

УДК 628.16

С. Л. Василенко¹, В. Я. Кобилянський²¹ Комунальне підприємство «Харківводоканал», м. Харків² ТОВ «НДЦ водопостачання та якості води», м. Харків

ІНТЕГРАЛЬНЕ ОЦІНЮВАННЯ ЯКОСТІ ПИТНОЇ ВОДИ В СИЛЬНО РОЗГАЛУЖЕНІЙ ВОДОПРОВІДНІЙ МЕРЕЖІ

Запропоновано матричний метод оцінювання якості води у водопровідній мережі населених пунктів. Він враховує ознаки шкідливості показників якості, класи небезпеки речовин, їх гранично допустимі концентрації в питній воді та просторово-часові особливості водопровідних комунікацій. Кінцева комплексна оцінка приводиться до конкретного параметра у вигляді числової величини.

Ключові слова: питна вода, інтегральна оцінка, водопровід, мережі.

Постановка проблеми

Якість питної води безпосередньо впливає на здоров'я населення та рівень екологічного благополуччя. Контроль води і забезпечення нормативів згідно з санітарними вимогами можна розглядати як один з напрямків управління екологічною безпекою в галузі питного водопостачання України.

Проведення всебічного аналізу окремої проби питної води сьогодні є достатньо налагодженим дійством у водному комунальному господарстві міст. Все залежить від наявності-відсутності фінансів і оснащеності аналітичної бази конкретного підприємства. Решта – повсякденна рутинна праця.

Завдання істотно ускладнюється, коли мова заходить про визначення комплексної (інтегральної) оцінки якості води в цілому по системі водопостачання у просторово-часовому розрізі. Труднощі виникають під час групування різноманітних параметрів якості води з неоднаковими метриками в інтегральний показник, що потребує складання потрібних інформаційно-математичних структур.

Аналіз публікацій, мета статті

Для інтегральної характеристики питної води централізованих систем водопостачання в методичних рекомендаціях [1] використовується методологія оцінки ризику, як за окремими показниками, так і в цілому через сумарний показник небезпеки питної води. В їх основі лежить метод інтегральної оцінки нешкідливості питної води [2], заснований на розрахунку єдиного оціночного показника, який враховує різноспрямовану дію речовин, що володіють санітарно-токсикологічним, канцерогенним і ольфакторно-рефлекторним ефектами.

Відома інтегральна оцінка питної води [3] за показниками хімічної нешкідливості на основі визначення ризику для здоров'я населення, що корес-

понується з екологічними ризиками весняного водокористування [4] в умовах річкових паводків.

У роботі [5] запропоновано алгоритм визначення комплексної оцінки якості питної води з різних джерел водопостачання для окремого регіону. Використовуються вагові коефіцієнти епідемічної безпеки, санітарно-хімічних та радіаційних показників (у відсотках від загальної кількості досліджуваних проб) і частки споживання води з кожного джерела водопостачання. За аналогією розглядаються комунальні, відомчі та сільські господарсько-питні водопроводи [6].

У монографії [7] розглянуто інтегральну оцінку якості води на основі індексу-показника "трьох Б" (безпеки, нешкідливості, сприятливості), який дозволяє вести статистичні бази даних за складом питної води в масштабі регіонів і країни в цілому.

В екології і суміжних дисциплінах існує ряд прийомів, що дозволяють об'єднувати сотні характеристик в одну величину, наприклад, «якість життя». На зразок клаптикової ковдри.

Але механістичне копіювання цих підходів на питну воду у розподільчій мережі не прийнятно з низки специфічних особливостей: неоднаковості впливу речовин на організм людини, взаємного посилення показників (ефекту синергізму), нерівнозначності точок контролю в сильно розгалуженій водопровідній мережі тощо. Як правило, очисні споруди систем централізованого водопостачання забезпечують потрібну якість води. Але споживачеві вода може надходити з відхиленнями від санітарних норм внаслідок її вторинного забруднення через незадовільний стан розподільчої мережі.

Дана робота присвячена розробці методу комплексного оцінювання якості води в міських водопроводах з урахуванням сукупного впливу окремих показників на здоров'я людини, що в цілому відповідає ризик-аналізу систем водопостачання [8].

Основні напрями та обмеження

Більшість дослідників при розрахунку комплексних показників переводять дані окремих замірів у безрозмірні одиниці – бали. При цьому основна вимога полягає в необхідності обґрунтування однакової зміненості балів, що характеризують незалежні варіації окремих показників при однаковості змін якості, викликаних цими змінами показників.

Традиційні методи визначення бальної оцінки звичайно ґрунтуються на застосуванні відношення $\delta_j = c_j / \bar{c}_j$, де c_j – концентрація j -ї речовини в воді порівнюється з її гранично допустимою концентрацією (ГДК) \bar{c}_j .

Відповідно комплексна оцінка якості розраховується за формулою: $w = \sum_j c_j / \bar{c}_j$, де сумування здійснюється за показниками з однаковою лімітуючою ознакою шкідливості.

Під час встановлення бальних оцінок зустрічаються пропозиції використовувати максимальну недіючу концентрацію або концентрацію, що відповідає порогу компенсованої патології, та інші приграничні значення показників.

Значну трудність при визначенні балів становить урахування взаємодії різноманітних речовин при їх впливі на організм. Воно полягає в тому, що ефект впливу однієї речовини змінюється залежно від концентрації в питній воді іншої речовини. Навіть якщо характер взаємодії встановлено, то введення поправок настільки ускладняє метод розрахунку балів, що його практично не можна провести.

Певну складність становить застосування таких показників як ХСК, БСК, рН, Eh. Самі по собі вони не є шкідливими діючими факторами, в той же час інтегрально характеризують рівень забруднення, включаючи токсичні та канцерогенні властивості.

Коли інтегральний показник визначає біологічну дію групи забруднюючих речовин, то його треба використати замість цієї групи. Якщо ж ми хочемо врахувати в комплексній оцінці кожен з одиничних ознак забруднення, то відповідний інтегральний показник не потрібно застосовувати.

Слід відзначити також системи, що базуються на врахуванні класу небезпеки токсичних речовин. В основі визначення класу небезпеки лежить концентрація забруднюючих речовин, що проявляють однакові ефекти впливу на організм.

Результат лабораторного вимірювання – набір абсолютних величин показників якості води, виражених в прийнятих одиницях вимірювання.

В залежності від можливостей лабораторій підприємств водопостачання, за погодженням з місцевими органами санітарно-епідеміологічного нагляду, контролюється до 70 параметрів якості води.

Отримана інформація представляється, як пра-

вило, у вигляді таблиць, графіків, діаграм тощо.

Це дозволяє оцінювати якість питної води та її динаміку в окремих точках водопровідної мережі.

Однак при контролі просторово рознесених кількох тисяч об'єктів така форма представлення інформації неефективна.

Необхідна процедура визначення комплексного показника, що дозволяв би оцінювати якість питної води як в цілому по місту, так і на окремих його ділянках, а також на різних інтервалах часу.

Теоретичне підґрунтя

В роботі [9] запропоновано формалізувати процедуру розрахунку інтегрованого показника якості води за допомогою матричного числення.

Викладений підхід допускає подальше удосконалення з врахуванням додаткових факторів.

Кожний точковий об'єкт контрольно представимо обмеженою множиною фізико-хімічних показників якості води $j = \overline{1, p}$ у вигляді p -мірного вектора-строки.

Для конкретизації розрахунків доцільно скласти базовий набір фізико-хімічних показників якості питної води (табл. 1) на підставі санітарних правил і норм охорони поверхневих вод від забруднення, що відповідає пункту 3.6 вітчизняного ДержСанПіН 2.2.4-171-10. Перелік не є вичерпним і допускає поширення з урахуванням місцевих умов і принципів визначення пріоритетних показників [10].

Об'єктам контролю призначаються вагові коефіцієнти, виходячи з репрезентативності точок спостереження і кількості споживачів, які використовують воду з даної ділянки міської водопровідної мережі. Кумулятивні коефіцієнти встановлюються на основі експоненційних залежностей, зокрема величини $\tau = e^e$, з метою кількісної оцінки критичних переходів, що відноситься також і до градації рівнів небезпеки хімічних речовин для живих організмів.

Вся сукупність об'єктів контролю $i = \overline{1, n}$ може бути представлена у вигляді матриці $C \equiv [c_{np}]$ розміром $n \times p$. Тобто по вертикалі табличної форми розташовуються чисельні точки контролю, по горизонталі – показники складу і властивостей води.

Так, постійному контролю лабораторією Харківського водоканалу підлягає більш 2400 об'єктів: підземні свердловини, резервуари чистої води, насосні станції (річні, артезіанські, підвищувальні), водорозбірні колонки (постійні, контрольні, мережеві, тупикові), а також точки моніторингового контролю, встановлені органами Державної санітарно-епідеміологічної служби України.

Матричний вираз даних аналізу дозволяє формалізувати представити результат зміни якості води в місті на протязі періоду, що досліджується.

Фізико-хімічні показники якості питної води

№ п/п	Показник	ГДК	Ознака шкідливості	Клас небезпеки	Коеф. шкідливості, k_h	Коеф. безпеки, k_d	Коеф. сукупний, k
1	запах, бал	2	орг.	–	1	1	1
2	забарвленість, град.	20	орг.	–	1	1	1
3	смак, бал	2	орг.	–	1	1	1
4	каламутність	1,5	орг.	–	1	1	1
5	сухий залишок	1000	орг.	–	1	1	1
6	калій	12,0	-	–	1	1	1
7	кальцій	130	орг.	–	1	1	1
8	магній	80	орг.	–	1	1	1
9	окисненість перманган.	5	–	–	1	1	1
10	хлориди	250	орг.	4	1	2,72	2,72
11	сульфати	250	орг.	4	1	2,72	2,72
13	загальне залізо	0,2	орг.	3	1	7,39	7,39
14	нітрати	50	орг.	3	1	7,39	7,39
15	амоній	0,5	орг.	3	1	7,39	7,39
16	марганець	0,1	орг.	3	1	7,39	7,39
17	мідь	1,0	орг.	3	1	7,39	7,39
19	цинк	5,0	орг.	3	1	7,39	7,39
20	поліфосфати	3,5	орг.	3	1	7,39	7,39
21	СПАР	0,5	орг.	3	1	7,39	7,39
22	феноли	0,001	орг.	3	1	7,39	7,39
23	нафтопродукти	0,3	орг.	3	1	7,39	7,39
24	нітрити	3,0	орг.	2	1	20,1	20,1
25	поліакриламід	2,0	с.-т.	3	$\tau = e^e$	7,39	112
26	ванадій	0,1	с.-т.	3	τ	7,39	112
27	нікель	0,1	с.-т.	3	τ	7,39	112
28	хром (III)	0,5	с.-т.	3	τ	7,39	112
29	хром (IV)	0,05	с.-т.	3	τ	7,39	112
30	алюміній	0,2	с.-т.	2	τ	20,1	304
31	барій	0,1	с.-т.	2	τ	20,1	304
32	бор	0,5	с.-т.	2	τ	20,1	304
33	вісмут	0,1	с.-т.	2	τ	20,1	304
34	кадмій	0,001	с.-т.	2	τ	20,1	304
35	кобальт	0,1	с.-т.	2	τ	20,1	304
36	кремній	10,0	с.-т.	2	τ	20,1	304
37	молібден	0,25	с.-т.	2	τ	20,1	304
38	миш'як	0,05	с.-т.	2	τ	20,1	304
39	натрій	200	с.-т.	2	τ	20,1	304
40	свинець	0,01	с.-т.	2	τ	20,1	304
41	селен	0,01	с.-т.	2	τ	20,1	304
42	стронцій	7,0	с.-т.	2	τ	20,1	304
43	сурма	0,05	с.-т.	2	τ	20,1	304
44	фтор	1,5	с.-т.	2	τ	20,1	304
46	хлороформ	0,060	с.-т.	2	τ	20,1	304
47	4-хлористий вуглець	0,002	с.-т.	2	τ	20,1	304
48	трихлоретилен	0,01	с.-т.	2	τ	20,1	304
49	берилій	0,0002	с.-т.	1	τ	54,6	827
50	ртуть	0,0005	с.-т.	1	τ	54,6	827

Примітки: орг. – органолептичний, с.-т. – санітарно-токсикологічний;
за відсутності одиниця виміру передбачається – мг/дм³.

Цей результат буде мати вигляд матриці $[\Delta c_{np}]_t$, отриманої як різниця двох матриць для заданих періодів часу t_2 і t_1 , що порівнюються:

$$[\Delta c_{np}]_t = [c_{np}]_{t_2} - [c_{np}]_{t_1}.$$

Матриці $C_t \equiv [c_{np}]_t$ складаються з абсолютних значень величин показників, що вимірюються в моменти часу t .

На практиці необхідно порівняння отриманих результатів аналізу за кожним із показників з нормативними величинами. Тому краще здійснювати обчислення з нормованими величинами, які представлені матрицями $C'_t \equiv [c'_{np}]_t$, де $c'_{ij} = c_{ij}/\bar{c}_j$, $i = \overline{1, n}$, $j = \overline{1, p}$; \bar{c}_j – нормативна величина показника (як правило, це ГДК).

Необхідно враховувати, що на практиці неможливо отримувати для кожного моменту часу контролю вказану матрицю з повним набором значень. Більш того, найчастіше набір показників для різних об'єктів буде різний. Очевидно, що в цьому випадку складно дати однозначну порівняльну оцінку.

Щоб здійснити це, доцільно нормувати всі показники якості, які використовуються, за їх значимістю (в першу чергу – медико-біологічною) таким чином, щоб формально можна було порівнювати не тільки різні показники, але й їх різні набори.

Введення нормованих до ГДК параметрів вже в певній мірі враховує значимість показників. Тому для спрощення процедури розрахунків можна не проводити додаткове нормування показників в межах однієї ознаки шкідливості, а ввести співвідношення ознак шкідливості та класів небезпеки.

Для встановлення величин цих співвідношень пропонується наступний підхід.

За ознакою шкідливості (англ. *Harm*) для органолептичних показників коефіцієнт k_h встановлюється рівним 1, для санітарно-токсикологічних – $k_h = \tau \equiv e^e \approx 15,15$.

За класом небезпеки (англ. *Danger*) вводиться коефіцієнт $k_d = e^{5-m}$, де m – величина, яка чисельно дорівнює класу небезпеки. При відсутності нормативно встановленого класу $m = 5$.

Вибір експоненціальних залежностей, в тому числі застосування величини $\tau = e^e$, досить детально обгрунтовано в літературі для кількісної оцінки «критичних рівнів у розвитку природних систем» (А.Жирмунський, В.Кузьмін), що відноситься і до градації рівнів небезпеки хімічних речовин для живих організмів.

Кумулятивно-нормувальний (повний, сукупний) коефіцієнт, який враховує співвідношення ознак шкідливості та класів небезпеки, дорівнює добутку $k = k_h \cdot k_d$, тобто $1 \leq k \leq 827$ (див. табл. 1).

Зрозуміло, що для кожного j -го показника бу-

де свій коефіцієнт k_j , що у сукупності складають p -мірний вектор-рядок.

На отримані кумулятивні коефіцієнти k_j помножуються усі елементи матриці $C' \equiv [c'_{np}]$, елементи якої нормовані на відповідні значення ГДК \bar{c}_j , $j = \overline{1, p}$ (τ – символ транспонування вектора):

$$f = C' \cdot k^T.$$

В результаті отримуємо n -мірний вектор-стовпець f за переліком контрольованих об'єктів.

Наступний крок – стиснення інформації за точками контролю якості води у водопровідній мережі. Найбільш дієвий спосіб – це присвоєння об'єктам вагових коефіцієнтів, виходячи з *принципу переваг*.

Так, штучно завищена значимість віддалених ділянок мережі, найімовірніше, дасть неправдиво погіршену картину якості води в цілому по місту.

Для вирівнювання ситуації та підвищення достовірності статистичних оцінок доцільно дати перевагу контрольним точкам перед подачею води в мережу і на підвищувальних насосних станціях в мікрорайонах, а також декілька принизити роль колонок, які не використовуються тривалий час.

Такий підхід обгрунтовано підвищує репрезентативність контрольних точок із збільшенням важливості контролю для великих обсягів води і відповідно піднімає загальну достовірність даних натурних спостережень за якістю води.

Отже, об'єктам контролю призначається вектор вагових коефіцієнтів v . Тоді кінцева оцінка зводиться до конкретного параметра якості (*quality*) води у вигляді числової величини

$$q = f^T \cdot v.$$

Після відпрацювання вказаних формальних процедур, проводиться обчислення комплексного показника якості питної води q за допомогою прийнятних програмно-математичних алгоритмів.

Висновки

Комплексна оцінка якості питної води ґрунтується на застосуванні ранжирування показників якості і точок контролю сильно розгалуженої водопровідної мережі. Якісні показники диференціюються за ознаками шкідливості та класів небезпеки забруднюючих речовин (властивостей) з використанням кумулятивних коефіцієнтів та нормування відносно нормативних величин показників – як правило, гранично допустимих концентрацій.

Об'єктам контролю назначуються вагові коефіцієнти, виходячи з репрезентативності точок спостереження і кількості споживачів, що споживають воду з даної ділянки міської водопровідної мережі.

Розподіл показників носить універсальний характер. Виділення місць контролю і особливо призначення їм ваг значущості обумовлюється головним чином місцевими умовами.

Література

1. Интегральная оценка питьевой воды централизованных систем водоснабжения по показателям химической безвредности: Методические рекомендации – МР 2.1.4.0032-11. – М.: ФБУЗ «Федеральный центр гигиены и эпидемиологии» Роспотребнадзора, 2011. – 37 с.
2. Метод интегральной оценки безвредности питьевой воды (опыт применения в ГУП «Водоканал Санкт-Петербурга») / Е.Д. Нефедова, А.В. Мельцер, А.В. Киселев и др. // Водоснабжение и санитарная техника. – 2015. – № 4.
3. Киселев А.В. Интегральная оценка питьевой воды по показателям химической безвредности на основе методологии оценки риска для здоровья населения / А.В. Киселев, А.В. Мельцер, Н.В. Ерастова // Профилактическая и клиническая медицина. – 2011. – № 3. – С. 284-288.
4. Buimova S.A., Bubnov A.G. Environmental risk assessment of spring water use (2012) / *European Researcher*. – vol. 25, № 7, pp. 1019-1029.
5. Волкова Л.А. Методика интегральной оценки качества компонентов окружающей среды / Л.А. Волкова // *Современные научные достижения: матер. междунар. конф.*, 2013 г. – rusnauka.com/4_SND_2013/Ecologia/1_128041.doc.htm.
6. Кушнірук Ю.С. Якість питної води як один з аспектів рейтингової оцінки території за медико-екологічним ризиком / Ю.С. Кушнірук, Л.А. Волкова // *Вісник Нац. ун-ту водного господарства та природокористування*. – 2012. – Вип. 2(58). – С. 43–53.
7. Бенчмаркинг качества питьевой воды / Онищенко Г.Г., Рахманин Ю.А., Кармазинов Ф.В. и др. – СПб.: *Новый журнал*, 2013. – 464 с.
8. Lindhe A., Rosén L., Norberg T., Bergstedt O. Fault tree analysis for integrated and probabilistic risk analysis of drinking water systems (2009) / *Water Research*. – vol. 43, issue 6, pp. 1641-1653.
9. Петросов В.А. Формирование матриц комплексной оценки физико-химических параметров качества питьевой воды / В.А. Петросов, В.Я. Кобылянский // *Вестник Нац. техн. ун-та «ХПИ»*. – Х.: НТУ «ХПИ», 2002. – Вып. 20. – С. 131-135.
10. Василенко С.Л. Приоритетные показатели для моделирования и качественной оценки состояния поверхностных вод / С.Л. Василенко // *Научовий вісник будівництва*. – Х.: ХДТУБА, 2004. – Вип. 27. – С. 107-113.

Рецензент: д-р техн. наук, проф. І.В. Корінько, Харківський національний університет міського господарства ім. О.М. Бекетова, Харків.

Автор: ВАСИЛЕНКО Сергій Леонідович
Комунальне підприємство «Харківводоканал», Харків,
доктор технічних наук, головний гідролог.
E-mail – texvater@rambler.ru

References

1. Integralnaya otsenka pitevoy vody tsentralizovannykh sistem vodosnabzheniya po pokazatelyam himicheskoy bezvrednosti: Metodicheskie rekomendatsii MR 2.1.4.0032-11 (2011). M.: FBUZ «Federalnyy tsentr gigiyeny i epidemiologii» Rospotrebнадзора, 37 p.
2. Nefedova E.D., Meltser A.V., Kiselev A.V. i dr. Metod integralnoy otsenki bezvrednosti pitevoy vody: opyt primeneniya v GUP «Vodokanal Sankt-Peterburga» (2015). *Vodosnabzhenie i sanitarnaya tehnika*, no 4.
3. Kiselev A.V., Meltser A.V., Erastova N.V. Integralnaya otsenka pitevoy vody po pokazatelyam himicheskoy bezvrednosti na osnove metodologii otsenki riska dlya zdorovya naseleniya (2011). *Profilakticheskaya i klinicheskaya meditsina*, 3, 284-288.
4. Buimova S.A., Bubnov A.G. Environmental risk assessment of spring water use (2012). *European Researcher*, vol. 25, 7, 1019-1029.
5. Volkova L.A. Metodika integralnoy otsenki kachestva komponentov okruzhayushchey sredy (2013). *Sovremennye nauchnye dostizheniya: materialy mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsi*, 5–6 fevralya 2013, Prague. – rusnauka.com/4_SND_2013/Ecologia/1_128041.doc.htm.
6. Kushniruk Yu.S., Volkova L.A. Kachestvo pitevoy vody kak odin iz aspektov reytingovoy otsenki territorii po mediko-ekologicheskomu risku (2012). *Vestnik Natsionalnogo universiteta vodnogo hozyaystva i prirodopolzovaniya*, 2(58), 43-53.
7. Onishchenko G.G., Rahmanin Yu.A., Karmazinov F.V. i dr. Benchmarking kachestva pitevoy vody (2013). *SPb.: Novyy zhurnal*, 464 p.
8. Lindhe A., Rosén L., Norberg T., Bergstedt O. Fault tree analysis for integrated and probabilistic risk analysis of drinking water systems (2009). *Water Research*, vol. 43, 6, 1641-1653.
9. Petrosov V.A., Kobylyanskiy V.Ya. Formirovaniye matrits kompleksnoy otsenki fi-ziko-himicheskikh parametrov kachestva pitevoy vody (2002). *Vestnik Natsionalnogo tehnikeskogo universiteta. Kharkov*, no 20, 131-135.
10. Vasilenko S.L. Prioritemye pokazateli dlya modelirovaniya i kachestvennoy otsenki sostoyaniya poverhnostnykh vod (2004). *Kharkov, HGTUSA*, vol. 27, 107-113.

Автор: КОБИЛЯНСЬКИЙ Володимир Ярославович
ТОВ «НДЦ водопостачання та якості води», Харків, кандидат технічних наук, директор.
E-mail – vkob@list.ru.

COMPLEX ESTIMATION OF DRINKING WATER QUALITY IN HIGHLY BRANCHED WATER SUPPLY

S. L. Vasilenko, V. Y. Kobylyansky

Matrix method of estimating the quality of water in the water supply system of settlements is proposed. It takes into account the harm of quality indicators, hazard classes of substances, their maximum permissible concentrations in drinking water and spatial-temporal characteristics of water communications. The final complex estimation is reduced to a specific parameter as a numeric value.

Keywords: drinking water, integrated estimation, water supply, network.