, відомчі та сільські водопроводи) та 165 тис. децентралізованого (колодязі, артезіанські колодязі, каптажі) водопостачання населення. Із загальної кількості водопроводів не відповідали санітарним нормам через відсутність зон санітарної охорони – 75,6 %, необхідного комплексу очисних споруд – 18,8 %, знезаражуючих установок – 16,2 %. Найбільша кількість нестандартних проб питної води з центральних джерел водопоста-

чання за санітарно-хімічними та мікробіологічними показниками зареєстровано на сільських водопроводах, найменший – на комунальних. Слід зазначити, що контроль за якістю питної води у приватних домоволодіннях відсутній повністю, або можливий лише за побажанням господарів. За 2014 рік із 108 тис. проб питної води, відібраної лабораторіями для досліджень, за санітарно-хімічними показниками не відповідали санітарно-гігієнічним нормам 14582 проби; за мікробіологічними показниками з відібраних 141006 проб – 4758.

У окремих регіонах гостро стоїть питання забезпечення питною водою не тільки у якісному, але і у кількісному відношенню. Подача води за графіком та її тривала відсутність у водопровідних мережах сприяє бактеріальному забрудненню. Ситуацію значно погіршують випадки відключення об'єктів водопостачання від систем енергопостачання.

Якість питної води погіршується внаслідок незадовільного санітарно-технічного стану водопровідних споруд і мереж, їх зношеності (від 30 % до 85 %), несвочасної ліквідації аварій.

Основними забруднювачами поверхневих водойм є стічні води промисловості, стоки сільськогосподарського виробництва, а також стоки населених пунктів, які скидають стічні води без очищення або з очищенням, що не відповідає санітарним вимогам.

Наявні очисні споруди, технології очистки та знезараження питної води не спроможні очистити її до показників безпеки. Негативно на якість води впливає зміна русел річок внаслідок забудови прибережно-захисних смуг, вирубки зелених насаджень, ведення господарської діяльності тощо. Забруднення водойм всіх типів стало таким сильним, що у багатьох з них можливості самоочищення вичерпалися, почався процес необоротної деградації.

Використання неякісної питної води може призвести до виникнення захворювань інфекційної та неінфекційної етіології. Багато спалахів інфекцій відбувається у невеликих громадах і, як правило, трапляються через технічні дефекти, що призводить до просочування стічних вод до систем постачання питної води [4].

В розділі 1 ми надали конспективну інформацію щодо глобального характеру забруднення води різного виду користування

(питної, рекреаційної, поверхневих водойм, стічної) біологічними та хімічними контамінантами, що свідчить про гостру необхідність відповідних досліджень в Україні, зокрема у депресивних регіонах, які найбільше потерпають від еколого-гігієнічних проблем. Це повною мірою стосується Українського Придунав'я, яке є одним із найбільш депресивних регіонів України та водночас чи не найменш дослідженим, у тому числі стосовно стану поверхневих водойм — як проблеми та її гігієнічних, медико-екологічних аспектів.

Задача першого етапу досліджень полягала в аналізі сучасного стану водних об'єктів, водопостачання, водовідведення та якості питної води в Українському Придунав'ї (розділ 2).

Встановлено несприятливі зміни якості води водних об'єктів за санітарно-мікробіологічними, фізико-хімічними та санітарно-хімічними показниками, особливо у порівнянні якості води р. Дунай і води придунайських озер (Кагул, Ялпуг, Катлабух, Китай) та оз. Сасик. Особливе занепокоєння викликають надмірне бактеріальне забруднення (невідповідність нормативним вимогам) всіх зразків води за індексом ЛКП впродовж декількох років в Ізмаїлі, Ренійському, Татарбунарському та Кілійському районах та високі цифри неорганічного азоту, що є додатковим підтвердженням антропогеності джерел забруднення даних водних об'єктів. Результуючою цього є евтрофікація водойм та деградація існуючих екосистем, що створює персистентну загрозу ускладнення санітарно-епідеміологічної ситуації.

Показана принципова важливість неорганічного азоту, від якого значною мірою залежить ступінь евтрофікації водойм та розмноження ціанобактерій, тому цей аспект потребує окремого обговорення. За даними лабораторії Дунайського басейнового управління водних ресурсів (ДБУВР), яка здійснює регулярний моніторинг гідрохімічного стану водних об'єктів Українського Придунав'я, середній вміст неорганічних сполук азоту у воді Дунаю на українській частині становить 1,55 мг/л. Якщо ж порівняти їх із результатами розділу 3, з'ясується, що у мм. Ізмаїл, Рені, Кілія, Вилкове ці цифри перевищують середню величину у 4,1 – 9,7; 2,7 – 7,6; 1,5 – 6,8; 1,6 – 5,0 разів. Враховуючи, що надмірна евтро-

фікація водойм починається при вмісті в воді азоту в концентрації 0,2-0,3 mg/l, такі рівні забруднення сполуками азоту слід розглядати як загрозові для р. Дунай у визначених точках відбору за період спостережень.

У зрошувальному каналі та оз. Сасик спостерігається тенденція збереження підвищеного вмісту неорганічних сполук азоту у воді Дунаю (2,63 – 10,63 mg/l), які перевищують середньостатистичний рівень у 1,7 – 6,9 разів. Серед озер високими цифрами (18,52 та 10,10 mg/l) сумарного неорганічного азоту, які перевищують середньостатистичний рівень у 11,9 – 6,8 разів, вирізняється оз. Китай. Це підтверджує дані ЛБУВР, які свідчать про те, що цей об'єкт у 2012 р. знаходився у найгіршому стані, у порівнянні із останніми, і відносився до категорії «брудних».

Зважаючи на результати аналізу, обґрунтовано необхідність проведення поглибленого моніторингу якості води поверхневих водойм регіону з метою виявлення ознак антропогенного забруднення хімічного (пестициди, нафтопродукти, феноли, стійкі органічні забруднювачі) та біологічного (умовно-патогенна та патогенна мікрофлора, кишкові віруси, цисти кишкових найпростіших та яйця гельмінтів, ціанобактерії) походження.

Стан очищення води для питних потреб та стічних вод, що обумовлює незадовільну якість питної води із систем централізованого та децентралізованого водопостачання та забруднення поверхневих водойм, визнано незадовільним. Тому, сформульовану окрему задачу з метою апробації ефективної технології знезараження води, реалізацію якої представлено у розділі 3.

Слід зазначити, що для суттєвого поліпшення якості водопостачання населення Одеської області 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 [5]. 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 [6].

Прокоментувати даний фрагмент обговорення можна також думкою авторів роботи [7]: 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 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 [5].

Результати досліджень стану поверхневих водойм Українського Придунав'я, представлені у розділі 3, показують наступне. Підтверджено дані розділу 2, що за основними фізико-хімічними показниками чинним вимогам відповідає тільки вода р. Дунай, тоді як інші зразки води водних об'єктів, зокрема із озер Катлабух, Китай, річок Ялпуг, Карасулак, Єніка, відносяться до джерел 2-4 класу, тому або повністю непридатні, або частково придатні у якості джерел централізованого господарсько-питного водопоста-

чання. Це ж стосується результатів визначення санітарно-хімічних показників, серед яких пріоритетним є вміст неорганічних сполук азоту, величини якого узгоджується із результатами попередніх досліджень.

Проведене вперше визначення високих рівнів забруднення води поверхневих водойм загальним органічним вуглецем є, на нашу думку, прогностично несприятливим фактором утворення при хлоруванні води хлорганічних сполук, які мають канцерогенну дію та інші несприятливі віддалені ефекти [114, розділ 3]. Це, насамперед, є додатковим обґрунтуванням застосування більш ефективних технологій, зокрема із застосуванням діоксиду хлору [26, 27, розділ 1].

Також вперше визначено забруднення води питних водозаборів ХОП (ДДТ, лінданом) та ПХБ, а також обґрунтована техногенність походження ПАВ. Прокоментувати отримані дані можна таким чином.

Окрім біологічної небезпеки ХОП, як пріоритетних СОЗ, слід зазначити утворення токсичних сполук при хлоруванні води. Наприклад, це стосується утворення високотоксичних спиртів і кетоспиртів при взаємодії хлору і гептахлору, токсичного поліхлорованого циклогексану при обробці ГХЦГ. Продукти галогенування ХОП відрізнялися політропністю токсичної дії і приводили до зниження маси тіла, активності ферментних систем, гематологічних показників, білкового обміну, суммаційно-граничного показника (СГП), рівня вітаміну С, кардіотоксичного ефекту. Більше того, ці речовини відрізнялися підвищеним токсичним ефектом, невластивим вихідним речовинам, а також віддаленими наслідками: гонадотоксичним, ембріотоксичним, мутагеним та тератогеним ефектами [114, розділ 3].

Обмеженість досліджень біологічних ефектів ПХБ по відношенню до теплокровних тварин та людини, конспективно подана в огляді літератури, не відміняє, а передбачає продовження досліджень вмісту цих актуальних СОЗ у воді. Незважаючи на певну непослідовність досліджень природи виявлених ефектів і їх сталості протягом довгого часу. Однак, наявність навіть незначного впливу ПХБ на перебіг вагітності, нейромоторний розвиток, пізнавальні

та поведінкові реакції свідчить про важливість продовження досліджень [8].

Порівняння отриманих результатів з уже відомими ускладнюється обмеженістю останніх. Тут слід виокремити недавні (2010-2012 рр.) дослідження СОЗ в ропі та пелоїдах Шаболатського (Будакського) лиману (Білгород-Дністровський район Одеської області) [76, розділ 3], аналіз яких представлено у розділі 3.

Аналіз результатів біологічної контамінації досліджених поверхневих водойм показав правомірність поставленої задачі.

Встановлено інтенсивне фекальне забруднення (у воді оз. Катлабух індекс ентерококу сягав 10^6 CFU/l) та контамінація води досліджених поверхневих водойм різноманітною умовно-патогенною та патогенною мікрофлорою родів *Salmonella*, *Vibrio*, *Escherichia*, *Bacillus*, *Citrobacter*, *Enterobacter* тощо, що є підтвердження скидів неочищених стічних вод. Отримані дані узгоджуються із раніше констатованим фактом виділення із ропи Шаболатського (Будакського) лиману штамів *S. epidermidis*, *E. coli*, *E. faecalis*, грибів роду *Candida*, *P. aeruginosa* u *P. scissa*, *Vibrio diazotrophicus*, *Methylbacterium aminovorans*.

Результати експериментів із *F. tularensis* 15 Г та *L. Icterohaemorrhagiae* слід вважати особливо важливими у контексті природної осередкованості туляремії та лептоспірозу у цьому регіоні та в цілому по Україні [73-75, розділ 3].

За період з 1993 по 1999 рр. на півдні України, у тому числі під час спалаху туляремії серед населення, було ізольовано 17 штамів *F. tularensis* (гризуни, кліщі, вода). Визначення генотипових властивостей ізольованих штамів виявило 8 генотипів штамів *F. tularensis holarctica* [74, розділ 3], які характеризувались гетерогенністю. Що ж стосується Українського Придунав'я, слід зазначити наявність природних осередків туляремії у Кілійському, Ізмаїльському; туляремії, лептоспірозу у Татарбунарському районі.

Слід зазначити, що природна осередкованість для туляремії та лептоспірозу не є унікальною для півдня Одеської області. В Україні природні осередки туляремії з різною епідемічною та епізоотичною активністю зареєстровані в 23 із 25 областей на території 177 адміністративних районів в основних ландшафтно-

географічних зонах (Полісся, Лісостеп, Степ) [9]. Зокрема, це стосується туляремії та лептоспірозу в Івано-Франківській області [10, 11]. Аналіз особливостей захворюваності лептоспірозом у Львівській області показав несприятливість прогнозу епідемічної ситуації у зв'язку із можливістю поодиноких та групових захворювань населення, у тому числі, під час використання відкритих водойм [12]. Це ж стосується випадків лептоспірозу у мешканців м. Києва влітку 2015 р. після купання у Дніпрі.

За даними літератури [7, вступ] з 1931 по 1998 рр. у світі зареєстровано 27 спалахів водно-обумовленого лептоспірозу. Звичайними вхідними воротами інфекції є ушкоджена шкіра або кон'юнктива. Разом з тим збудник може проникати через неушкоджену шкіру при тривалому впливі забрудненої води. Інгаляція води або аерозолів також може привести до інфекції через слизові дихальних шляхів. Тому контамінація лептоспірами поверхневих водойм залишається актуальною епідеміологічною, мікробіологічною та гігієнічною проблемою.

Таким чином, різноманітність мікробного пейзажу умовно-патогенної та патогенної мікрофлори у воді досліджених водойм, як ознаки їх антропогенного забруднення, та сприятливість для розмноження холерних вібріонів, легіонел, збудників туляремії та лептоспірозу створюють передумови для епідемічного неблагополуччя цього регіону.

Аналіз результатів санітарно-вірусологічних досліджень показав, що переважаючими вірусними контамінантами водних об'єктів є АВ, РВ та РеВ, що узгоджується з даними літератури. Особливо вирізняються АВ, значимість яких підтверджується наступними фактами. Дослідження контамінації АВ вихідної та очищеної води (липень 2000 – червень 2001 рр.) показало наступне [13]: за умови, що вода з поверхневих вододжерел і процеси водочищення відповідали міжнародним стандартам виробництва безпечної питної води, АВ виявлялися у 13 (12,75 %) зразках вихідної і 9 (4,41 %) – обробленої води. Ті ж автори [14] у наступному році (2001-2002 рр) провели аналогічні дослідження. АВ виявлені в 29,8 % (59/198) вивчених проб обробленої питної води, 16 % (8/50) проб води з водозаборів і 44 % (22/50) зразків річкової води.

Оскільки АВ значно частіше і у більших кількостях (у порівнянні з ЕВ) виявляють у неочищених стічних водах, багато експертів пропонують їх використання як індикаторів вірусного забруднення води у зв'язку із убиквітарністю (всюдисущністю) та винятковою виживаністю цих вірусів у воді [15, 16].

Порівняння відсотків ПЛР-позитивності для водойм придунайського регіону (1 категорії – річки, озера) та області показує перевищення у першому випадку АВ у 2,5 раза, водопровідної води – у 3,8. Також, РВ для водопровідної води – у 1,9 раза. Це співпадає з отриманими нами даними, де за частотою виявлення переважували РВ (33,3 %) та АВ (46,7 %). Слід вважати ці результати заниженими, зважаючи на третину невизначених проб внаслідок відсутності тест-систем та думку авторів [17], яка пояснює значно нижчі показники виявлення вірусів у воді у порівнянні із даними закордонних дослідників у зв'язку застосуванням останніми більш чутливих методів досліджень.

Аналіз результатів вірусологічних досліджень якості води різних водних об'єктів Одеської області за 1994-2008 рр. показав персистувальний характер вірусного забруднення водних об'єктів. Обґрунтована епідемічна значимість перевищення рівнів контамінації вірусами (ротавірусами, ентеровірусами, вірусом гепатиту А, аденовірусами, норовірусами) питної води у порівнянні з таким для стічних і/або поверхневих вод, внаслідок незадовільного санітарно-технічного стану водорозвідних мереж. Обґрунтовані недостатня ефективність існуючої системи водопідготовки на ВОС «Дністер» у відношенні значимих вірусних контамінантів і високий ризик вторинної контамінації води вірусами (вірусом гепатиту А, аденовірусами) у водорозвідних мережах міста [9, вступ].

Обговорюючи результати санітарно-паразитологічних досліджень, слід у першу чергу зазначити контамінацію води поверхневих водойм епідемічно значущими ооцистами *Cryptosporidium spp.*: 9 із 15 зразків (тобто 60 %) містили у тій чи іншій мірі ці небезпечні збудники. Найбільше забруднення виявлено в оз. Катлабух (50 та 80 ооцист/л). Особливе занепокоєння викликає одночасна контамінація води оз. Ялпуг, яке є джерелом водопостачання м. Болград, цистами *Entamoeba coli* та ооцистами

Cryptosporidium spp., які при існуючій технології фільтрування та хлорування води можуть забруднювати питну воду. Слід вважати цілком вірогідним антропогенність такого забруднення неочищеними стічними водами, що у свою чергу є ознакою носійство ооцистами *Cryptosporidium spp.* населенням, яке проживає у цьому регіоні. Тому, певна частка гастроентероколітів нез'ясованої етіології може викликатися саме цими збудниками, яких необхідно верифікувати у таких випадках.

На наш погляд, цей аналіз був би неповним без врахування чутливості методів ідентифікації збудників паразитозів і гельмінтозів. Очевидно, що метод їх виявлення, який використано нами та у вищевказаних публікаціях [9, розділ 1; 83-87, розділ 3], не відповідає сучасним вимогам. Наприклад, імунофлюоресцентна детекція [18] дає можливість правильної ідентифікації зображень ооцист в 81 – 97 % зразків; метод клітинних культур [19] показав наявність інфекційних ооцист *C. parvum* в 40 % дезінфікованих стічних водах, що скидаються (у середньому 7 ооцист/100 л); метод Gelman Envirgochek (HV) [20] створив можливість виділення ооцист криптоспоридій із 36 – 75 % зразків малоконтамінованих вод; метод зворотньої транскриптази полімеразної ланцюгової реакції (RT-PCR) дозволив виявити ооцисти криптоспоридій у 100, 66,7 і 50 % зразків очищеної води з різних точок відбору [21].

Встановлене нами масове розмноження ціанобактерій, зокрема *Aphanizomenon flos-aquae*, *Synechocystis salina*, *Spirulina laxissima*, *Merismopedia minima*, які викликають «цвітіння» води, в озерах Кагул, Ялпуг, Катлабух свідчать про інтенсивну евтрофікацію і багато в чому узгоджуються з даними інших дослідників (розділ 3).

В огляді (2007 р.), присвяченому токсинам ціанобактерій [22], акцентується увага, що цих відомостей вкрай недостатньо. Більшість даних про токсичність, як відомо, стосуються мікроцистину-LR, для якого є рекомендований рівень ВООЗ (1 µg/l). Для нодуляринів доступні дані декількох досліджень на тваринах. Для алкалоїдів обмежені дані про токсичність існують для анатоксину-α, циліндропермопсину і сакситоксину. Однак, які-небудь дані про гостру токсичність відсутні. Для сакситоксинів у багатьох країнах

встановлені рівні чутливості на двостулкових молюсках. Офіційне регулювання для інших ціанотоксинів не встановлено.

Таким чином, визнано перспективним оцінку впливу води озер Кагул, Ялпуг, Катлабух на біоту різних рівнів організації, яку представлено у розділі 4.

Розділ 4.1. присвячений оцінці впливу води озер Кагул, Ялпуг, Катлабух на здорових щурів у лабораторному експерименті. Необхідність цього фрагменту роботи продиктована декількома обставинами. Головна із них – це обмеженість вітчизняних досліджень щодо ціанобактерій та оцінки потенційної значимості продукованих ними ціанотоксинів із токсиколого-гігієнічних позицій, за винятком вже згаданих публікацій [7, вступ; 62, розділ 3]. По-друге – це відсутність в Україні як атестованих, так і будь-яких інших методик визначення ціанотоксинів у воді. Нарешті, це відносно невелика кількість даних літератури щодо впливу ціанотоксинів на стан телокровних тварин і людини, про що свідчить огляд літератури [22] та деякі інші публікації [23-28].

Встановлено, що вживання води озер викликає комплекс функціональних змін системного характеру у вигляді певних аутоімунних та метаболічних зрушень як основи виявлених дистрофічних процесів у внутрішніх органах піддослідних щурів. Тут, насамперед, необхідно звернути увагу на факт, який, на перший погляд, є дещо дивним, а саме збіг посилення детоксикаційної функції печінки із наявністю у ній дистрофічних змін, які сильніше всього проявлялися в групі щурів, що одержували воду оз. Катлабух. Висловлено думку щодо можливої тривалої дії певних ксенобіотиків, але такої, що не викликає швидкого виснаження адаптаційних механізмів. Додаткова наявність у селезінці ознак дистрофії, викликаних функціональним виснаженням компенсаторної активності, обумовленої тривалою, не грубою, але виснажливою дією зовнішніх факторів; дистрофічних змін гіпоксичного характеру у головному мозку, знову ж таки особливо виражені при дії води оз. Катлабух, дають певні підстави судити про деякі закономірності та особливості виявленої токсикодинаміки.

Перш за все зазначимо: зважаючи на відсутність гігієнічно значимих концентрацій антропогенних забруднювачів, можна з

певною долею вірогідності вважати, що виявлені біологічні ефекти є наслідком дії ціанотоксинів, які продукується виявленими ціанобактеріями. Зокрема, відома гепато- та нейротропність ціанотоксинів [22]. У випадку перевищення мінералізації та концентрації основних катіонів та анінів води (як це має місце у воді оз. Каталабух), наявність високих рівнів загального органічного вуглецю та органічна природа ціанотоксинів (олігопептиди, алкалоїди, ліпополісахариди), вірогідно, є підґрунтям для формування токсичних органомінеральних комплексів, дія яких досі не досліджувалась. Утворення таких комплексів є цілком ймовірним, якщо мати на увазі, наприклад, залежне від молекулярної ваги утворення лігандів з міддю, цинком, свинцем і кадмієм фракцій розчиненого органічного вуглецю, продуцентом якого є ціанобактерія *Cylindrospermopsis raciborskii* [40, розділ 3].

Висловлене раніше обґрунтування токсикологічного значення гормезису як універсальної біомедицинської парадигми [35, розділ 6] свідчить, що можлива дія ціанотоксинів полягає у горметичній стимуляції детоксикаційної функції печінки. Однак, тут слід мати на увазі, що у природних водоймах навряд чи можуть створюватись умови для суто і тільки горметичних впливів. Встановлена раніше стимуляція сперматогенезу у здорових щурів під впливом діоксиду хлору у питній бутильованій воді [9, вступ], зрозуміло, не може бути порівняна із впливом озерної води. Тобто, існування гормезису у чистому вигляді в природних екосистемах, особливо тих, що підлягають персистувальному антропогенному впливу, є сумнівним. Тому, у даному випадку, з нашої точки зору, має місце конвергенція (зближення) горметичних та «дозо-ефектних» (класичних) токсикологічних впливів, результатом чого є спочатку функціональні зміни на рівні ЦНС та певних метаболічних зсувів, а потім внаслідок тривалої, не грубої, але інтермітуючої виснажливої дії зовнішніх факторів – дистрофічні зміни в клітинах, в нашому випадку, печінки, селезінки, головного мозку. Можливо, це певною мірою пояснює кардинальні зміни динаміки патологічних процесів (інфекційних та неінфекційних) в останні десятиліття, які полягають у поступовій зміні гострих процесів (наприклад, із галопуючої

лихоманкою) на хронізацію захворювань з тенденцією до розвитку аутоімунних та генетично детермінованих (орфанних) патологій. Не виключено, що саме тривала виснажлива, а не летальна, дія зовнішніх чинників на організм є фактором поступового зменшення смертності одночасно з ростом інфекційної та неінфекційної захворюваності населення у даному регіоні, що вірогідно, можна узагальнити як загальну тенденцію. Наскільки це можливо розповсюдити на біоту всіх рівнів організації, питання відкрите, але звертає на себе увагу той факт, що за результатами біотестування на коротко-циклічних гідробіонтах, які буде обговорено нижче, найменша плодючість у порівнянні з контрольними самками періодафній виявлена при аналізі зразка, який не мав гострої летальної токсичності.

Коментуючи результати біотестування зразків води поверхневих водойм Українського Придунав'я на модельній бактеріальній системі *Salmonella typhimurium* TA 98 (розділ 4.2), слід зазначити наступне: низький (6,6 %) відсоток нетоксичних зразків води, що свідчить про різноманіття забруднювачів, які знаходяться у воді; врахування більшої чутливості тест-системи *Salmonella typhimurium* TA 98 до забруднювачів органічного походження, тому с високою вірогідністю можна говорити про наявність у зразках води деяких органічних сполук із великим негативним біологічним потенціалом; високий відсоток (39,9 %) зразків води, які викликали перевищення спонтанного рівню мутагенезу (контрольні показники) більш ніж у 100 – 50 разів, що свідчить про забруднення водойм потужними мутагенами.

Обмеженість даних вітчизняної літератури із цього питання дозволяє посилання тільки на одне джерело [185, розділ 3]: вода інших поверхневих водних об'єктів, які є джерелами водопостачання населених пунктів, а саме р. Інгулець (м. Жовті води), Кременчуцького водосховища (м. Кременчук), р. Чорна (м. Севастополь), не тільки характеризується відсутністю токсичності, а навпаки стимулює розмноження тест-об'єкту. Окрім того, показано, що вода цих поверхневих джерел або не має мутагенної активності (р. Інгулець, Кременчуцьке водосховище), або проявляє її у помірній формі (р. Чорна).

Аналіз результатів обговорення у розділі 4.3, який присвячено еколого-гігієнічній оцінці біотестування води вивчених поверхневих водойм на коротко-циклічних гідробіонтах, був би неповним, якщо не врахувати ряд важливих аспектів. По-перше, одноразове дослідження при всій повноті та комплексності створює одномоментний погляд на проблему, яка наймовірніше ширше, навіть з точки зору тривалого моніторингу. Відповідність досліджених проб вимогам ВРД для класів «добре» та «відмінно» навіть для одного джерела не спрацьовує: наприклад вода одного і того ж о. Китай віднесена до екологічних класів «відмінно» (зразок 10) і «погано» (зразок 11). По-друге, наявність хронічної токсичності у третині зразків води підтверджує проаналізовані нами результати біотестування води р. Дунай на тому ж таки тест-об'єкті *C. affinis*, які проведено у ДБЗ впродовж 1997-2006 рр.: при загальній кількості зразків 467 майже третина (32,5 %) мали токсичну дію на тест-об'єкт [36, розділ 4]. По-третє, відсутність гострої токсичності води не спростовує високу вірогідність для будь-якого поверхневого водного об'єкту отримати залпове забруднення, як це було відзначено більш ніж в 50 % відібраних зразків, що дозволило оцінити токсикологічну ситуацію на р. Дунай як критичну [7, розділ 4]. В-четверте, це все стосується р. Дунай, як проточної системи, а не евтрофованих придунайських озер, де наслідки скидів набагато критичніші. У п'яте: слід погодитися із думкою авторів роботи [16, розділ 4], які вважають, що біометричний підхід, використаний для виявлення характеру і сили впливу забруднюючих речовин в пробах води, свідчить про відсутність переважного впливу жодного з окремих факторів на відгук тест-об'єктів. При цьому, отриманий в експерименті негативний відгук тест-об'єктів на проби води і донних відкладень можна пояснити багатоконпонентним синергічним впливом усієї сукупності присутніх у річковій воді забруднюючих речовин, що дозволяє охарактеризувати таке середовище як несприятливе для живих організмів. І нарешті, останнє: при відсутності гострої летальної токсичності як ропи, так і водних екстрактів донних відкладень в екотоксикологічних дослідженнях Шаболатського (Будацького) лиману з використанням ранніх наупліальних стадій *Artemia salina* [76, розділ 3] слід враховувати

попередні доклінічні дослідження на експериментальних тваринах (білі щури). За цими даними, при проведенні процедур із ропою Будацького лиману (точка 2) щури поводитися агресивно, хвости тварин набули синюшного кольору, тому дослідження було припинено, а внаслідок аплікаційного впливу пелоїдів точки 1 (Шаболатський лиман) у тварин збільшується тривалість медикаментозного сну, що пов'язано із пригніченням метаболічних процесів у печінці і свідчить про зниження її антитоксичної функції [27, 28].

Гігієнічна інтерпретація співставлення отриманих результатів біотестування із даними літератури була б неповною без посилання на думку відомого фахівця в галузі гігієнічного регламентування якості водних ресурсів Г. М. Красовського (1992, 2000), думка якого полягає у наступному: констатація загальної закономірності токсичних впливів при відмінностях конкретних величин ГДК (високотоксичні для людини речовини токсичні і для тварин, і для рослин, і для гідробіонтів) [29], не скасовує, а передбачає наступне: не може бути єдиної системи еколого-гігієнічних ГДК, оскільки біологічна основа екологічних і гігієнічних нормативів суттєво різна; чутливість людини і гідробіонтів до багатьох хімічних речовин неоднакова; соціально-економічна роль екологічних і гігієнічних нормативів незрівнянна [30].

Обговорюючи результати епідеміологічних досліджень захворюваності населення слід зазначити, що існуючі дані літератури не дають змоги робити будь-які певні висновки. Основним недоліком попередніх досліджень є цілковита відсутність підтверджуючих фактів та динаміки захворюваності за роками. Наприклад, у роботі [16, розділ 2] констатується висока смертність місцевого населення, зокрема дітей до 1 року від паразитарних хвороб, які обумовлені незадовільним станом питної води. Ніяк не коментуються осередки інфекційних захворювань, які регулярно виникають у Придунав'ї [17, розділ 2]. Лише зазначено, але не підтверджено, що більшість з них розповсюджуються водним шляхом, а відсутність якісних водоочисних споруд може призвести до масових захворювань не тільки на території регіону, а й за його межами. За даними [19, розділ 2] показники смертності в Придунайському регіоні є гіршими, ніж в цілому по Одеській області, а серед причин смертності

в Українському Придунав'ї найпоширенішими є хвороби системи кровообігу, новоутворення, хвороби органів травлення (незрозуміло за який період). У більш докладній роботі [20, розділ 2] представлена характеристика захворюваності, але при порівнянні 2005 та 2013 років, що не може створити цілісне уявлення.

Характеристика захворюваності населення кишковими інфекціями з 1999 по 2013 рр. у співставленні із контамінацією питної води кишковими вірусами за той же період (розділ 3) показую деякі закономірності.

Перше за все встановлено конгрегаційний характер розподілу із статистично достовірними сплесками та спадами захворюваності населення гастроентероколітами встановленої, невстановленої етіології і ВГА, і контамінації питної води АВ, ЕВ, РеВ, ВГА, РВ. Це є непрямим свідченням впливу вірусів на захворюваність кишковими інфекціями в цьому регіоні, що, ймовірно, пояснюється низькою ефективністю очищення поверхневих вод. Підтверджено домінантність АВ у біоценозі вірусів, ідентифікованих у питній воді м. Ізмаїл, Болград, Кілія, Рені, що свідчить про необхідність відповідних молекулярно-епідеміологічних досліджень води та стільця хворих, особливо гастроентероколітами невстановленої етіології. Наступна закономірність полягала у тому, що максимальне розмаїття біоценозу вірусів спостерігалось у питній воді м. Болград (1,6994) і Кілія (2,0635), які забезпечуються питною водою із поверхневих водозаборів (оз. Ялпуг і р. Дунай відповідно), які значно більшою мірою забруднюються стічними водами у порівнянні із підземними водами (м. Ізмаїл, Рені).

Проведено аналіз захворюваності населення цього регіону різними групами інфекційних та неінфекційних захворювань за період 2004-2013 рр., який дозволяє зробити певне узагальнення. Суть його полягає у тому, що захворюваність населення вибірко-вих районів Українського Придунав'я за основними інфекційними (винятком є ВГА) та деякими неінфекційними групами захворювань статистично вірогідно ($\chi^2 \geq 3,841$) домінує над захворюваністю по області та районах.

В структурі інфекційної та, деякою мірою, неінфекційної захворюваності населення максимальними цифрами вирізняється

м. Ізмаїл. Отримані дані кореспондуються із результатів епідеміологічних досліджень за період 1994 – 2004 рр., коли встановлено позитивну тенденцію для ентеритів із встановленим збудником (8,404) у м. Ізмаїл. Що стосується неінфекційної патології для цього міста встановлено позитивну тенденцію по новотворенням (8,553), хворобам крові і кровотворних органів (0,160) і вродженим аномаліям (0,021), а також по новотворенням (1,533) і хворобам крові та кровотворних органів (0,682) у м. Болград [9, вступ].

Що ж стосується смертності загальний висновок полягає у тенденції до її зниження як дітей у віці до року, так і дорослих (загальна та по всіх групах захворювань, які реєструвались).

Слід зазначити, що за даними [31] по Одеській області спостерігається тенденція до росту показників загальної захворюваності від 60 % у 1999 р. до 72,5 % у 2013 р.

Аналіз структури інфекційної захворюваності регіонів Одеської області (Північ, Центр, Південь) в 2000-2008 рр. показав, що питома вага (%%) дизентерії і сальмонельозу для півдня складала 73 та 8 % відповідно [9, вступ].

При аналізі спалахів гострих кишкових інфекцій (ГКІ) за період з 1998 по 2004 рік, проведений Центральною СЕС МОЗ України, констатовано спалах дизентерії Зонне водного походження у м. Токмак Запорізької області (захворіло 105 осіб, із них 67 діти) та дизентерії Флекснера у вересні 2005 р. [32].

Констатовано тісну і достовірну кореляцію між рівнем мікробного забруднення питної води і частотою поширення серед населення всіх кишкових інфекцій ($r=0,691$), а також окремих нозологій: дизентерії ($r=0,641$), сальмонельозів ($r=0,790$), вірусного гепатиту А ($r=0,847$), гастроентероколітів ($r=0,671$) [33].

Аналіз спалахової захворюваності в Україні показав, що в останні роки збільшилася кількість спалахів, в тому числі і вакцинованих інфекцій, наприклад поліомієліту. В структурі спалахової захворюваності переважають гострі кишкові інфекції, при цьому питома вага постраждалих у 2014 р. дітей становила 48,2% [34].

Вивчена питома вага водного фактора в структурі інфекційної й неінфекційної захворюваності Одеської області, у цілому, і до-

сліджуваних популяцій населення, зокрема. Показано істотне превалювання «невстановлення» збудника (гострі кишкові інфекції) у порівнянні із «встановленням» (ентероколіти) за період з 1990 по 2005 рр. в Одеській області ($r = 0,9116$), при цьому ентероколіти (0,8566) і гострі кишкові інфекції (0,8113) в Україні корелюють із захворюваністю в Одеській області. Встановлена висока кореляційна залежність між контамінацією води водних об'єктів ВГА і захворюваністю населення ВГА, а також аналогічна залежність для питної води м. Одеси. Висловлено припущення, що «водний» фактор внаслідок неефективності хлорування води впливає на періодичність, циклічність і сезонність водно-обумовлених інфекцій (ротавірусної і вірусного гепатиту А), результатом чого є спорадична і спалахова інфекційна захворюваність населення [9, вступ].

За даними [8, вступ] в м. Одесі протягом 1970-2004 рр. провідна роль в етіології ВГА належала водному фактору. Встановлено прямий кореляційний зв'язок між частотою виявлення антигену ВГА у водопровідній воді і зареєстрованою захворюваністю населення ВГА в м. Одесі. Значна контамінація питної води в 1994 р. збігалася з епідемічним підйомом захворюваності ВГА, а значне зниження виявлення антигену ВГА в пробах води супроводжувалося достовірним зниженням показників захворюваності ВГА.

Згідно [35] питома вага спалахової і групової захворюваності гепатитом А в Ростовській області за період з 1992 р. по 2003 р. залишалася стабільною і становила 2,5-5,0 % від загального числа зареєстрованих випадків. При цьому провідна роль у погіршенні епідемічної ситуації і виникненні спалахів серед населення належала водному шляху передачі вірусу гепатиту А. Із загального числа офіційно зареєстрованих спалахів гепатиту А 61,4 % були водними.

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 [36].

Це підтверджують результати епідагляду за гострими кишковими інфекціями у Рівненській області. Перш за все автори зазначають зміну структури ГКІ: при суттєвому зниженні захворюваності на шигельоз зросла захворюваність на ротавірусний ентерит. Все ще залишається велика кількість ГКІ з невизначеною етіологією, що пояснюється, насамперед, недостатнім рівнем лабораторного забезпечення інфекційних стаціонарів та лабораторій санепідслужби або відсутністю тест-систем, діагностикумів, розхідних матеріалів. Саме тому не діагностуються спорадичні випадки кампілобактеріальної, астровірусної, норовірусної інфекцій, а також ряду інших хвороб бактерійної та вірусної етіології. Іноді інфекціоністи на основі висювання умовно-патогенних збудників, навіть при неперевищенні або назначному перевищенні нормативів їх кількості, виставляють діагноз ГКІ із встановленим збудником. Цілком зрозуміло, що скоріше всього, у таких випадках має місце вірусна або не діагностована бактерійна інфекція. До цього слід додати, що на загальну думку епідеміологів, навіть у випадках ГКІ хворі не звертається за медичною допомогою, що значно зменшує вірогідність об'єктивної оцінки захворюваності населення [37].

Характерною ознакою епідемічного процесу в сучасних умовах є принципова зміна взаємодії патогенів з організмом хазяїна, оскільки переважними збудниками є умовно-патогенні, убіквітарні (всюдисущні) мікроорганізми. Особливість цієї мікробіоти полягає в опортунізмі і тривалій персистенції в організмі хазяїна і в об'єктах навколишнього середовища. Результуючої цих метаморфоз є поява стертих, атипичних, повільно протікаючих, хронічних патологічних процесів або безсимптомних форм захворювань, частота яких незмірно вище, чим гострих інфекцій. Домінантою стає спорадична (яка не реєструється), а не спалахова захворюваність, яка традиційно фіксується [38]. До цього слід додати, що саме дискретність виділення збудників кишкових захворювань, вірогідно, є небезпечним фактором ризику спорадичних захворювань.

Наша думка певною мірою співпадає з точкою зору авторів концепції, згідно з якою дія прокариот (бактерій і вірусів) на клітині соми людського організму, що сприймається нами як інфекційна хвороба, насправді є віддзеркаленням інфекційних процесів. Основою цих явищ є існуюча нерівність між прокариотами й еукариотами, що проявляється не лише появою збудників зі зміненою стратегією паразитизму, але й розвитком неповністю керованих або некерованих інфекційних процесів [39].

Останні дослідження [40] свідчать, що не слід використовувати поняття «загибель» або «розкладання» для опису змін ступеню контамінації бактеріями в часі. Видиме зниження кількості мікроорганізмів, які виділяються з морської або прісної води, є не тільки результатом дійсної загибелі клітин, тобто втрати ними життєздатності, але й функцією фізіологічної адаптації до несприятливих умов навколишнього середовища і складної взаємодії фізичних, біологічних і хімічних процесів.

З погляду гормезису (hormesis) [35, розділ 6] як інвертованої реакції дози (двофазова дія хімічних речовин), при якій малі дози викликають стимуляцію, а більші інгібування біологічних показників, хлор і його препарати, як превалюючі засоби знезараження води в усьому світі, не тільки вносять свій неминучий вклад в стійкість патогенної водної мікробіоти, але й стимулюють її розвиток у регламентованих санітарним законодавством залишкових концентраціях ($\leq 0,5 \text{ mg/l} / 30$, розділ 2/) [18, розділ 1]. Підтвердженням нашої гіпотези є, зокрема, результати досліджень С. Bodet із співавт. (2012) [19, розділ 1]: хлор у сублетальних дозах при впливі на *Legionella pneumophila* викликає експресію синтезу білків, залучених у клітинні механізми захисту проти окисного стресу, у результаті чого формується адаптація або резистентність до хлору. Аналогічне явище виявлене S. Wang із співавт., (2009, 2010) [20, 21, розділ 1], які досліджували транскриптомні відповіді на вплив хлору у *E. coli O157:H7* і *S. enterica*. Було показано, що гени, залучені у формування кластеру Fe-S і біосинтез цистеїну, викликали значно більш позитивну регуляцію під впливом хлору. Така ж особливість була характерна для генів, пов'язаних з відповіддю на стрес, формуванням біоплівки, енергетичним обміном і формуван-

ням рибосоми у *S. enterica*; з окисним стресом і резистентністю до антибіотику у *E. coli O157:H7*.

Санітарно-епідеміологічні критерії оцінки ефективності і безпеки засобів знезараження води полягають у наступному: інтенсивність по ефективності і терміну впливу; ступінь універсальності дії стосовно мікроорганізмів; післядія; відсутність підвищення толерантності у мікроорганізмів; можливість дотримання гранично допустимих концентрацій (ГДК) після знезараження; вплив на органолептичні властивості води; імовірність утворення у воді небезпечних продуктів трансформації; наявність доступного і селективного методу визначення у воді; можливість нейтралізації; безпека при застосуванні, транспортуванні, зберіганні [41].

Результати, приведені у розділі 3, служать додатковим обґрунтуванням необхідності впровадження сучасних технологій очистки та знезараження води, зокрема, у цьому регіоні.

У роботі [42] порушені екологічні проблеми, що виникли на Українській ділянці Придунайського регіону в результаті будівництва гідрологічних споруд на території Румунії. Однієї з таких проблем є критичні зміни вмісту солей та рівня води у Придунайських озерах, що згубно впливає на гідробіоти та рослинність, а також викликає засолювання прилягаючих земельних угідь. Основною причиною перерахованих проблем є штучно створене зниження водостоку в Кілійському гирлі на користь Тульчинського гирла.

Кризові явища вітчизняних систем централізованого водопостачання ілюструються даними по Рівненській області, де за останні 15 років припинили експлуатацію кожна 5 артезвердловина та кожен 7 водопровід. Питома вага невідповідності водопровідної води за мікробіологічними показниками зросла від 3,5 % у 2012 році до 16,2 % у 2013 році [43].

Результати анкетування сільських мешканців свідчать про першочергову потребу поліпшення якості води в сільських районах, які найменше охоплені централізованим водопостачанням (від 5,8 до 39% мешканців), впровадження сучасних методів доочищення водопровідної питної води та підвищення рівня інформантності серед сільського населення у сфері питного водопостачання [44].

Світова тенденція у водопостачанні щодо доочищення питної води безпосередньо в місцях її використання робить цей напрямок актуальним і для нашої країни, враховуючи незадовільну якість питної води в багатьох населених пунктах [45]. Це особливо актуально з точки зору знайдених автором [46] статистично значущих кореляційних залежностей середньої сили між окремими компонентами мінерального складу питної води (жорсткість, сухий залишок, загальна мінералізація) та розповсюдженістю хвороб системи кровообігу, ішемічної хвороби серця та гіпертонічної хвороби.

Слід зазначити, що утворення галогенвмісних сполук при хлоруванні води продовжує інтенсивно вивчатися, про що свідчать дані літератури, які наведено у розділі 3. Для України це має неабияке значення, перш за все тому, що за сучасними нормативними вимогами із 01.01.2015 р. ТГМ нормуються у воді із систем централізованого господарсько-питного водопостачання [30, розділ 1]. Наприклад, ГДК хлороформу (ХФ), який складає 90 % від загального вмісту ТГМ [114, розділ 3], складає 0,06 mg/l. За даними [47] у Дніпропетровській області впродовж 2002-2014 рр. на існуючих групових водопроводах із поверхневих джерел постійно виявляється підвищений вміст ХФ на рівні $96,19 \pm 3,9$ $\mu\text{g/l}$. Напроти, заміна хлор-газу на хлорування з преамонізацією дозволила суттєво знизити рівні ХФ, моно- та трихлороцтових кислот до вітчизняних та закордонних нормативів [48, 49].

Експериментальна оцінка впливу хлороформу на рівні 10 ГДК при надходженні з питною водою показала однакову направленість зрушень – гранулоцитоз, еозинофілія та лімфоцитопенія, встановлені зміни процесів репродукції та диференціації гемопоетичних клітин. Паралельне зменшення кількості імунокомпетентних клітин (еозинофілів, плазмочитів) відображає можливе зниження імунної резистентності організму. Кількісні зміни клітинних популяцій вказують на їх адаптивний характер [50].

Отримані нами високі рівні ХФ при хлоруванні води є цілком прогнозованими, про що свідчать розрахунки, приведені у розділі 3. Пояснюється це, у тому числі застарілими технологіями очистки, тим більше, що як з'ясовано у роботах [51, 52], будь-які переваги у одних хлорреагентів перед іншими відсутні. Більше того, при

застосуванні гіпохлориту натрію, який широко впроваджується на водоканалах України, утворення ТГМ максимальне [53]. Але головним чинником у даному випадку є високий загальний органічний вуглець, який за даними [54], ранжується на аутохтонний (гумінові і фульвокислоти) і алохтонний, який утворюється в результаті фотосинтетичної діяльності мікроводоростей і ціанобактерій; і може бути видалений коагуляцією, адсорбцією, окисленням, мембранами, біологічними процесами та комбінацією різних методів [55].

Встановлено, що при обробці води озер діоксидом хлору утворення ХФ мінімізується, що підтверджує попередній аналіз [186, розділ 3] та відповідає даним досліджень впливу різних дезінфектантів, за якими показано та обґрунтовано, що в діапазоні концентрацій діоксиду хлору від 0,1 – 5 mg/l ТГМ не утворюються [56].

Інші дані отримані у роботі [57] з вивчення впливу діоксиду хлору на окиснення *Microcystis aeruginosa*, розпад токсину і формуванні побічних продуктів дезінфекції. Модельована суспензія містила $1,0 \cdot 10^6$ клітин/ml. Результати показали, що діоксид хлору у дозі 1,0 mg/l може сповільнювати фотосинтетичну здатність клітин *M. aeruginosa* аж до її повної деструкції. Повний розпад токсину спостерігається при зростанні дози діоксиду хлору від 0,1 до 1,0 mg/l. Разом з тим, встановлено формування тригалометанів і галооцтових кислот, що вимагає ретельного вивчення.

Стосовно води досліджених нами озер Кагул, Ялпуг, Катлабух це має безпосереднє відношення з огляду на високі рівні ціанобактерій у воді (розділ 4). Окрім цього виявлений нами факт зменшення концентрації ХФ з ростом дози діоксиду хлору потребує врахування факту можливої окислювальною деструкції ХФ діоксидом хлору на основі вільнорадикального механізму та перетворенням ХФ у тетрахлорвуглець [186, розділ 3], який нормується набагато жорсткіше, чим ХФ (2 та 60 $\mu\text{g/l}$ відповідно).

Проблема трансформації хімічних забруднювачів та ППД при знезараженні води не обмежується вищесказаним.

При знезараженні забрудненої води сильними окиснювачами може утворюватися значна кількість побічних продуктів дезінфекції. Наприклад, при використанні в цих цілях хлорування води, що

містить циклогексан, анілін, метилнафталін, фенилоксилілетан, утворюється від 10 до 13 побічних сполук, половина з яких відомі як мутагени і канцерогени, а при використанні озонування води, що містить толуол і стірол, утворюється до 11 побічних продуктів трансформації, з яких 5 і 3 є канцерогенами і мутагенами відповідно [58].

Очевидно, що забруднення, особливо мікробіологічне, цілком і повністю визначається скидами неочищених стічних вод. Тому для цього регіону слід враховувати попередній світовий та вітчизняний досвід. Розглянемо це на прикладі оз. Катлабух: при загальному високому відсотку (60 %) контамінації води поверхневих водойм Українського Придунав'я ооцистами *Cryptosporidium spp.* у двох точках відбору (8, 9) цього озера виявлені максимальні рівні цих патогенних найпростіших (50 та 80/л відповідно). Як показано у роботі [59], звичайні процеси обробки стічних вод показують обмежену ефективність у видаленні ооцист і тільки третинна обробка (із знезараженням) видаляє їх майже повністю [60].

Тут може бути корисним вітчизняний досвід впровадження передових сучасних ефективних технологій біологічного очищення стічних вод на носіях мікроорганізмів та фосфатакумулюючого активного мулу [61] або фітотехнологія, яка впроваджена в с. Лиман Татарбунарського району Одеської області (тобто в обстеженому регіоні) [62].

Слід зазначити, що сусідня Румунія теж має певний досвід дослідження Дунаю.

Це стосується, зокрема сумісного проекту Румунії і Норвегії щодо контролю якості річкової і питної води (від технології виробництва до розподілу) для двох румунських водних компаній. Була досліджена мікробіологічна якість води, рівні органічної речовини, вільний хлор і тригалометани. Вихідна вода в Дунаї показала значне забруднення потенційними патогенними мікроорганізмами фекального походження: *Salmonella sp.*, *Escherichia coli*, *Enterobacter sp.*, *Klebsiella pneumoniae*, *Proteus mirabilis*, *Citrobacter braakii*, *Providencia stuartii* і *Enterococcus sp.* Слід зазначити, що це майже повністю відповідає переліку виявленої нами умовно-патогенної мікрофлори. Під час паводка ідентифіковані також інші бактерії,

такі як *Pseudomonas aeruginosa*, *Acinetobacter*. Мікробна контамінація в значній мірі зменшувалась після дезінфекції. Однак, і в цьому випадку ЗМЧ при 22 або 37 °С було постійно вище нормативу, виділялися *Clostridium perfringens*. У водопровідній воді періодично виявляли *Enterococcus sp.*, *P. aeruginosa* і *E. coli* на фоні високого ЗМЧ через порушення водорозподільної мережі [63].

Вивчена наявність залишків 67 фармацевтичних і протигрибкових препаратів у р. Дунай на румунській території. Двадцять зразків води Дунаю і три з головних притоків були відібрані в травні, липні, серпні і жовтні 2014 р. Аналіз показав наявність 23 сполук, таких як діклофенак, карбамазепін, сульфаметоксазол, тілозін, метіндол, кетопрофен, піроксікам з фунгіцидами тіабендазолом і карбендазімом. Карбамазепін виявлено у 17 зразках, максимальна концентрація склала 40 ng/l. Найвища концентрація склала 166 ng/l для діклофенаку [64].

Останнє повідомлення слід розглядати як привід замислитися щодо таких досліджень в Україні, зокрема у регіоні Українського Придунав'я. Наприклад, у Нідерландах вже впроваджені цільові рівні для ендокринних стероїдів (0,01 µg/l) [65].

Забруднення озер є небезпечним з точки зору ще однієї проблеми: інтрузії забруднювачів із водойми в ґрунтові води, тобто колодязі, якими широко користується населення регіону. У роботі [66] продемонстровано підхід секвенування наступного покоління (next generation sequencing /NGS/) як спосіб контролю якості ґрунтової води і виявлення інтрузії морської води. Ідентифіковано 48 сумісних таксономічних одиниць (operational taxonomic units / OTUS/) ґрунтової води з морською водою.

Слід також обов'язково враховувати сезонність змін якості води поверхневих джерел. Оскільки, аналіз 22 досліджень у країнах, що розвиваються, показав більше фекальне забруднення джерел питної води під час вологого сезону ($p < 0,001$). Ця тенденція послідовно спостерігалася по рівнях фекальних бактерій, п'яти типах джерел, дванадцятьом кліматичним зонам, у сільських і міських регіонах [67].

Оскільки ґрунтові води у колодязях в значній мірі піддаються бактеріальному забрудненню, їх зберігання у тарі при кімнатній

температурі може завдати шкоди здоров'ю споживачів, а повторне використання тих же ємностей приводить до утворення біоплівки як джерела метаболічно активних бактерій [68].

Розповсюджена практика зберігання води у резервуарах у цьому регіоні теж свідчить про серйозні ризики для здоров'я населення. Як показано у роботі [69], в резервуарах для дощової води в Бразилії в процесі щомісячного 4-річного моніторингу коліформи знайдено у 100 % зразків, *E. coli* – в 73,8 %. Для знезараження води у цих випадках, а також в каптажах джерел та колодязях можна рекомендувати тверді препарати діоксиду хлору: однією пігулкою масою 1 g можна знезаразити 500 l питної води (дозою діоксиду хлору 0,2 mg/l) або 200 l (дозою 0,5 mg/l) [70, 71]. Зважаючи на потужний біоцидний ефект діоксиду хлору по відношенню до бактерій, вірусів, найпростіших [27, розділ 1], рекомендовано застосування твердих препаратів цього реагенту для знезараження стічних вод [170, розділ 3].

На думку авторів огляду [72] щодо ендемічних гострих шлунково-кишкових хвороб (AGI), пов'язаних з питною водою, для поліпшення майбутніх оцінок необхідні сучасні для епідеміологічних дослідження, які визначають кількість ризиків здоров'я, пов'язаних з малими водними системами, системами ґрунтової води і впливом водорозподільної системи. Необхідний кількісний аналіз локалізації кишкових патогенів у системах водопостачання, особливо для ґрунтової води. Крім того, нез'ясовані питання щодо сприйнятливості вразливих субпопуляцій до цих патогенів і впливу надзвичайних погодних подій (опадів) на AGI-зв'язані ризики здоров'ю. Необхідні національні централізовані дані, що узагальнюють кількість співвідношень популяції від різних вододжерел, рівні обробки, вихідну якість води і умови інфраструктури розподільної системи.

У роботі [73] представлена перша спроба оцінки величини GBD (global burden of disease) інфекційних хвороб, пов'язаних із плаванням/купанням у прибережних водах, забруднених стічними водами, і харчовими продуктами з моллюсків і інших гідробіонтів, зібраних у таких водах. Автор запропонував такі хвороби називати таласогеними, тобто викликаними морем. Донедавна ці

захворювання розглядалися як місцеві феномени і не включалися у світову практику фіксації проблем забруднення морського середовища. Загальний масштаб проблеми значний, якщо врахувати, що істотна частина населення (а це за різними оцінками 50-60 %) проживає в прибережній зоні, куди найчастіше скидаються недостатньо очищені або взагалі неочищені стічні води. Кожний кубічний метр необроблених побутових стічних вод, скинутих у море, може нести мільйони інфекційних доз патогенних мікроорганізмів. Згідно глобальних оцінок, іноземні і місцеві туристи витрачають близько 2 мільярдів людино-днів щорічно в прибережних рекреаційних курортах і найчастіше контактують тим або іншим способом із прибережними водами, забрудненими стічною водою. Щорічно споживається приблизно 800 мільйонів тонн харчових продуктів, приготовлених із сирих або злегка стерилізованих потенційно забруднених моллюсків, зібраних у забруднених водах. Безліч наукових досліджень показала істотний ризик для плавців і купальників забрудненої інфекційними агентами морської води, яка може служити фактором шлунково-кишкових і респіраторних захворювань при випадковому проковтуванні морської води. Інтегральні дослідження ризику за даними ВООЗ і академічних джерел досліджень дозволили встановити глобальний щорічний рівень захворюваності в контексті вищевикладеного: понад 120 мільйонів випадків шлунково-кишкових хвороб і понад 50 мільйонів випадків більш важких респіраторних захворювань виникають при плаванні та купанні в забруднених стічною водою прибережних водах. Споживання з їжею контамінованих моллюсків щорічно викликає близько 4 мільйонів випадків інфекційного гепатиту А і Е з 40 тисячами летальних випадків і 40 тисяч випадків довготривалої втрати працездатності. Повний загальний вплив на здоров'я таласогенних інфекційних хвороб, пов'язаних з наявністю патогенних мікроорганізмів у прибережних водах, оцінюють в 3 мільйони людино-днів/рік, з передбачуваними економічними втратами близько 12 мільярдів доларів щорічно. Автор припускає, що всі вищезгадані оцінки орієнтовні і справжні числа можуть бути вище або нижче на 50 %. Однак, це не змінює його переконання, що забруднення стічною водою прибережних вод є багатомільярдним щорічним

тягарем здоров'ю, тому запобігання такого забруднення є гідним включення в загальний порядок денний профілактики і контролю забруднення морського середовища.

Оцінка біологічної контамінації морських прибережних вод Одеського регіону та Одеської області [9, вступ; 74], зокрема стосовно ролі водного транспорту у забрудненні рекреаційних зон, показала наступне.

Проведені в останні роки комплексні дослідження Азово-Чорноморського басейну показали значне забруднення Чорного моря. Результати досліджень стали загальноновизнаним фактом. Вони показали, що морська вода і донні відкладення містять у різних концентраціях практично всі забруднюючі речовини, які найчастіше перевищують гранично-допустимі і зустрічаються найчастіше в районах великих міст і, особливо, в гирлах великих рік. Аналіз показує недостатність висвітлення в літературі питань біологічної контамінації морської води прибережних зон.

Проведена оцінка якості очищення міських змішаних (промислово-побутових) стічних вод СБО «Південна» м. Одеси [9, вступ] показала, що в результаті біологічного очищення здійснюється ефективно зниження основних фізико-хімічних показників, проте незначне зниження щільного залишку, ЗМЧ і колі-індексу.

Результати моніторингу (1999-2008 рр.) якості морської води в місці скидання цих стічних вод за даними виробничої лабораторії ТОВ «Інфокс» філії ТОВ «Інфоксводоканал» свідчать, що середні рівні забруднення морської води ЛКП становлять 10^5 CFU/l.

Директива ЄЕС № 76/169 регламентує наступний норматив бактеріального забруднення стічних вод перед скиданням: загальні колі-форми – 2000 CFU/100 ml, фекальні колі-форми – 1000 CFU/100 ml. Відповідно діючому в Україні нормативному документу [75] індекс ЛКП у морській воді в районах водокористування населення повинен становити не більш 5000 CFU/l. При цьому, «у зоні санітарної охорони регламентується стосовно до умов відведення стічних вод, ступінь очищення і знезаражування яких повинна забезпечувати колі-індекс не більше 1000 CFU/l і індекс колі-фагу не більше 1000 PFU/l». Враховуючи, що скидання стічних вод здійснюється в рекреаційну зону, можна зробити висновок,

що забруднення морської води перевищує нормативне в середньому в 100 раз [9, вступ].

Оцінка ризику водного фактора для здоров'я населення (розділ 6) супроводжувалася певними труднощами, а саме обмеженістю вітчизняних досліджень з цієї проблеми та односпрямованістю підходів до розрахунків таких ризиків, яка сформувалася за даними різних джерел літератури. Фактично, тільки в огляді літератури Т. Е. Ford [10, розділ 1] є натяк на необхідність врахування взаємодії біологічного та хімічного забруднення води. Окремою перешкодою була недостатність даних щодо забруднення конкретних водойм. Тому, нами вибрано окремих водний об'єкт (оз. Катлабух), який докладно проаналізовано за всіма встановленими даними. Ступінь невизначеності окремих компонентів запропонованої моделі потребує окремого обговорення. Це відсутність результатів моніторингу за всіма показниками; орієнтовність отриманих даних, оскільки для умовно-патогенної, патогенної мікрофлори та кишкових вірусів це якісні реакції (наявність, відсутність), а не число CFU або генних копій в об'ємі води; методична недосконалість, наприклад, для ооцист криптоспоридій, які виявлені у даному об'єкті в максимальній кількості, однак при застосуванні більш чутливих методів ці цифри були б вищі; поєднання в одній моделі різних за значимістю критеріїв. Однак, розроблене ранжування цих критеріїв за ступенем впливу на фактор ризику дозволило певною мірою нівелювати розбіжності та можливі похибки, тому така модель може розглядатися як перший крок у розробці комплексних та адекватних методологічних підходів до оцінки води як фактора ризику для здоров'я населення.

В обговоренні опису алгоритму впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення [76-79] та запропонованої моделі [80] і розгляду прикладу оцінки якості води доцільно також висловити наступні міркування. Дана векторна оцінююча модель є значною мірою універсальною і досить простою. Цей інструмент може бути використано для оцінки якості води поверхневих водойм на різних територіях (для цього, зокрема, і були використані групи СОЗ, важких металів і показників радіаційної безпеки, які можуть виявитися досить актуальними в

інших районах). Модель уміє працювати із залежними ознаками, використовуючи напрямні косинуси при побудові простору показників; у побудові узагальненої оцінки беруть участь (зі своїми вагами) усі показники тощо. Дуже важливо, що при необхідності може бути ефективно проведений внутрішній аналіз – за рахунок якого показника або їх груп відбулося погіршення або поліпшення. Може бути виконаний прогноз і класифікація об'єктів і оцінок. Але найбільш важливо, що для оцінки використані не узагальнені характеристики факторів, а безпосереднє рівняння стану системи, написане мовою її прямих характеристик.

Коли ця книга готувалася до друку, в червні 2016 року населення найбільшого міста Українського Придунав'я Ізмаїла потерпіло від водно-обумовленої ротавірусної інфекції. Аналіз спалаху, до якого долучився співавтор цієї книги, показав наступне.

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 справитись з великим об'ємом дощових вод.

Перші випадки захворювань гострою кишковою інфекцією були зареєстровані 15.06.16 р., 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 – всього 6, з них 3 дитини;
- 16.06 – всього 24, з них 18 дітей (приріст у 4 рази);
- 17.06 – всього 84, з них 44 дитини (приріст у 3,5 рази);
- 18.06 – всього 108, з них 67 дітей (приріст 28,5%);
- 19.06 – 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 сирого питної води, 3 % - з молочними продуктами домашнього приготування, 4 % - із вживанням овочів та фруктів, які були помиті 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 вбирален у приватному секторі). Основна захворюваність (57,4 %) зареєстрована у мешканців приватного сектору, у тому числі серед мешканців с. Броска – 7 осіб, з них 6 дітей, та с. Матроска - 2 особи (1 дитина). В даних населених пунктах водопостачання здійснюється з мереж міського водопроводу.

Крім того, на даній території дощові зливні води затримувались на певний час, а на інших територіях таке явище було від-

сутнє. 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.

Проведена дезінфекція забруднених зливовими стоками свердловин і 2-х РЧВ таблетованим діоксидом хлору (препарат «Жавілар Оксі») дозволила, певною мірою, локалізувати спалах. Адміністрацією міста прийнято рішення щодо необхідності впровадження обладнання для генерування і дозування діоксиду хлору.

Прокоментувати це, з огляду на попередні міркування [81, 82; 9 вступ; 9, розділ 1], можна наступним чином.

Як відомо, існує певний взаємозв'язок ступеня ротавірусної контамінації питної води і захворюваності населення: підйом захворюваності з 1996 р. відзначений після істотного погіршення якості води в 1995 р. [83]. Автором [9, вступ] констатована аналогічна закономірність: збільшення відсотка позитивного ПЛР – тесту на антигени ротавірусу у пробах питної води м. Одеса в 1999 р. передувало спалаху ротавірусної інфекції в грудні 2000 – лютому 2001 р., коли в 47 % випадків від захворілих виділяли ротавіруси. Аналіз епідемічної ситуації дозволив з великою ймовірністю припустити, що захворюваність викликана ротавірусами, а головним фактором передачі інфекції є питна вода, яка недостатньо очищена від вірусів [84].

Разом з тим при аналогічному рівні виявлення ротавірусів в 1997 р. у наступному, 1998 р., підйом захворюваності не встановлений. Пояснення цьому факту слід шукати у встановленій здатності ротавірусів до реасортації (перегрупування) генів [85-87]: імовірно, саме в 1999 р. вірус реасортував у найбільш контагіозний серотип.

За останні роки цей спалах є найбільш масштабним епідемічним явищем з водним шляхом передачі збудника [88]. Згідно даним [92] ротавіруси почали виявляти в значних кількостях у листопаді-грудні 2000 р. (13,6-21,4 % проб питної води відповідно), при цьому всі проби річкової води показали контамінацію цими вірусами. У цей ж час почала зростати захворюваність населення гострими кишковими інфекціями, яка із середини грудня набула характер спалаху, що тривав до середини лютого 2001 р. Ротавірусна етіологія захворювання була підтверджена вірусологічними дослідженнями клінічного матеріалу.

Як показали подальші спостереження, прийнята доза залишкового хлору 2 mg/l при двоступінчастій системі хлорування була досить ефективна для попередження вірусного забруднення питної води у водорозвідній мережі міста. Це підтверджує той факт, що при постійному виділенні ротавірусів у районі водозабору за весь період режиму посиленого знезаражування у водогінних мережах РВ не виділяли. При зниженні дози залишкового хлору до нормативної [173, розділ 3] відновилися випадки ідентифікації ротавірусів у водопровідній воді [89].

Це дозволяє взяти під сумнів переконання авторів роботи [86] про певну послідовність і сезонність взаємозв'язку контамінації води ротавірусами і захворюваністю ротавірусною інфекцією, коли перше передєе другому. Разом з тим, це не заперечує феномен реасортації [88-90], коли наростання титру вірулентного реасортованого генотипу в річковій воді досягло свого критичного рівня. З іншого боку, це узгоджується з даними [9, вступ], представленими вище, і даними літератури [90] відносно цілорічної циркуляції ВГА в питній воді у взаємозв'язку із цілорічною спорадичною захворюваністю населення. На погляд автора [9, вступ], це не протиріччя, а доповнення до його припущення, суть якого зводиться до наступного: періодичність, циклічність і сезонність водно-обумовлених інфекцій (ротавірусної та гепатиту А) є не статичними, але, скоріше, динамічними характеристиками епідемічного процесу; при цьому такий динамізм тим більше виражений, чим більш значимий 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. Що ж стосується рота-вірусу, не випадково автор назвав його «віробомбою уповільнено-непередбаченої дії» [84].

Аналіз проведених досліджень дозволив запропонувати систему заходів щодо поліпшення стану поверхневих водойм Українського Придунав'я, яка передбачає наступні складові.

Організаційно-правові:

Відтворення стоку р. Дунай у Кілійському гирлі, що забезпечить підвищення рівня води та зниження загальної мінералізації води Придунайських озер.

Створення зон суворого режиму для всіх поверхневих водойм.

Паспортизація джерел забруднення (стихійних звалищ, смітників, складів отрутохімікатів, скотомогильників тощо) та вжиття заходів щодо їх усунення.

Мораторій на скидання господарсько-фекальних та промислових стічних вод.

Впровадження локальних систем очистки стічних вод.

Реформування існуючих та будівництво нових локальних систем доочистки води для питних потреб.

Впровадження індивідуальних (групових) систем доочистки води.

Впровадження ефективних технологій знезараження питної води, для чого передбачити у якості першочергового заходу постачання населенню твердих (порошкових) дезинфектантів, зокрема діоксиду хлору, для застосування в залежності від епідеміологічної ситуації із якістю питної води.

Науково-методичні:

Проведення комплексного посезонного моніторингу стану поверхневих водойм, питної води із систем централізованого та децентралізованого водопостачання із визначенням пріоритетних біологічних та хімічних контамінантів.

Оцінка стану евтрофікації водойм, що передбачає визначення ціанобактерій впродовж «цвітіння».

Впровадження методик визначення у воді ціанотоксинів та визначення їх рівнів у воді водойм.

Забезпечення акредитованих лабораторій сучасними методами визначення біологічних та хімічних контамінантів, що повинно супроводжуватися регулярним постачанням тест-систем, діагностикумів, розхідних матеріалів.

Проведення молекулярно-епідеміологічних досліджень взаємозв'язку якості води із захворюваністю населення кишковими інфекціями.

Дослідження таласогенії та визначення їх квоти у водно-обумовленій захворюваності.

Вивчення впливу мінерального складу води на поширеність неінфекційних захворювань.

ЛІТЕРАТУРА

1. Чарний Д.В. Можливі технологічні рішення з реконструкції існуючих типових водопровідних очисних споруд з поверхневими джерелами водопостачання / Д.В. Чарний // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – 2015. – Вип. 59. – С. 118 – 124.
2. Василенко С.Л. Экобезопасность водоснабжения: аксиоматика, принципы, системотехника / С.Л. Василенко // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – 2015. – Вип. 59. – С. 163 – 169.
3. Василенко С.Л. Міжнародно-правові аспекти питної води / С.Л. Василенко, І.В. Корінько, І.О. Панасенко // Збірка доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК – 2015». – 8-12 червня 2015 р., м. Іллічівськ. – С. 26 – 29.
4. Некрасова Л.С. Вплив забруднення води на стан здоров'я населення / Л.С. Некрасова, М.Ю. Філоненко, Ю.Ю. Чумак // Зб. тез. доп. наук.-практ. конф. «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України», одинадцяті Марзеєвські читання. – 8-9 жовтня 2014 р. м. Київ. – С. 164 – 166.
5. Бондаренко Д.А. Питне водопостачання населених пунктів Одеської області / Д.А. Бондаренко, Т.Л. Лебедева // Бюлетень XIII чтений им. В.В. Подвысоцкого. – 19-20 июня 2014. – Одесса, 2014. – С. 54 – 55.

6. Бондаренко Д.А. Шляхи вдосконалення санітарного нагляду за питним водопостачанням в сучасних умовах / Д.А. Бондаренко // Бюллетень ХІУ чтений им. В.В. Подвысоцкого. – 27-28 мая 2015. – Одесса, 2015. – С. 32 – 33.
7. Наукові засади нормування антропогенного навантаження річкових басейнів / А.В. Яцик, І.А. Пашенюк, І.В. Гопчак [та ін.] // Збірка доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК – 2015». – 8-12 червня 2015 р., м. Іллічівськ. – С. 311-322.
8. Korrick S.A. Polychlorinated biphenyls, organochlorine pesticides and neurodevelopment / S.A. Korrick, S.K. Sagiv // *Curr. Opin. Pediatr.* – 2008. – V. 20, N 2. – P. 198 – 204.
9. Генетична різноманітність штамів *F. tularensis*, що ізольовані в різних ландшафтно-географічних зонах України // З.М. Нехороших, Г.М. Джуртубаєва, Н.В. Пилипенко [та ін.] // «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни», м. Львів. – 2015. – Вип. 12. – С. 50 – 53.
10. Томаш М.Я. Осередки туремії в Івано-Франківській області / М.Я. Томаш, Н.П. Кузишин, О.А. Білоус // «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни», м. Львів. – 2015. – Вип. 12. – С. 53 – 55.
11. Особливості лептоспірозу в Івано-Франківській області / М.Я. Томаш, Н.П. Микитенко, Н.П. Кузишин [та ін.] // «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни», м. Львів. – 2015. Вип. 12 – С. 56-59.
12. Пушкарьова О.В. Особливості захворюваності лептоспірозом у Львівській області в 2014 році / О.В. Пушкарьова, О.Я. Баворовська, Е.Н. Луговської // «Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни», м. Львів, 2015. Вип. 12 – С. 59-60.
13. Incidence of adenoviruses in raw and treated water / J. Van Heerden, M.M Ehlers, W.B. van Zyl [et al.] // *Water Research.* – 2003. – V. 37, N 15. – P. 3704 – 3708.
14. Prevalence of human adenoviruses in raw and treated water / J. Van Heerden, M.M Ehlers, W.B. van Zyl [et al.] // *Water Science & Technology.* – 2004. – V. 50, N 1. – P. 39 – 43.
15. Quantification and Stability of Human Adenoviruses and Polyomavirus JCPyV in Wastewater Matrices / S. Bofill-Mas, N. Albinana-Gimenez, P. Clemente-Casares [et al.] // *Applied and Environmental Microbiology.* – 2006. – V. 72, N 12. – P. 7894 – 7896.
16. Evaluation of human adenovirus and human polyomavirus as indicators of human sewage contamination in the aquatic environment / J. Hewitt, G. E. Greening, M. Leonard [et al.] // *Water Research.* – 2013. – V. 47, N 17. – P. 6750 – 6761.
17. Порівняльна характеристика виділення ентеровірусів із води різного виду в Україні / С. І. Доан, В. І. Задорожна, В. І. Бондаренко [та ін.] // *Довкілля та здоров'я.* – 2007. – № 4. – С. 38 – 41.
18. Detection of Infectious *Cryptosporidium* Oocysts by Cell Culture Immunofluorescence Assay: Applicability to Environmental Samples / F.M. Schets, G.B. Engels, M. During [et al.] // *Applied and Environmental Microbiology.* – 2005. – V. 71, N 11. – P. 6793 – 6798.
19. Infectious *Cryptosporidium parvum* Oocysts in Final Reclaimed Effluent / A.L. Gennaccaro, M.R. McLaughlin, W. Quintero-Betancourt [et al.] // *Applied and Environmental Microbiology.* – 2003. – V. 69, N 8. – P. 4983 – 4984.
20. DiGiorgio C.L. *Cryptosporidium* and *Giardia* Recoveries in Natural Waters by Using Environmental Protection Agency Method 1623 / C.L. DiGiorgio, D.A. Gonzalez, C.C. Huitt // *Applied and Environmental Microbiology.* – 2002. – V. 68, N 12. – P. 5952 – 5955.
21. Ali M.A. Detection of enteric viruses, *Giardia* and *Cryptosporidium* in two different types of drinking water treatment facilities / M.A. Ali, A.Z. Al-Herrawy, S.E. El-Hawaary // *Water Research.* – 2004. – V. 38, N 18. – P. 3931 – 3939.
22. Toxins of cyanobacteria. Review / M. E. van Apeldoorn, H. P. van Egmond, G. J. A. Speijers [et al.] // *Mol. Nutr. Food Res.* – 2007. – V. 51. – P. 7 – 60.
23. Codd G.A. Cyanobacterial toxins: Occurrence, properties and biological significance / G.A. Codd // *Water Science and Technology.* – 1995. – V.32, N4. – P. 149 – 156.
24. Codd G.A. Cyanobacterial toxins, the perception of water

quality, and the prioritisation of eutrophication control / G.A. Codd // *Ecological Engineering*. – 2000. – V.16, N1. – P. 51 – 60.

25. Codd G.A. Cyanobacterial toxins: risk management for health protection / G.A. Codd, L.F. Morrison, J.S. Metcalf // *Toxicology and Applied Pharmacology*. – 2005. – V.203, N3. – P. 264 – 272.

26. Skulberg O.M. Cyanobacteria/cyanotoxin research – Looking back for the future: The opening lecture of the 6th ICTC, Bergen, Norway / O.M. Skulberg // *Environmental Toxicology*. – 2005. – V.20, N3. – P. 220 – 228.

27. Алексеєнко Н.О. Експериментальне обґрунтування зовнішнього застосування пелоїдів Шаболатського лиману / Н.О. Алексеєнко, Н.О. Ярошенко, С.Г. Гуца // *Актуальные проблемы медицины транспорта*. – 2012. – № 3 (29). – С. 80 – 84.

28. Алексеєнко Н.О. Експериментальне дослідження ропи Шаболатського та Будакського лиманів Одеської області / Н.О. Алексеєнко, С.Г. Гуца, Н.О. Ярошенко // *Вісник морської медицини*. – 2012. – № 3 (57). – С. 33 – 37.

29. Красовский Г. Н. Гигиеническое нормирование качества воды: становление и перспективы / Г. Н. Красовский, З. И. Жолдакова // *Гигиена и санитария*. – 1992. – № 9 – С. 18–21.

30. Красовский Г. Н. Гигиенические и экологические критерии вредности в области охраны водных объектов / Г. Н. Красовский, Н. А. Егорова // *Гигиена и санитария*. – 2000. – № 6. – С. 14 – 17.

31. Гончаренко А.А. Структура заболеваемости населения Одесской области в условиях изменяющегося климата / А.А. Гончаренко // *Бюллетень XIII чтений им. В.В. Подвысоцкого*. – 19-20 июня 2014. – Одесса, 2014. – С. 83 – 85.

32. Максимчук М. Профілактика гострих кишкових інфекцій та харчових отруєнь / Максимчук М. // *СЕС профілактична медицина*. – 2005. – №6. – С. 65 – 69.

33. Водні ресурси України: стан питного водопостачання, вододжерел, рекреаційних зон та їх вплив на здоров'я населення / В.В. Станкевич, Г.І. Корчак, С.В. Тарабарова [та ін.] // *Гигиена населенных мест*. – 2005. – Вып. 46. – С. 66 – 71.

34. Колеснікова І.П. Спалахова захворюваність в Україні / І.П. Колеснікова, Т.А. Романенко // *«Сучасні проблеми епідеміо-*

логії, мікробіології, та гігієни», м. Львів, 2015. – Вип. 12. – С. 70 – 72.

35. Зыкова Т. А. Совершенствование вирусологических исследований водных объектов окружающей среды в системе санитарно-вирусологического надзора: авт. дис. на соискание уч. степ. канд. мед. наук : спец. 03.00.06 «Вирусология» / Т. А. Зыкова. – М., 2006. – 24 с.

36. Санепідслужбі – бути? // *Ваше здоров'я*. Медична газета України. – 31.10.2014. – №44-45 (1275 – 1276). – С. 7.

37. Резніков А.П. Актуальні питання епідагляду за гострими кишковими інфекціями / А.П. Резніков, О.В. Белковський, І.В. Гушук // *«Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології, та гігієни»*, м. Львів. – 2014. Вип. 11. – С. 57-59.

38. Мокієнко А.В. Біоплівки шпитальних екосистем: від антагонізму до синергізму / А.В. Мокієнко // *Вісник національної академії наук України*. – 2014. – №7. – С. 34 – 44.

39. Богадельніков І.В. Перманентний інфекційний процес як двигун еволюції людини / І.В. Богадельніков, Н.І. Мужецька, К.І. Богадельнікова // *«Проблеми військової охорони здоров'я»*. Збірник наукових праць Української військово-медичної академії. – Вип. 44. – Т.2. – К., 2015. – С. 14 – 19.

40. Бутилированная вода: типы, состав, нормативы / под ред. Д. Сениор, Н. Деге; пер. с англ. Е. Бровниковой, Т. Зверевич. – СПб. : Профессия, 2006. – 424 с.

41. Тульская Е.А. Научное обоснование гигиенических критериев санитарно-эпидемиологической оценки средств обеззараживания воды / Е.А. Тульская, З.И. Жолдакова, Р.А. Мамонов // *Гигиена и санитария*. – 2014. – №6. – С. 13 – 17.

42. Домбровский В.А. Будущее придунайских озер в разрезе проблемы стока воды в Килийском гирле / В.А. Домбровский, В.И. Чимшир, А.Г. Данилян // *Збірка тез доповідей семінару «Ризики та загрози джерел забруднення в Нижньодунайському регіоні»*. – Одеса, 2015. – С. 40 – 42.

43. Гушук І.В. Еколого-гігієнічна оцінка якості питної води з джерел та мережі централізованих водопроводів Рівненської області / І.В. Гушук, О.І. Брезецька, В.І. Гушук // *Гігієна населених місць*. – 2014. – №64. – С. 76 – 80.

44. Григоренко Л.В. Гігієнічна оцінка якості водопровідної питної води в сільських районах, за даними соціологічного опитування населення / Л.В. Григоренко // Гігієна населених місць. –2014. – №63. – С. 68 – 77.

45. Прокопов В.О. Гігієнічна оцінка доочищення водопровідної питної води на колективних водоочисних установках / В.О. Прокопов, О.Б. Липовецька // Гігієна населених місць. –2014. – №63. – С. 49 – 60.

46. Григоренко Л.В. Вплив якості питної води на стан здоров'я сільського населення / Л.В. Григоренко // Гігієна населених місць. –2014. – №64. – С. 80 – 86.

47. Зайцев В.В. Вміст хлороорганічних сполук у питній воді групового водопроводу в умовах промислового міста / В.В. Зайцев, Н.І. Рублевська, Ю.В. Остапенко // Бюллетень ХІУ чтений ім. В.В. Подвысоцкого. – 27-28 мая 2015. – Одесса, 2015. – С. 74 – 75.

48. Дослідження галогеноцтових кислот у питній воді мереж водопостачання м. Києва / В.О. Прокопов, Є.А. Труш, Т.В. Куліш [та ін.] // 36. тез. доп. наук.-практ. конф. «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України», Одинадцяті Марзєєвські читання. – 8-9 жовтня 2015 р., м. Київ. – С. 49 – 52.

49. Труш Є.А. Утворення нелетких хлороорганічних сполук на річкових водопроводах м. Києва / Є.А. Труш, Т.В. Куліш, В.А. Соболь // 36. тез. доп. наук.-практ. конф. «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України», Одинадцяті Марзєєвські читання. – 8-9 жовтня 2015 р., м. Київ. – С. 72 – 74.

50. Експериментальна оцінка впливу хлороформу, що надходить до організму з питною водою / Л.А. Томашевська, Т.Є. Кравчун, Н.В. Дідик [та ін.] // 36. тез. доп. наук.-практ. конф. «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України», Одинадцяті Марзєєвські читання. – 8-9 жовтня 2015 р., м. Київ. – С. 273 – 275.

51. Полищук А.А. Сравнение методов обеззараживания питьевой воды хлором и его производными / А.А. Полищук, В.И. Гольцов // Збірка доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК – 2015». – 8-12 червня 2015 р., м. Іллічівськ. – С. 107 – 111.

52. Полищук А.А. Практика обеззараживания питьевой

воды хлором и его производными / А.А. Полищук, В.И. Гольцов // Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури. – 2015. – Вип. 59. – С. 289 – 292.

53. Зоріна О. В. Гігієнічне обґрунтування шляхів мінімізації утворення хлороорганічних сполук при застосуванні хлору у водопідготовці : автореф. дис. на здобуття наук. ступ. канд. мед. наук : спец. 14.02.01 – гігієна / О. В. Зоріна. – К., 2006. – 19 с.

54. Rodríguez-Murillo J.C. Temporal evolution of organic carbon concentrations in Swiss lakes: Trends of allochthonous and autochthonous organic carbon / J.C. Rodríguez-Murillo, M. Filella // Science of The Total Environment. –2015. –V. 520. – P. 13–22.

55. A review of different drinking water treatments for natural organic matter removal / Y. Zhang, X. Zhao, X. Zhang [et al.] // Water Science & Technology: Water Supply. –2015. –V. 15, N 3. – P. 442–455.

56. Оцінка санітарно-хімічних показників якості води при порівнянні методів знезараження в централізованих системах водопостачання / В.М. Міщанчук, О.В. Кравченко, І.В. Кольцов [та ін.] // Збірка доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК – 2015». – 8-12 червня 2015 р., м. Іллічівськ. – С. 70 – 75.

57. Effect of chlorine dioxide on cyanobacterial cell integrity, toxin degradation and disinfection by-product formation / S. Zhou, Y. Shao, N. Gao [et al.] // Science of The Total Environment Volumes. – 2014. –V. 482–483. – P. 208–213.

58. Рахманин Ю.А. Концепция развития государственной системы химико-аналитического мониторинга окружающей среды / Ю.А. Рахманин, А.Г. Малышева // Гигиена и санитария. – 2013. – № 6. – С. 4 – 9.

59. Occurrence of *Cryptosporidium*, *Giardia*, and *Cyclospora* in influent and effluent water at wastewater treatment plants in Arizona / M. Kitajima, E. Haramoto, B. C. Iker [et al.] // Science of The Total Environment. – 2014. –V. 484. – P. 129–136.

60. A year-long study of *Cryptosporidium* species and subtypes in recreational, drinking and wastewater from the central area of Spain / A.L. Galván, A. Magnet, F. Izquierdo [et al.] // Science of The Total Environment. – 2014. –V. 468–469. – P. 368–375.

61. Саблій Л.А. Передові сучасні ефективні технології

біологічного очищення стічних вод / Л.А. Саблій, В.С. Жукова, М.Ю. Козар // Збірка доповідей Міжнародного конгресу «ЕТЕВК – 2015». – 8-12 червня 2015 р., м. Іллічівськ. – С. 153 – 15575.

62. Станкевич В.В. Гігієнічні аспекти застосування нової технології очищення господарсько-побутових стічних вод на малих очисних спорудах з очищенням на біоплато / В.В. Станкевич, С.Б. Тарабарова // 36. тез. доп. наук.-практ. конф. «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України», Одинадцяті Марзєєвські читання. – 8 – 9 жовтня 2015 р., м. Київ. – С. 65 – 67.

63. Water microbial quality during drinking water treatment technology and distribution provided by two Romanian companies / S. Gheorghe, A. Catrangiu, I. Lucaciu [et al.] // *Water Science & Technology: Water Supply*. – 2015. –V. 15, N 1. – P. 66–74.

64. High sensitive multiresidue analysis of pharmaceuticals and antifungals in surface water using U-HPLC-Q-Exactive Orbitrap HRMS. Application to the Danube river basin on the Romanian territory / C. L. Chitescu, G. Kaklamanos, A. I. Nicolau [et al.] // *Science of The Total Environment*. – 2015. –V. 532. – P. 501–511.

65. Use of the Threshold of Toxicological Concern (TTC) approach for deriving target values for drinking water contaminants / M.N. Mons, M.B. Heringa, J. van Genderen [et al.] // *Water Research Volume*. – 2012. –V. 47, N 2. – P. 1666–1678.

66. Influence of seawater intrusion on microbial communities in groundwater / T. Unno, J. Kim, Y. Kim [et al.] // *Science of The Total Environment*. – 2015. –V. 532. – P. 337–343.

67. Seasonal variation of fecal contamination in drinking water sources in developing countries: A systematic review / C. Kostyla, R. Bain, R. Cronk [et al.] // *Science of The Total Environment*. – 2015. –V. 514. – P. 333–343.

68. Burkowska-But A. Bacterial growth and biofilm formation in household-stored groundwater collected from public wells / A. Burkowska-But, A. Kalwasińska, M. Swiontek Brzezinska // *Journal of Water and Health*. – 2015. –V. 13, N2. – P. 353–361.

69. Water quality and microbial diversity in cisterns from semiarid areas in Brazil / F. Alves, T. Köchling, J. Luz // *Journal of Water and Health*. – 2014. –V. 12, N3. – P. 513–525.

70. Знезараження води в колодязях, каптажах джерел та резервуарах зберігання твердим препаратом діоксиду хлору / Н.Ф. Петренко, О.К. Созінова, Г.В. Власюк [та ін.] // *Бюллетень XIII чтений им. В.В. Подвысоцкого*. – 19-20 июня 2014. – Одесса, 2014. – С. 207 – 209.

71. Тверді препарати діоксиду хлору, ефективність дії та перспективи впровадження / Н.Ф. Петренко, А.В. Мокієнко, Т.І. Баєва [та ін.] // *Вісник Одеської державної академії будівництва та архітектури*. – 2015. – Вип. 59. – С. 281 – 288.

72. A systematic review of waterborne disease burden methodologies from developed countries / H. M. Murphy, K. D. M. Pintar, E. A. McBean [et al.] // *Journal of Water and Health*. – 2014. –V. 12, N4. – P. 634–655.

73. Shuval H. Estimating the global burden of thalassogenic diseases: human infectious diseases caused by wastewater pollution of the marine environment / H. Shuval // *J. Water Health*. – 2003. – V.1. – P. 53 – 64.

74. Мокиєнко А.В. Талассогенії: к оценке биологической контаминации прибрежных морских вод / А.В. Мокиєнко, Н.Ф. Петренко // 36. мат-лів міжнар. наук.-практ. конф. «Екологічні проблеми Чорного моря». – Одеса, 2011. – С. 76 – 81.

75. Санитарные правила и нормы охраны прибрежных вод морей от загрязнения в местах водопользования населения : СанПиН № 4631–88 : утв. МЗ СССР 06. 07. 1988 г. – М., 1988. – 24 с.

76. Ковальчук Л.Й. Характеристика впливу води поверхневих водоем Українського Придунав'я на здоров'я населення / Л.Й. Ковальчук // *Вода: гігієна и екологія*. – 2015. – № 1– 2. – С.95 – 107.

77. Ковальчук Л.Й. Вода як фактор ризику для здоров'я населення Українського Придунав'я / Л.Й. Ковальчук // 36. тез. доп. наук.-практ. конф. «Актуальні питання гігієни та екологічної безпеки України», Одинадцяті Марзєєвські читання. – 8-9 жовтня 2015 р. м. Київ. – С. 159 – 160.

78. Ковальчук Л.Й. Алгоритм впливу води поверхневих водоем як фактора ризику для здоров'я населення / Л.Й. Ковальчук

// 36. тез. доп. Міжн. наук.-техн. конф. «Стан і перспективи харчової науки та промисловості» присвяченої 20-річчю заснування кафедри харчової біотехнології і хімії ТНТУ імені Івана Пулюя, м. Тернопіль, 8 – 9 жовтня 2015 року. – С. 174 – 175.

79. Ковальчук Л.Й. Вода поверхневих водойм Українського Придніпров'я як фактор ризику для здоров'я населення / Л.Й. Ковальчук // Збірка матеріалів Міжнародного конгресу «Медицина транспорту – 2015». – Одеса, 15 – 17 вересня 2015 р. – С. 110 – 111.

80. Мокієнко А.В. Алгоритм та модель впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення / А.В. Мокієнко, Л.Й. Ковальчук, А.Д. Крісілов // Вода: гігієна і екологія. – 2015. – № 3 – 4. – С. 63 – 86.

81. Мокиенко А.В. Ротавирусная инфекция (обзор литературы и собственных исследований) / А.В. Мокиенко, Н.Ф. Петренко, А.И. Гоженко / Питьевая вода. – 2007. – №5(41). – С. 6 – 16.

82. Гигиеническая оценка загрязнения вирусами водных объектов и питьевой воды в Одесской области. Сообщение четвертое: ротавирус и ротавирусная инфекция / А.В. Мокиенко, Н.Ф. Петренко, Л.И. Засыпка [и др.] // Профилактика медицина. – 2011. – №4. – С. 36 – 41.

83. Оценка контаминации водных объектов кишечными вирусами в сопоставлении с динамикой заболеваемости населения / В. И. Сергеев, Е. В. Кудреватых, Е. В. Сармометов [и др.] // Гигиена и санитария. – 2003. – № 1. – С. 15 – 17.

84. Климентьев И.Н. Актуальный вопрос водоснабжения г. Одессы – вирусное загрязнение водоисточника и разводящей сети / И. Н. Климентьев, В. Н. Филонов, И. В. Бабич // Сб. науч. ст. «Вода и здоровье-2000». – Одесса: ОЦНТЭИ, 2000. – С. 136 – 139.

85. Detection of Human and Animal Rotavirus Sequences in Drinking Water / B. Gratacap-Cavallier, O. Genoulaz, K. Brengel-Pesce [et al.] // Applied and Environmental Microbiology. – 2000. – V. 66, N6. – P. 2690 – 2692.

86. Gouvea V. Is rotavirus a population of reassortants? / V.

Gouvea, M. Brantly // Trends in Microbiology. – 1995. – V. 3, N 4. – P. 159 – 162.

87. Nakagomi O. Genetic diversity and similarity in mammalian rotavirus in relation to interspecies transmission of rotavirus / O. Nakagomi // Arch. Virol. – 1991. – V.120. – P. 43 – 45.

88. Мариевский В. Ф. Вода как фактор риска вирусных инфекций / В. Ф. Мариевский, С. И. Доан // Вода і водоочисні технології. – 2007. – № 2. – С. 50 – 54.

89. Засыпка Л. Г. Досвід використання вірусологічного моніторингу води в профілактиці гострих кишкових інфекцій серед населення Одеської області / Л. Г. Засыпка, Г. М. Кільдишова, Л. О. Харіна [та ін.] // Матеріали наук.-практ. конф., присвяченої 100-річчю кафедри загальної гігієни Одеського ДМУ (1903-2003 рр.). – Одеса: Чорномор'я, 2003. – С. 236 – 237.

90. Спалахи на гепатит А в Україні за 1993-2007 рр. / І. П. Колеснікова, О. В. Зубленко, Т. В. Петрусевич [та ін.] // Сучасні проблеми епідеміології, мікробіології та гігієни. – 2008. – Випуск 6. – С. 50 – 52.

Наукове видання

МОКІСНКО Андрій Вікторович
КОВАЛЬЧУК Ліна Йосипівна

**УКРАЇНСЬКЕ ПРИДУНАВ'Я:
гігієнічні та медико-екологічні основи
впливу води як фактора ризику на здоров'я населення**

Монографія

Автори висловлюють щирі подяку:

— завідувачці лабораторії моніторингу вод
Дунайського басейнового управління водних ресурсів

І. В. Куриловій (м. Ізмаїл),

— кандидату біологічних наук,
провідному науковому співробітнику ДУ «Український
протичумний інститут ім. І. І. Мечникова МОЗ України»

В. М. Закусило (м. Одеса),

— кандидату технічних наук, доценту,
члену-кореспонденту Української екологічної академії наук,
члену Balcan Environmental Association,
почесному професору Міжнародної асоціації
з теорії інформації

А. Д. Крісілову (м. Одеса).

Оригінал-макет виготовлено
в редакційно-видавничій фірмі «Прес-кур'єр».
Свідоцтво про внесення видавця до Державного реєстру видавців,
виготівників і розповсюджувачів видавничої продукції
серія ДК № 3764 від 22.04.2010 р.
(65076, м. Одеса, пл. Б. Дерев'янка, 1, оф. 717,
тел./факс (0482) 64-96-58, E-mail: gazeta.press@mail.ru).

Головний редактор	Й. О. Бурчо
Комп'ютерна верстка	О. В. Замойська

Формат 60x84/16. Ум. друк. арк. 20,46 Наклад 300 прим.
Зам. №1703-02

Віддруковано в ПП «Фенікс»
(Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК No1044 від 17.09.02)
м. Одеса, 65009, вул. Зоопаркова, 25.
Тел. (048) 7777-591
e-mail:fenix-izd@ukr.net www: law-books.od.ua