

## АЛГОРИТМ ТА МОДЕЛЬ ВПЛИВУ ВОДИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ ЯК ФАКТОРА РИЗИКУ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ

\**А.В. Мокієнко*, \*\**Л.Й. Ковальчук*, \*\*\**А.Д. Крісілов*

*\*Державне підприємство Український науково-дослідний інститут медицини транспорту  
Міністерства охорони здоров'я України, м. Одеса; \*\*Одеський національний медичний університет;  
\*\*\* Українська екологічна академія наук, Balcan Environmental Association (BEnA)*

### Вступ

У методології аналізу ризику виділяють дві основні, пов'язані між собою, але принципово відмінних 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 [9] відзначають, що в Україні концепцію 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 та залежностей «доза-відповідь», характеристика ризику, зв'язок між оцінкою ризику і управлінням ним.

Враховуючи вищезазначене, мета роботи полягала в аналізі даних літератури, розробці алгоритму та моделі впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення.

### Результати та їх обговорення

#### *Огляд нагальних робіт*

Роботою [3] розпочато серію 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, атрибутивно-популяційний 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 фахівців 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 слід 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] проведено оцінку ризику впливу хімічних сполук на здоров'я населення у зв'язку з 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 хлороорганічні пестициди, найбільш низьку – гербіциди.

Сьогодні в Україні ведуться дослідження із проблеми перегляду величин гігієнічних нормативів – гранично допустимих концентрацій (ГДК) з позицій ризику і оцінки безпеки для здоров'я людини і факторів навколишнього середовища [10]. 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 представлена методологія можливості використання показників ризику при обґрунтуванні ГДК.

Автори [11] висловлюють 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 відповідних підзаконних актів.

На основі законодавчої бази необхідний розвиток подальших досліджень щодо проблем оцінки молекулярно-генетичними методами індивідуальної чутливості людини до дії різних шкідливих факторів.

Особливу увагу слід приділити розвитку досліджень, спрямованих на удосконалення методів прогнозу, виміру і оцінки рівнів експозицій факторів навколишнього середовища на різні групи населення. Цими напрямками дослідження із проблем розробки методів оцінки ризиків здоров'ю населення від впливу різних фізичних факторів навколишнього середовища є 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 хімічних сполук, розробка регіональних параметрів експозиції для різних вікових груп (часу перебування в різних середовищах, добовій активності, показники споживання питної води, продуктів харчування тощо), удосконалення методик і вимог до збору, узагальненню і аналізу інформації про якість навколишнього середовища, впровадження комп'ютерних програм по 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 ґрунтуються 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,

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 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 раз 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.

### Моделі оцінки ризику

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 непевності.

Директивний рівень (guideline value GV) обчислюють по формулі:

$$GV = ADI \cdot BW \cdot P/C$$

де: BW – вага тіла (60 кг для дорослих, 10 кг для дітей, 5 кг для немовлят);

P – фракція ADI у питній воді;

C – щоденне споживання питної води (2 л для дорослих, 1 л для дітей, 0,75 л для немовлят) [12].

За методикою EPA [13] 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 л, середня вага людини - 70 кг. Таким чином, щодня в цих умовах людина споживає з питною водою хлороформ у дозі (Lifetime daily average dose - ADD):

$$ADD = 3 \text{ л} \times 1 \text{ мг/л} / 70 \text{ кг} = 0,043 \text{ мг/кг}$$

Величина ризику становить, при використанні лінійної моделі:

$$Risk = 0,031 \times 0,043 = 0,00133$$

При використанні експонентної моделі значення аналогічне:

$$Risk = 1 - \exp(-0,031 \times 0,043) = 0,00133$$

Це рівноцінно 1330 додатковим випадкам захворювань раком на мільйон людей, що постійно споживають таку воду.

Найпоширеніша модель розрахунків рівнів мікробного ризику викладена в Керівництві BOOЗ щодо якості питної води [14], в основі якої перебуває якість необробленої води (CR) (мікроорганізмів на літр) 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* -  $2,5 \times 10^{-4}$ ; *Cryptosporidium* -  $6,4 \times 10^{-4}$ ; *Rotavirus* -  $1,6 \times 10^{-3}$ .

На підставі даної моделі розраховані рівні мікробного ризику ряду патогенів, що передаються водою, які за даними різних авторів [15] представлені в табл. 1.

На думку автора [16] 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, невизначеність занадто велика. Необхідні вдосконалені методики оцінки ризику, які б брали до уваги нерівномірний розподіл патогенів у питній воді, включали б кращі оцінки інфекційної дози і могли б більш точно передбачити інфекційність мікроорганізму в природних умовах. Крім того, для точних оцінок необхідне включення в моделі визначення ризику зараження взаємодій серед мікробів і між мікробами і хімічними речовинами, як це зараз робиться для окремих хімічних сполук.

**Таблиця 1**  
**Рівні мікробного ризику деяких патогенів,**  
**що передаються водою**

Найменування	Рівень ризику
<i>Aeromonas hydrophila</i>	$7,3 \times 10^{-9}$
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	$9 \times 10^{-2}$ ( для осіб, що одержують антибіотикотерапію)
<i>Campylobacter</i>	$2,5 \times 10^{-4}$
<i>Nontuberculous mycobacteria</i>	$1,8 \times 10^{-5}$
<i>Adenovirus</i>	$8,3 \times 10^{-5} - 8,3 \times 10^{-3}$
<i>Coxsackie B virus</i>	$3,91 \times 10^{-3} - 7,4 \times 10^{-3}$
<i>Rotavirus</i>	$5 \times 10^{-1} - 2,45 \times 10^{-3}$
<i>Cryptosporidium parvum</i>	$1 \times 10^{-6}$
<i>Giardia intestinalis</i>	$4,8 \times 10^{-3}$ ( для систем, що використовують забруднені поверхневі води); $1,3 \times 10^{-4}$ (для підземних вод)
<i>Naegleria fowleri</i>	$8,5 \times 10^{-8}$ (при плаванні або водних процедурах)

З точки зору авторів аналітичного огляду [17], 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 правореґулюючих документів; 5) комп'ютерна ідентифікація критеріїв з розробкою прогнозової оцінки для регулюючих і/або муніципальних органів у кожному конкретному випадку.

#### **Алгоритм 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 із установленням їх рівнів, безпечних для живих організмів і насамперед для людини, у тому числі, і насамперед, на основі епідеміологічного моделювання і репрезентативних по вибірці епідеміологічних досліджень із 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 напрями: соціально-гігієнічний і екологічний моніторинг; епідеміологічні дослідження; оцінка ризику здоров'ю населення і навколишньому середовищу [17].

Тому, закономірна задача даного дослідження полягала у визначенні такого ризику для здоров'я населення Українського Придунав'я, яке потерпає від певних екологічних та санітарно-епідеміологічних негараздів [18, 19].

На першому етапі розроблено Алгоритм впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення (рис. 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.

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 раз, 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 КУО/дм<sup>3</sup>, а також при показниках забруднення води поверхнево-активними речовинами і нафтопродуктами, які перевищують ГДК у воді в 10 і більше раз, загальноприйнятні

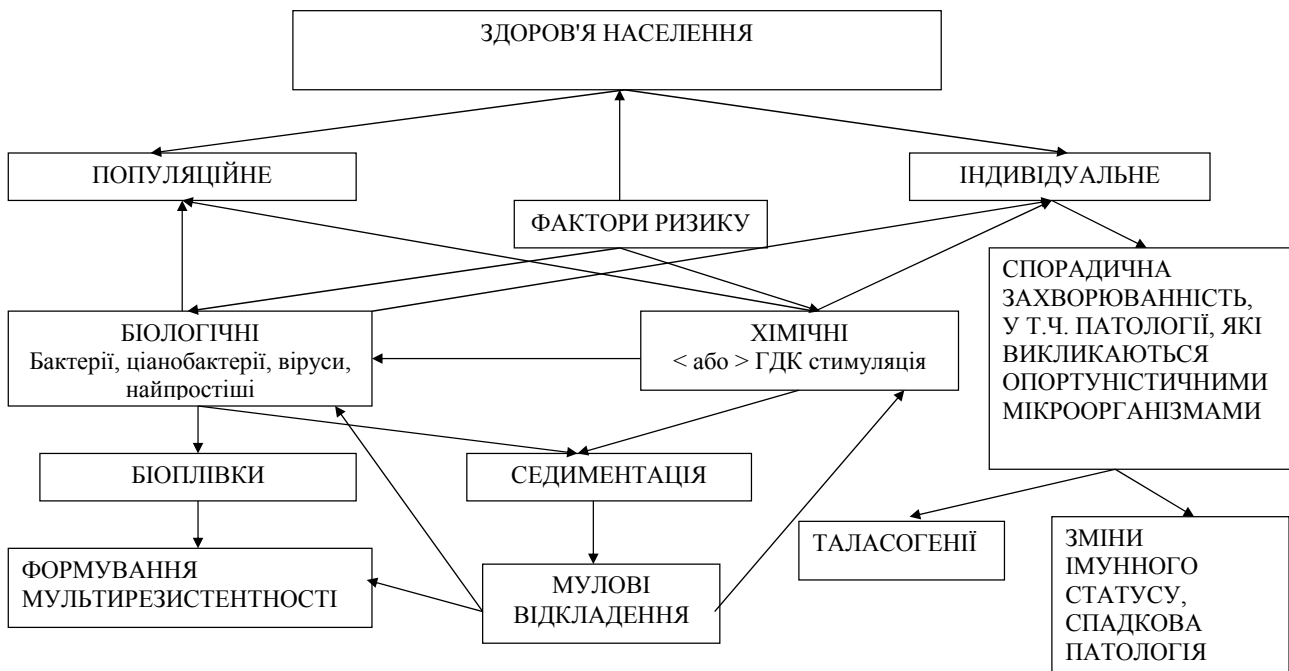


Рис. 1. Алгоритм впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення

критерії епідемічної безпеки води – колі-індекс і загальна кількість мікроорганізмів – можуть втрачати своє індикаторне значення, у зв'язку із чим необхідно безпосереднє визначення у воді патогенних ентеробактерій [20].

Слід також враховувати дві обставини. Перше: низькі концентрації ксенобіотиків можуть виявляти стимулюючий, так званий горметичний вплив на мікробіоту [21]. Друге: домінантною (99,9 %) формою існування мікроорганізмів у навколишньому (водному) середовищі є біоплівка [22] як оптимальний субстрат для горизонтальної передачі генів резистентності і вірулентності між різними представниками аутохтонної, санітарно-показової, умовно-патогенної і патогенної мікробіоти [15]. Особливу роль у цій ситуації відіграє седиментація біологічних та хімічних забруднювачів у мулові відкладення, де не тільки продовжується, а інтенсифікується процес взаємодії контамінантів.

### **Прогностична модель впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення.**

Мета другого етапу полягала у побудові узагальненої, агрегованої оцінки якості води, яку використовують для питних і господарсько-побутових потреб, – на прикладі одного з поверхневих водойм регіону.

У нинішніх актуальних задачах управління взагалі і екологічних задач, 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, ГОСТ, методики, інструкції

і правила), які передбачають ГДК поллютантів, 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 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 окремих 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 одержання 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 за величиною 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, яка ґрунтується на геометричному описі оцінюваних об'єктів і ситуацій.

Дана модель була розроблена для оцінки складних об'єктів, зокрема, процесів соціально-економічного розвитку [23]. Задачі такого оцінювання аналогічні описаним раніше: на базі набору локальних характеристик побудувати агреговану 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.

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.

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 наш об'єкт.

Позначимо знаком  $f_j$  об'єкт (озеро, лиман, ріку), якість води в 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'єкта:

$$E = \{y_1, \dots, y_j, \dots, y_n\} \quad (1)$$

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 закріплена за певним показником (на рис. 2 представлено випадок для  $n = 3$ ).

При безпосередній оцінці якості води досліджуваного об'єкта проводиться вимір величини показників  $y_j$ , після чого ці значення нормуються, підлягають певним лінійним перетворенням (наприклад, масштабуванню) і відкладаються на осях у просторі показників. 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  $f_j$  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 шуканого рівня, яка побудована на локальних показниках. У математичному сенсі це векторна сума вихідних (перетворених) локальних показників.

Алгоритм оцінки

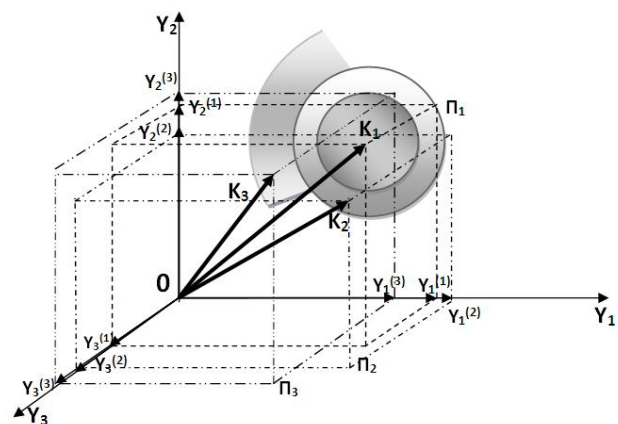


Рис. 2. Зображення оцінюючої моделі  $K_1 - K_3$  - вектори описування оцінюваних об'єктів

Базовими показниками/критеріями служили фізико-хімічні (сухий залишок) та санітарно-хімічні (азот амонійний, нітритний, нітратний; загальний органічний вуглець, феноли) показники; мікробіологічні показники (загальне мікробне число /ЗМЧ/, індекс лактозопозитивних кишкових паличок /ЛКП/, індекс ентерококу, *Escherichia coli*, *Vibrio spp.*, *Proteus vulgaris*, *Citrobacter spp.*, *Enterobacter spp.*, сульфитредукуючі клостридії); вірусологічні показники (ентеровіруси, вірус гепатиту А, ротавіруси, аденовіруси); паразитологічні показники (*Cryptosporidium parvum* oocysts); альгологічні (ціанобактерії *Merismopedia minima*, *Spirulina laxissima*) та результати оцінки впливу води на стан

біоти різних рівнів організації: структурно-функціональні зміни в організмі лабораторних щурів; генотоксичність та мутагенна активність на мікробній тест-системі *Salmonella typhimurium* TA 98; гостра та хронічна токсичність по відношенню до коротко-циклічних гідробіонтів *Thamnocephalus platyurus* (Crustacea, Anostraca) та *Ceriodaphnia affinis Lilljeborg* (Cladocera, Crustacea) відповідно [24-26].

Для розрахунків використані результати досліджень води, відібраної у двох точках озера згідно моніторингу водних об'єктів Українського Придунав'я лабораторією Дунайського басейнового управління водних ресурсів, (насосна станція /НС/-2 Суворовської зрошувальної системи /ЗС/, Ізмаїльський район /1/; головна НС Кірова /2/) і «модельні» дані: чистої і сильно забрудненої води. При цьому, вважалось за доцільне наступне умовне ранжування ступенів забруднення води поверхневої водоюми

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; до 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. Зведені дані представлено у табл. 2.

За формулою (2) і вихідними даними з табл. 2 отримано наступні інтегральні оцінки якості води (в умовних балах): для чистої води – 12 балів; точка 1 – 200 балів; точка 2 – 178 балів; гіпотетичний максимум забруднення – 283 бали.

Таблиця 2

## Показники і критерії оцінки якості води оз. Катлабух

№ п/п	Показники і критерії оцінки якості	Одиниці виміру	ВК <sup>(1)</sup>	Стандартні і обмірювані значення			
				МЗ <sup>(2)</sup>	Точка 1	Точка 2	Норматив
	Хімічні показники						
1.	Сухий залишок	мг/дм <sup>3</sup>	0,1	2500	1443	1834	200 <sup>(3)</sup>
2.	Азот амонійний	мг/дм <sup>3</sup>	0,3	0,6	0,346	0,398	0,1 <sup>(3)</sup>
3.	Азот нітритний	мг/дм <sup>3</sup>	0,3	0,05	0,014	5,77	0,001 <sup>(3)</sup>
4.	Азот нітратний	мг/дм <sup>3</sup>	0,3	0,6	0,282	0,23	0,1 <sup>(3)</sup>
5.	Загальний органічний вуглець	мг/дм <sup>3</sup>	0,5	30	21,52	26,2	3,0 <sup>(3)</sup>
6.	Феноли	мкг/дм <sup>3</sup>	0,5	6	2,9	3,0	1
	Мікробіологічні показники						
7.	ЗМЧ	КУО/см <sup>3</sup>	0,1	3x10 <sup>4</sup>	10360	14940	десятки <sup>(3)</sup>
8.	Індекс ЛКП	КУО/дм <sup>3</sup>	0,3	10 <sup>6</sup>	10 <sup>5</sup>	10 <sup>1</sup>	10 <sup>2</sup> <sup>(3)</sup>
9.	Індекс ентерококу	КУО/дм <sup>3</sup>	0,3	10 <sup>6</sup>	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	350 <sup>(4)</sup>
10.	<i>Vibrio</i> spp.	+/-	0,5	100	100	100	1
11.	<i>Proteus vulgaris</i>	+/-	0,3	100	100	1	1
12.	<i>Citrobacter</i> spp.	+/-	0,5	100	100	1	1
13.	Сульфитредукуючі клостридії	+/-	0,3	100	100	1	1
14.	<i>Enterobacter</i> spp.	+/-	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.	Рo Ротавіруси	+/-	0,7	100	100	1	1
19.	А Аденовіруси	+/-	0,9	100	100	1	1
	Паразитологічні показники						
20.	<i>Cryptosporidium parvum</i> oocysts	од/дм <sup>3</sup>	0,7	100	50	80	1
	Ціанобактерії						
21.	<i>Merismopedia minima</i>	клітин/дм <sup>3</sup>	0,5	10 <sup>7</sup>	3,36x10 <sup>6</sup>	-	10 <sup>3</sup>
22.	<i>Spirulina laxissima</i>	клітин/дм <sup>3</sup>	0,5	10 <sup>7</sup>	3,99x10 <sup>6</sup>	-	10 <sup>3</sup>
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

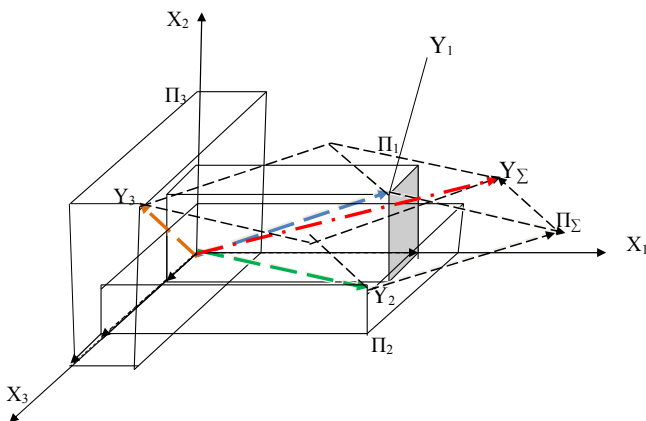
Примітки: <sup>1</sup> - ваговий коефіцієнт; <sup>2</sup> - максимальне забруднення; <sup>3</sup> - норматив для джерел 1 класу якості за ДСТУ 4808-2007 [27]; <sup>4</sup> - Directive 2006/7/EC [28]

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 мікробіологічних, окремо хімічних і інших груп параметрів оцінюваної води. За цим методом на першому етапі за описаною методикою виконано інтегральну оцінку для кожної із цих груп, на другому 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. 3.



**Рис. 3.** Зображення каскадного варіанта оцінювання

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 (табл. 3).

Наведений рис. 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 прокласти під відповідними напрямними косинусами. Зрозуміло, це буде ускладнювати модельні представлення. Однак можна припустити, що значне число показників, що 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 1 – 141,4 ~ 140 балів; для точки 2 – 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 впливають 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 1 і 2, 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.

Третє. Саме таке порівняння підтверджує необхідність проведення розрахунків у двох варіантах, – залежно від розв'язуваної дослідником задачі він може вибирати 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 1 і 2 із чистою водою, то маємо результат по першому варіанту (лінійна згортка всіх показників підряд): у точці 1 вода в 17 разів більш забруднена; у точці 2 – в 15 разів; максимально забруднена вода – в 24 рази. У другому варіанті (каскадна схема) аналогічне порівняння із чистою водою дає порівнянні результати: для точки 1 – в 20 разів; для точки 2 – в 17 разів, для максимально забрудненої води – в 27 раз. Ще більш близькими будуть результати, якщо обчислювати відсотки забруднення в точках 1 і 2 відносно максимально забрудненої води, прийнявши за 100 % відстань у балах від найбільш чистої до найбільш забрудненої води: по першому варіанту розрахунків точка 1 складе 75,7 % від найбільш забрудненої води; точка 2 – 65,4 %; по другому варіанту – 73,9 % і 65,7 % відповідно. Тобто, відмінності слід розглядати як несуттєві.

Для простоти ілюстрації на рис. 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  $\Pi_1$  із сумарною діагоналлю  $Y_1$  – пунктирна стрілка. Це є інтегральна оцінка внеску в сумарну небезпечність I групи параметрів. Далі на цих осях відкладаються оброблені значення показників другої групи (вони також зображені в трьох параметрах). На них отриманий паралелепіпед  $\Pi_2$  з діагоналлю  $Y_2$ , є агрегованою оцінкою внеску другої групи. Аналогічно проводимо побудову для третьої групи і т.д.



Таблиця 3

## Оцінка внесків груп показників та критеріїв

№	Групи показників і критеріїв	Кіл-сть показників	Од. вимірювання	ВК <sup>1)</sup>	МЗ <sup>2)</sup>	Точка 1 X <sub>сумм</sub> 1-й етап	Точка 2 X <sub>сумм</sub> 1-й етап	Чиста вода X <sub>сумм</sub> 1-й етап
1.	Хімічні	6	мг(мкг) /дм <sup>3</sup>	0,3	88,3	49,76	57,3	8,4
2.	Мікробіологічні	9	КУО/ см <sup>3</sup> /дм <sup>3</sup> (+/-)	0,3	102,5	92,85	58,53	0,08
3.	Вірусологічні	4	+/-	0,7	151	114	99	2,6
4.	Паразитологічні	1	од/дм <sup>3</sup>	0,7	70	35	56	0,24
5.	Ціанобактерії	2	кл/дм <sup>3</sup>	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.	СО <sub>2</sub>	3 – 4	нг/дм <sup>3</sup>	0,7	18	~10	~12	0,2
11.	Важкі метали	4 – 5	мг/дм <sup>3</sup>	0,7	16	~12	~10	0,2
12.	Показники радіаційної безпеки	1	Бк/дм <sup>3</sup>	0,5	16	~10	~10	0,1

Примітки: <sup>1)</sup> - ваговий коефіцієнт; <sup>2)</sup> – максимальне забруднення.

На другому етапі в новому просторі, утвореному цими трьома (у нашому умовному випадку) діагоналями, будується останній, підсумковий паралелепіпед  $\Pi_{\Sigma}$ , він на рис. 3 показаний пунктирними лініями. Його діагональ  $Y_{\Sigma}$ , штрихпунктирна стрілка, і є результуючим вектором. Модуль цього вектора (його довжина) є скалярна величина – підсумкова оцінка якості досліджуваної води.

Слід зазначити, що розробка даної моделі супроводжувалася певними труднощами, а саме обмеженістю вітчизняних досліджень з цієї проблеми та односпрямованістю підходів до формулювання ризиків впливу водного фактору на здоров'я населення. Окремою перешкодою була недостатність даних щодо забруднення конкретних водойм. Тому, нами вибрано окремих водний об'єкт (оз. Катлабух), який докладно проаналізовано за всіма визначеними параметрами. 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 показники (наявність, відсутність), а не число КУО 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 фактору ризику для здоров'я населення.

В обговоренні опису запропонованої моделі і розгляді 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 СО<sub>2</sub>, важких металів і показників радіаційної безпеки, які можуть виявитися досить актуальними в інших районах). Модель уміє працювати з 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.

### Висновки

1. Запропоновані алгоритм та математичну модель оцінки впливу води поверхневих водойм як фактору ризику для здоров'я населення слід розглядати як спробу комплексного підходу до оцінки проблеми.

2. Результати побудови математичної моделі на основі результатів комплексних досліджень води озера Катлабух, яке є класичною евтрофованою поверхневою водоймою, можна екстраполювати на інші джерела вододопостачання, що свідчить про певну універсальність розробленої моделі.

3. Розробка більш агрегованих моделей вимагає здійснення поглибленого дослідження якості води по-

верхневих водойм та очищеної води, призначеної для споживання людиною, за показниками, які є пріоритетними з точки зору впливу на здоров'я населення.

### 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.
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. – Національний інститут стратегічних досліджень; № 26.
9. Методические аспекты использования методологии оценки риска здоровью населения при воздействии факторов окружающей 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.
10. Гигиеническое регламентирование и риск / И.А. Черниченко, А.М. Сердюк, О.Н. Литвиченко [и др.] // Гигиена и санитария. – 2006. – №1. – С. 30 – 32.
11. Оценка рисков здоровью населения опасных отходов (биохимические аспекты) / Н.Г. Щербань, В.И. Жуков, В.В. Мясоедов – Харьков: «Апостроф», 2010. – 156 с.
12. Rabia Ahmed Drinking Water Contamination and Its Effects on Human Health MHPH 429: Introduction to Environmental Health. – 4.8.2010. – 9 p.
13. Duffus J. H., Park M.V. Chemical Risk Assessment. Training Module №3, UNEP/IPCS. – 1999.
14. Guidelines for drinking water quality. – The 4th ed. – Vol. 1. Recommendations. – World Health Organisation. – Geneva. – 2011. – 501 p.
15. Мокиєнко А. В. Вода и водно-обусловленные инфекции / А. В. Мокиєнко, А. И. Гоженко, Н. Ф. Петренко [та ін.] / Одеса: ООО «РА «АРТ-В». – 2008. – Т. 2. – 288 с. 16. 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.
17. Evaluation of Microbial Risk Assessment Techniques and Applications / A. Soller, A.W. Olivieri, J.N.S. Eisenberg [et al.] // Foundation ReportsReference 00PUM3.
18. Топчів О.Г. Одещина у складі Євроregionу “Нижній Дунай”: пріоритети загальнодержавної та регіональної політики у прикордонному співробітництві / О.Г. Топчів // Актуальні проблеми державного управління. – 2000. – Вип. 3. – С. 91 – 101.
19. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка стану водних об'єктів у місцях водокористування населення Українського Придніпров'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко // Медичні перспективи. – 2015. – Том XX, №1. – С. 132 – 139.
20. 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.
21. К обоснованию гормезиса как фундаментальной биомедицинской парадигмы (обзор литературы и результатов собственных исследований) / Л.М. Шафран, А.В. Мокиєнко, Н.Ф. Петренко [и др.] // Современные проблемы токсикологии. – 2010. – №2 – 3. – С. 13 – 23.
22. Microbial biofilms / J. W. Costerton, Z. Lewandowski, D. E. Caldwell [et al.] // Annu. Rev. Microbiol. – 1995. – V. 49. – P. 711 – 745.
23. Крисиллов А. Д. Формирование целеориентированной векторной модели для построения агрегированных оценок сложных объектов / А. Д. Крисиллов, В. А. Крисиллов / В кн. «Методы решения экологических проблем». Под ред. Л. Мельника. – Сумы: «Козацький вал». – 2005. – 530 с. – С. 138 – 155.
24. Ковальчук Л.Й. Еколого – гігієнічна оцінка фізико-хімічного складу та антропогенного забруднення води поверхневих водойм Українського Придніпров'я / Л.Й. Ковальчук, А.В. Мокієнко, Л.Б. Солодова // Вісник морської медицини. – 2015. – №1. – С. 48 – 53.
25. Ковальчук Л.Й. Гігієнічна оцінка біологічної контамінації поверхневих водойм Українського Придніпров'я / Л.Й. Ковальчук, В.О. Коробчанський, А.В. Мокієнко // Journal of Education, Health and Sport. – 2015. – №5(7). – P. 533 – 541.
26. Ковальчук Л.Й. Комплексна оцінка впливу води поверхневих водойм Українського Придніпров'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. 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.
28. 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.

УДК 613.32:616.36 - 002.1 - 036.22 (477.74)

## АЛГОРИТМ ТА МОДЕЛЬ ВПЛИВУ ВОДИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ ЯК ФАКТОРА РИЗИКУ ДЛЯ ЗДОРОВ'Я НАСЕЛЕННЯ

\*А.В. Мокієнко, \*\*Л.Й. Ковальчук,  
\*\*\*А.Д. Крісілов

\*Державне підприємство Український науково-дослідний інститут медицини транспорту Міністерства охорони здоров'я України, м. Одеса;  
\*\*Одеський національний медичний університет;  
\*\*\* Українська екологічна академія наук, Balcan Environmental Association (BEnA)

Мета роботи полягала в аналізі даних літератури, розробці алгоритму та моделі впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення.

Зазначено, що в Україні тільки формується база нормативних гігієнічних документів по оцінці ризику здоров'ю населення. Концепцією ризику в оцінці впливу факторів докілья практично не користуються. Тому, закономірна задача даного дослідження полягала у визначенні такого ризику для здоров'я населення Українського Придунав'я, яке потерпає від певних екологічних та санітарно-епідеміологічних негараздів. На першому етапі розроблено Алгоритм впливу води поверхневих водойм як фактора ризику для здоров'я населення. Принципова відмінність даної ідеї від попередніх полягає у спробі інтегрального підходу до проблеми з урахуванням взаємопов'язаної дії біологічного та хімічного факторів. Мета другого етапу полягала у побудові узагальненої, агрегованої оцінки якості води, яку використовують для питних і господарсько-побутових потреб, на прикладі одного з поверхневих водойм регіону (озеро Катлабух). Розроблено векторний та каскадний варіант моделі впливу води озера. Обгрунтовано порівняльність обох варіантів та необхідність проведення розрахунків у двох варіантах в залежності від задачі.

**Ключові слова:** вода, поверхневі водойми, ризик, здоров'я населення, алгоритм, модель.

УДК 613.32:616.36 - 002.1 - 036.22 (477.74)

## АЛГОРИТМ И МОДЕЛЬ ВЛИЯНИЯ ВОДЫ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДОЕМОВ КАК ФАКТОРА РИСКА ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ

**\*А.В. Мокиенко, \*\*Л.И. Ковальчук,  
\*\*\*А.Д. Крисилов**

*\*Государственное предприятие Украинский научно-исследовательский институт медицины транспорта Министерства здравоохранения Украины, г. Одесса; \*\*Одесский национальный медицинский университет; \*\*\*Украинская экологическая академия наук, Balcan Environmental Association (BEnA)*

Цель работы состояла в анализе данных литературы, разработке алгоритма и модели влияния воды поверхностных водоемов как фактора риска для здоровья населения. Показано, что в Украине только формируется база нормативных гигиенических документов по оценке риска здоровью населения. Концепцией риска в оценке влияния факторов окружающей среды практически не пользуются. Поэтому, закономерная задача данного исследования состояла в определении такого риска для здоровья населения Украинского Придунавья, которое страдает от определенных экологических и санитарно-эпидемиологических проблем. На первом этапе разработан Алгоритм влияния воды поверхностных водоемов как фактора риска для здоровья населения. Принципиальное отличие данной идеи от предыдущих состоит в попытке интегрального подхода к проблеме с учетом взаимосвязанного действия биологического и химического факторов. Цель второго этапа

состояла в построении обобщенной, агрегированной оценки качества воды, которую используют для питьевых и хозяйственно-бытовых целей, на примере одного из поверхностных водоемов региона (озеро Катлабух). Разработаны векторный и каскадный вариант модели влияния воды озера. Обоснованы сравнимость обоих вариантов и необходимость проведения расчетов в двух вариантах в зависимости от задачи.

**Ключевые слова:** вода, поверхностные водоемы, риск, здоровье населения, алгоритм, модель.

## ALGORITHMS AND MODELS OF THE EFFECT OF WATER OF SURFACE WATER BODIES AS PUBLIC HEALTH RISK FACTOR

**\*A.V. Mokiyenko, \*\*L.I. Kovalchuk,  
\*\*\*A.D. Krissilov**

*State Enterprise Ukrainian Scientific Research Institute for Medicine of Transport of the Ministry of Health Care of Ukraine, Odessa; \*\* Odessa National Medical University; \*\*\* Ukrainian Ecological Academy of Sciences, Balcan Environmental Association (BEnA)*

The paper objective – to analyze the data of literature, develop the algorithm and model the effect of water of surface water bodies as a risk factor for public health. In Ukraine the base of normative documents on the hygiene risk assessment to public health is under development. The concept of risk in assessing the impact of environmental factors is practically not used. Therefore, the logical objective of this study was to determine such health risks for the Ukrainian Danube population which suffers from certain environmental and sanitary problems. At the first phase of the research algorithm of water from surface water bodies as a risk factor for public health has been developed. The principal difference between this idea and the previous ones consists in the attempt of an integral approach to the problem taking into account the interrelated activities of both biological and chemical factors. The second stage consisted in the construction of generalized aggregation assessment of water quality, which is used for drinking and domestic purposes, for example, one of the region's surface water bodies (Lake of Katlabuh). Vector and cascading versions of the model of the lake water influence has been worked out. The comparability of the two options and the need for settlement in two versions depending on the task has been substantiated.

**Keywords:** water, surface water, risk, health of population, algorithm, model.

Впервые поступила в редакцию 22.12.2015 г. Рекомендована к печати на заседании редакционной коллегии после рецензирования.