



УДК 550.4-047.26:556.3:553(477.72-25)

DOI <https://doi.org/10.32782/geotech2025.39.04>**Ольховик Ю.О.**доктор технічних наук, професор кафедри екології Державного університету «Київський авіаційний інститут»
ORCID 0000-0001-5653-2370, yolkhovik@gmail.com

ЩОДО ОЦІНКИ РИЗИКУ ВЖИВАННЯ ПИТНИХ ВОД У ДЕЯКИХ РЕГІОНАХ УКРАЇНИ

Оцінка екологічного ризику в умовах зростання антропогенного навантаження є дієвим інструментом управління станом навколишнього середовища і основою прийняття оптимальних рішень у галузі забезпечення екологічної безпеки. Тому кількісна оцінка таких ризиків стає актуальним завданням і потребує ретельного та зваженого розгляду з огляду на суттєву різницю концепції санітарно-гігієнічного нормування і концепції екологічного ризику. Якщо перша передбачає існування порогу небезпечного впливу конкретної речовини, то методологія оцінки ризику базується на безпороговій моделі, яка прогнозує імовірне зростання захворюваності, спричинене дією токсичних речовин.

У статті критично розглянуто результати кількісної оцінки ризику вживання питної води із Херсонського родовища підземних вод і системи централізованого водопостачання міста Миколаєва, що опубліковані у наукових виданнях України. Показано, що автори у розрахунку неканцерогенного ризику вживання питних підземних вод за безпороговим методом використовували неадекватні формули визначення ризиків, що призвело до отримання неточних висновків щодо катастрофічних рівнів небезпеки для населення.

Фактичні концентрації Mn та F у питних підземних водах Херсонського родовища не перевищують гранично допустимих концентрацій (ГДК), таким чином, наявність зазначених елементів у воді у постійному її споживанні практично не впливає на здоров'я людини згідно із визначенням поняття «гранично допустима концентрація». У статті надаються перераховані рівні ризиків вживання води з наявністю зазначених елементів, які відповідають діапазонам «задовільний» для Mn і «прийнятний» для F . Цей висновок співпадає із результатами застосування методики, рекомендованої Агентством із захисту навколишнього середовища США, для визначення індексу небезпеки Mn та F у питних підземних водах Херсонського родовища і залишкового хлору у питній воді м. Миколаєва. Для Mn та F індекс небезпеки $HQ < 1$, таким чином, ризик виникнення шкідливих ефектів відсутній або зневажливо малий. Індекс небезпеки наявності залишкового хлору HQ становить $5,1 > 1$, що свідчить про незадовільну екологічну безпеку мешканців Миколаєва, пов'язану із якістю питної води.

Ключові слова: екологічний ризик, гранично допустима концентрація, безпорогова модель, питна вода, індекс небезпеки.

Вступ. Оцінка ризику є важливим інструментом для дослідження впливу факторів навколишнього середовища на безпеку існування людського суспільства. Кількісна оцінка таких ризиків в умовах постійно зростаючого рівня антропогенного забруднення об'єктів навколишнього природного середовища (НПС) (грунтів, природних вод та атмосферного повітря) стає актуальним завданням, адекватне вирішення якого зумовлює ефективність управлінських рішень у галузі забезпечення екологічної безпеки і дозволяє визначити наслідки впливу різних хімічних речовин на людину та екосистеми.

Всесвітнім банком зазначено (Damania, 2019), що чиста вода є дуже важливим фактором розвитку економіки. Якщо вода стає бруднішою, це уповільнює розвиток країни, погіршує життя людей і шкодить їхньому здоров'ю. Забезпечення водної безпеки України є важливим стратегічним завданням, адже від стану водних ресурсів країни залежить як здоров'я населення, так і розвиток усіх галузей економіки. Тому наукові публікації, присвячені оцінюванню потенційного ризику для здоров'я людини, пов'язаного із вживанням питної води, безумовно викликають підвищений інтерес. Аналіз впливу якості питної води на здоров'я людини

є невід'ємною частиною оцінки ризику впливу хімічних забруднювачів у компонентах довкілля.

Мета статті – провести критичний аналіз даних щодо оцінки величин екологічного ризику вживання питної води, виконаних із застосуванням безпорогової моделі неканцерогенного ризику.

Нині оцінка екологічної безпеки компонентів довкілля зводиться до порівняння притаманних їм рівнів забруднення із встановленими гранично допустимими концентраціями (ГДК).

Гранично допустима концентрація – це:

- кількість шкідливої речовини в навколишньому середовищі, яка у разі постійного контакту або у разі дії за певний час практично не впливає на здоров'я людини та її нащадків;

- максимальна концентрація домішок у природному об'єкті, яка під час періодичного впливу або протягом усього життя людини не завдає шкоди їй (у т.ч. не спричиняє віддалених наслідків) та навколишньому середовищу загалом (Фармацевтична енциклопедія).

Слід підкреслити, що ГДК як безпечний рівень вмісту у середовищі відповідного забруднювача визначається на основі концепції існування порогу небезпечного впливу конкретної речовини. Це означає, що

для кожної сполуки, яка викликає негативні ефекти в організмі, існує і може бути визначена концентрація (поріг), яка у разі постійного контакту або у разі дії за певний час *практично не впливає* на здоров'я людини (курсив *авт.*).

ГДК речовин, що можуть міститися у воді, яка використовується для питного споживання в Україні, наведені у низці нормативних документів, зокрема ДСТУ 7525:2014 Державний стандарт України «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості» і ДСанПіН 2.2.4-171-10 Державні санітарні норми та правила «Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною».

Безумовно, системі ГДК притаманні суттєві недоліки, головними з яких є неможливість врахування ефектів суміші кількох забруднювачів, неврахування чутливих груп населення і те, що ГДК часто розраховані для лабораторних умов, а не для реального середовища.

Тим не менш наявна система гігієнічної регламентації вмісту шкідливих речовин у навколишньому середовищі досить повноцінно співвідноситься з методологією оцінки ризику. Ризик – це показник імовірності виникнення несприятливих подій або обставин, що можуть спричинити збитки, загрозу здоров'ю чи життю людини або інші негативні наслідки в результаті дії шкідливих чинників. Безпорогові моделі неканцерогенного ризику зазвичай прогнозують імовірне зростання захворюваності, спричинене дією токсичних речовин у воді чи повітрі. З огляду на зазначене під час оцінювання екологічної безпеки питного водопостачання наголос надається потенційному екологічному ризику, який розглядається як небезпека порушення умов життєдіяльності живих організмів у навколишньому середовищі внаслідок дії природних чи антропогенних чинників.

Насправді як система гранично допустимих концентрацій (ГДК), так і система визначення класів небезпеки речовин (система ризиків) є процедурами оцінки безпеки хімічних речовин. Принципова відмінність системи ГДК від системи ризиків полягає в тому, що в оцінці ризику використовують концепцію безпорогової дії токсикантів (Качинський, 1993).

З огляду на зазначені обмеження порогової концепції ГДК до оцінки небезпеки для здоров'я людини у разі вживання підземних питних вод Херсонського родовища автори (Кошлякова, Кошляков, 2024) для оцінки шкоди здоров'ю використали методи аналізу ризику. Безумовно, адекватна оцінка ризику дозволяє оцінити реальну загрозу для здоров'я людини та обґрунтувати необхідність розробки відповідних превентивних заходів.

Отримані величини екологічних ризиків автори (Кошлякова, Кошляков, 2024) порівнювали із даними, наведеними в таблиці 1.

Вихідні дані для проведення авторами (Кошлякова, Кошляков, 2024) аналізу ризику наведені у таблиці 2.

На цьому етапі дослідження авторами (Кошлякова, Кошляков, 2024) було виконано оцінювання неканцерогенного ризику за безпороговим методом, що використовує величини безпечних доз, які є індивідуальною характеристикою кожної речовини. Безпороговий метод (на відміну від порогового, який визначається за допомогою індексу небезпеки (HQ, від англ. Hazard Quotient), та сукупного індексу небезпеки (HI, від англ. Hazard Index) для оцінки неканцерогенних ризиків застосовується рідше, але в окремих випадках використовується для речовин із особливою чутливістю (наприклад, для речовин, що викликають алергічні, імуноотоксичні, мутагенні або репродуктивні ефекти).

Для розрахунку авторами (Кошлякова, Кошляков, 2024) були взяті есенційні мікроелементи, біологічну роль яких доведено, – Мп та F. Ризик визначали для Мп, що за органолептичним показником шкідливості належить до 3 класу небезпеки, та F, якому відповідає 2 клас небезпеки за санітарно-токсикологічним показником.

Як помітно із таблиці 2, фактичні концентрації Мп та F у питних підземних водах Херсонського родовища не перевищують ГДК, таким чином, наявність зазначених елементів у воді у разі постійного її споживання практично не впливає на здоров'я людини згідно із визначенням поняття «гранично допустима концентрація». Ця ситуація логічно відповідає низькому, тобто прийнятному рівню небезпеки, який характеризується низьким рівнем ризику, – таблиця 1.

Таблиця 1. Характеристика величин неканцерогенних ризиків (посилання на автора таблиці наведено у (Кошлякова, Кошляков, 2024))

Table 1. Characteristics of non-carcinogenic risk values (reference to the author of the table is given in (Koshlyakova, Koshlyakov, 2024))

Величина ризику	Рівень небезпеки	Опис
До 0,05	Прийнятний	Відсутні несприятливі медико-екологічні тенденції
0,05–0,16	Викликає занепокоєння	Виникає тенденція до зростання неспецифічної патології
0,16–0,5	Небезпечний	Виникає достовірна тенденція до зростання неспецифічної патології за появи одиничних випадків специфічної патології
0,5–0,84	Надзвичайно небезпечний	Виникає достовірне зростання неспецифічної патології за появи значної кількості випадків специфічної патології, а також тенденція до збільшення смертності населення
0,84–1	Катастрофічний	Забруднення довкілля в цьому разі перейшло в інший якісний стан (поява випадків хронічного отруєння, зміна структури захворюваності, достовірна тенденція до зростання смертності)

Таблиця 2. Порівняння величин основних показників хімічного складу досліджуваних підземних вод із ГДК згідно з актуальними нормативами (Кошлякова, Кошляков, 2024)

Table 2. Comparison of the values of the main indicators of the chemical composition of the studied groundwater with the MPC according to current standards (Koshlyakova, Koshlyakov, 2024)

Показник хімічного складу	Діапазон значень	ГДК за ДСТУ 7525:2014	ГДК за ДСанПН 2.2.4-171-10
Сухий залишок, мг/дм ³	260–3224	1000	1000
Загальна жорсткість, мг-екв/дм ³	3,9–23,7	7	7
pH	7,5–8,2	6,5–8,5	6,5–8,5
Перманганатна окиснюваність, мгО ₂ /дм ³	1,1–2,9	5	5
HCO ₃ ⁻ , мг/дм ³	143–348	не нормується	не нормується
SO ₄ ²⁻ , мг/дм ³	19–856	250	250
Cl ⁻ , мг/дм ³	38–709	250	250
Ca, мг/дм ³	31–832	не нормується	не нормується
Mg, мг/дм ³	44–132	не нормується	не нормується
Na+K, мг/дм ³	32–347	200	200
Mn, мг/дм ³	0,01–0,02	0,05	0,05
F, мг/дм ³	0,12–0,42	0,7	0,7

Однак наведена авторами (Кошлякова, Кошляков, 2024) оцінка неканцерогенного ризику за безпороговим методом свідчить, що рівень небезпеки для здоров'я населення за показниками фтору є надзвичайно небезпечним (за даними, що наведені у цитованій статті Risk = 0,68), а за показниками мангану – катастрофічним (Risk = 0,99).

Виконаний автором цієї статті аналіз результатів, наведених у цитованій статті, показав, що для розрахунку використано неадекватний вигляд формули, а саме:

$$Risk = 1 - \exp\left(\frac{\ln(0,84)}{ГДК \cdot K_3}\right) \cdot C, \quad (1)$$

де Risk – ймовірність розвитку неспецифічних токсичних ефектів за хронічної інтоксикації (від 0 до 1); C – середня щоденна концентрація речовини, що надходить в організм людини з питною водою протягом життя. Для оцінювання ефектів, пов'язаних із тривалим впливом речовин, використано середнє значення концентрацій за 3 роки; ГДК – гранично допустима концентрація речовин; K₃ – коефіцієнт запасу, який приймається залежно від вираженої ймовірності віддалених наслідків.

У такому разі ГДК відповідає гігієнічним нормам, отже, у такому вигляді формула розрахунку не має жодного сенсу! Не складно побачити, що зростання концентрації забруднювача C призводить до зменшення значення ризику R. Якщо концентрація речовини дорівнює ГДК, тобто відповідає гігієнічним нормам, за розрахунками згідно із зазначеною формулою ризик є катастрофічним. І на завершення: у разі відповідного високого рівня концентрації забруднювача у разі використання наведеної формули ризик набуває від'ємного значення.

Аналогічним способом виконано оцінку ризику для низки інших родовищ підземних вод і зроблено висновок, що у віддаленій перспективі для Київського, Коростишівського та Херсонського родовищ підземних

вод рівень небезпеки вживання води за F є надзвичайно небезпечним, а за Mo, Cu, Zn, Pb та Mn – катастрофічним (Кошлякова, 2025). З огляду на методологічну помилку таких розрахунків зазначений висновок є принципово неправильним.

Подібна методологічна помилка допущена в оцінюванні рівня екологічної безпеки системи питного водопостачання Миколаєва із застосуванням ризик-орієнтованих методів (Крисінська, Клименко, 2021). Для оцінювання потенційного ризику для здоров'я людини, пов'язаного із забрудненням питної води, авторами використано модель оцінювання потенційного ризику:

$$R = 1 - \exp(\ln(0,84)/MAC \cdot C_s) \cdot C_r, \quad (2)$$

де: R – ймовірність розвитку токсичних ефектів; C_s – концентрація речовини у питній воді, мг/дм³; MAC – гранично допустима концентрація, мг/дм³; C_r – коефіцієнт запасу (для всіх речовин – 10, для свинцю – 3, для канцерогенних речовин – 100). Автори моделі зазначені у посиланні 6 статті.

Межі потенційного ризику автори (Крисінська, Клименко, 2021) поділили на такі діапазони:

- 0–0,02 – прийнятний;
- 0,021–0,16 – задовільний;
- 0,161–0,50 – незадовільний;
- 0,51–0,84 – небезпечний;
- 0,85–1 – надзвичайно небезпечний

Автори надали висновок, що, незважаючи на те, «що частина показників концентрації речовин у питній воді була в межах гранично допустимих концентрацій, проте виходила за межі безпечного стану *внаслідок розрахунку (?) екологічного ризику*» (курсив авт.).

Аналіз виконаних авторами розрахунків показав, що для отримання значень екологічного ризику була використана формула у вигляді:

$$Risk = 1 - \exp\left(\frac{\ln(0,84) \cdot K_3}{ГДК \cdot C}\right) \quad (3)$$

Позначення співпадають із позначеннями для формули (1).

Наведена формула розрахунку теж містить помилку з огляду на вираз знаменника. Зрозуміло, що за такою формулою ми отримаємо однакову величину R як у разі $C > \text{ГДК}$, так і навпаки, коли $C < \text{ГДК}$, за умови, що добуток $C \cdot \text{ГДК}$ є однаковим. Таким чином, висновок, що потенційний ризик для здоров'я населення міста Миколаєва від вживання питної води централізованого водопостачання за 2003–2018 роки перебував у межах небезпечного і надзвичайно небезпечного є таким, що не відповідає дійсності.

Виконаємо оцінювання неканцерогенного ризику вживання питних вод за безпороговим методом за даними таблиці 2. З цією метою використаємо формулу у вигляді

$$Risk = 1 - \exp\left(\frac{\ln(0,84)}{\text{ГДК} \cdot K_3} \cdot C\right) \quad (4)$$

де $K_3 = 10$, а не 3, як використовують автори. Приймається, що під час оцінки токсикологічної небезпеки питної води K_3 дорівнює 100 для сполук, які мають вірогідність віддалених наслідків, і 10 для інших речовин. Ця формула виглядає більш адекватно, оскільки логічно пов'язує збільшення концентрації токсиканта зі зростанням ризику.

За цим розрахунком R_{Mn} у випадку, коли $C = 0,02 \text{ мг/дм}^3$ (таблиця 2) дорівнює 0,07. Для фтору з концентрацією 0,42 мг/дм^3 (таблиця 2) і використанні значення $\text{ГДК} = 0,7$ (для IV зони) $R_F = 0,01$.

Аналогічний розрахунок виконаний для оцінки потенційного екологічного ризику наявності заліза і залишкового хлору для питної води централізованого водопостачання міста Миколаєва з використанням даних (7).

Результати оцінки ризику наведені у таблиці 3 порівняно з величинами R, отриманими в (Крисінська, Клименко, 2021).

Порівняння отриманих значень R із критеріями, наведеними вище, свідчить про відсутність помітного ризику для здоров'я від наявності у питній воді заліза, однак вказує на підвищений ризик від залишкового вільного хлору.

Для контролю адекватності наведених формул розрахунку екологічного ризику від наявності токсиканту у питній воді можна застосувати такий тест – величина ризику залишається незмінною у разі, коли концентрація забруднювача дорівнює ГДК незалежно від значення ГДК , тобто

$$R = \text{const і } R \neq f(\text{ГДК}) \text{ якщо } C = \text{ГДК}$$

З цією метою виконано розрахунок R за формулами (1, 3 і 4) для різних умовних значень ГДК . Результати наведені у таблиці 4.

Отримані результати однозначно свідчать про неправильне застосування відповідних формул розрахунку екологічного ризику від наявності токсиканту у питній воді і призводять до сумнівів щодо точності отриманих результатів і сформульованих на їх основі висновків.

Таблиця 3. Концентрації забруднювачів і порівняння розрахованих екологічних ризиків*.

Table 3. Concentrations of pollutants and comparison of calculated environmental risks*

Рік	Fe ГДК = 0,2 мг/дм ³			Cl ГДК = 0,5 мг/дм ³		
	C, мг/дм ³	R (7)	R	C, мг/дм ³	R (7)	R
2003	0,09226	0,552	0,008	0,75	0,990	0,026
2004	0,10344	0,593	0,009	0,69	0,994	0,024
2005	0,11769	0,641	0,010	0,63	0,996	0,022
2006	0,10397	0,595	0,009	0,72	0,992	0,025
2007	0,09254	0,553	0,008	0,59	0,997	0,020
2008	0,06958	0,454	0,006	0,54	0,998	0,019
2009	0,10577	0,602	0,009	0,63	0,996	0,022
2010	0,1404	0,705	0,012	0,69	0,994	0,024
2011	0,10584	0,602	0,009	0,61	0,997	0,021
2012	0,13702	0,696	0,012	0,71	0,993	0,024
2013	0,14	0,704	0,012	0,47	0,999	0,016
2014	0,21	0,839	0,018	0,47	0,999	0,016
2015	0,14	0,704	0,012	0,49	0,999	0,017
2016	0,135	0,691	0,012	0,44	1,000	0,015
2017	0,14	0,704	0,012	0,4	1,000	0,014
2018	0,15	0,729	0,013	0,44	1,000	0,015

Складено автором за даними (Крисінська, Клименко, 2021).

Таблиця 4. Значення R, розраховані для випадку $C = \text{ГДК}$

Table 4. R values calculated for the case $C = \text{MPC}$

Формула розрахунку	R	
	C=ГДК=1	C=ГДК=0,5
$Risk = 1 - \exp\left(\frac{\ln(0,84)}{\text{ГДК} \cdot K_3} \cdot C\right)$	0,0173	0,0173
$Risk = 1 - \exp\left(\frac{\ln(0,84) \cdot K_3}{\text{ГДК} \cdot C}\right)$	0,825	0,999
$Risk = 1 - \exp\left(\frac{\ln(0,84)}{\text{ГДК} \cdot K_3}\right) \cdot C$	0,0173	0,517

Висновок щодо відсутності високих рівнів небезпеки для здоров'я населення за показниками концентрації Mn і F у підземних водах Херсонського родовища був підтверджений застосуванням методики, рекомендованої Агентством із захисту навколишнього середовища США (Kammen, Hassenzaht, 1999). Спочатку розрахуємо середньодобове надходження токсиканту (у цьому випадку Mn, F – таблиця 2 і Cl – таблиця 3) з питною водою m (в мг/дм^3), віднесене до 1 кг маси тіла людини:

$$m = (C \cdot V \cdot f \cdot \text{Tr}) / (P \cdot T) \quad (5)$$

де C – концентрації забруднювача в питній воді мг/дм^3 ; V – інтенсивність надходження забруднювача в організм, л/добу; f – кількість днів у році, протягом яких

відбувається вплив токсиканту; T_r – кількість років, протягом яких відбувається вплив токсиканту; P – середня маса тіла дорослої людини, що приймається рівною 70 кг; T – усереднений час впливу токсиканту (або середня тривалість його можливого впливу за час життя людини), що приймається рівним 30 рокам (10950 діб).

Прийmemo, що $T_r = 30$ років і питомі концентрації M_n і F аналогічні попередньому розрахунку. В такому випадку m_{Mn} і m_F дорівнюють відповідно $4,7E-4$ і $0,01$ мг/(кг·добу).

Далі розраховуємо параметр **HQ**, який має назву «індекс небезпеки» і визначається за формулою

$$HQ = m / HD \quad (6)$$

де HD – порогова потужність дози, тобто мінімальна величина дози токсичної речовини, що надходить в організм за одиницю часу, за якої починають проявлятися шкідливі наслідки.

$HD_{Mn} = 0,14$ мг/(кг·добу) (Toxicological Profile for Manganese)

$$HQ_{Mn} = 4,7E-4 / 0,14 = 0,003$$

Для розрахунку HQ_F використаємо дані «The Integrated Risk Information System» (Toxicological Profile for Fluorides...), згідно з якими для розчинних фторидів $HD_F = 0,06$ мг/(кг·добу).

$$\text{Тоді } HQ_{Mn} = 0,01 / 0,06 = 0,17$$

Оскільки для обох речовин $HQ < 1$, то ризик виникнення шкідливих ефектів розглядаємо як відсутній або зневажливо малий.

Для оцінки індексу небезпеки від залишкового хлору у питній воді м. Миколаєва використаємо середнє значення концентрації за 2003–2018 роки, яке становить $0,58$ мг/дм³. Розраховане значення m_{Cl} для $T_r = 16$ років (період спостереження, зазначений у (7)) становить $m_{Cl} = 0,51$.

$HD_{Cl} = 0,1$ мг/(кг·добу) (Toxicological Profile for Chlorine)

Індекс небезпеки становить $HQ_{Cl} = 0,51/0,1 = 5,1 > 1$, що разом зі значеннями R (таблиця 3) свідчить про незадовільну екологічну безпеку мешканців Миколаєва, пов'язану із якістю питної води в частині наявності залишкового хлору.

На основі формули (4) можна виконати розрахунок допустимих концентрацій забруднювача залежно від нормативних (прийнятних) значень ризику R . В такому разі формула приймає вигляд:

$$C_R = (K_s \cdot ГДК \cdot \ln(1 - R)) / \ln 0,84 \quad (7)$$

Нескладні розрахунки дають такі результати:

Для рівня ризику $R = 0,02$ значення концентрацій M_n і F становлять $0,06$ і $0,8$ мг/дм³ відповідно. Якщо ж прийнятним рівнем ризику визначити значення $R = 0,05$, то розраховані величини C_R становитимуть $0,148$ і $2,0$ мг/дм³ відповідно.

Помітно, що розраховані концентрації M_n і F у питній воді, за яких забезпечується прийнятний рівень

ризик, помітно перевищують ГДК (таблиця 2), що свідчить про ступінь консервативності, яка притаманна концепції застосування порогової дії токсикантів.

Висновки. Проведений аналіз застосування у вітчизняній науковій літературі способу розрахунку величини екологічного ризику вживання питної води за безпороговою моделлю показав наявність помилок в оцінці співвідношення наявної системи гігієнічної регламентації вмісту шкідливих речовин у навколишньому середовищі з методологією оцінки ризику.

Наведені (Кошлякова, Кошляков, 2024; Кошлякова, 2025) результати оцінки неканцерогенного ризику вживання питних підземних вод за безпороговим методом для Київського, Коростишівського і Херсонського родовищ підземних вод є помилковими, отриманими в результаті використання неправильних розрахунків і не можуть бути корисними у виділенні відповідних провінцій у разі проведення еколого-біогеохімічного районування.

Екологічний ризик для мешканців Миколаєва, пов'язаний із наявністю у питній воді залишкового хлору, концентрація якого у середньому за період спостереження 2003–2018 перевищувала ГДК, є потенційно неприйнятним, наявна ймовірність виникнення негативного впливу на здоров'я.

Література:

1. Damania R., et al. (2019). Quality unknown. The invisible water crisis. Washington (DC) : World Bank Group. <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1459-4>
2. Фармацевтична енциклопедія. *Гранично допустима концентрація*. URL: <https://www.pharmencyclopedia.com.ua/article/3049/granichno-dopustima-koncentraciya>.
3. Качинський А. (1993). Концепція ризику у світлі екологічної безпеки України. Київ, 49 с. (Препринт / Національний інститут стратегічних досліджень; № 14).
4. Кошлякова Т., Кошляков О. (2024). Зміни хімічного складу питних підземних вод Херсонського родовища за даними тривалих спостережень у довосенні часи. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Серія Геологія*. 3 (106). С. 69–75. <https://doi.org/10.17721/1728-2713.106.09>
5. Кошлякова Т.О. (2025) «Гідрогеохімія мікроелементів водонесних систем селітебних ландшафтів України»: дисертація ... доктор геол. наук : 04.00.02. Київ, 337 с. URL: https://igmr.org.ua/pdf/%D0%94%D0%B8%D1%81%D0%B5%D1%80%D1%82%D0%B0%D1%86%D1%96%D1%8F_%D0%9A%D0%BE%D1%88%D0%BB%D1%8F%D0%BA%D0%BE%D0%B2%D0%B0.pdf.
6. Крисінська Д.О., Клименко Л.П. (2021). Експериментальні дослідження якості питної води та оцінювання екологічної безпеки питного водопостачання. *Науковий вісник НЛТУ України*, т. 31, № 1. с. 147–151. <https://doi.org/10.36930/40310124>
7. Kammen D.M. and Hassenzaht D.M. (1999). Should We Risk It? *Exploring Environmental, Health, and Technological Problem Solving*. Princeton, New Jersey, USA.
8. Toxicological Profile for Manganese. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. URL: www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151-c8.pdf
9. Toxicological Profile for Fluorides, Hydrogen Fluoride, and Fluorine. U.S. Department of Health and Human Services. URL: www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp11.pdf.
10. Toxicological Profile for Chlorine. Agency for Toxic Substances and Disease Registry. URL: www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp172-c8.pdf.

References

1. Damania, R., et al., (2019), *Quality Unknown: The Invisible Water Crisis*. Washington, DC: World Bank Group. DOI: 10.1596/978-1-4648-1459-4.
2. Pharmaceutical Encyclopedia, n.d. *Maximum Allowable Concentration*. Retrieved from: <https://www.pharmencyclopedia.com.ua/article/3049/granichno-dopustima-koncentraciya>.
3. Kachynskiy, A. (1993), *The Concept of Risk in the Context of Ukraine's Environmental Security*. Kyiv: National Institute for Strategic Studies. (Preprint; No. 14).
4. Koshlyakova, T. and Koshlyakov, O. (2024), Long-term pre-war observations of changes in the chemical composition of drinking groundwater in the Kherson aquifer. *Bulletin of Taras Shevchenko National University of Kyiv. Series: Geology*, 3(106), pp. 69–75. doi.org/10.17721/1728-2713.106.09.
5. Koshlyakova, T.O., (2025). *Hydrogeochemistry of Trace Elements in the Aquifer Systems of Ukraine's Urban Landscapes*. Doctoral dissertation. Kyiv. Retrieved from: https://igmr.org.ua/pdf/Дисертація_Кошлякова.pdf.
6. Krysin'ska, D.O. and Klymenko, L.P. (2021), Experimental studies of drinking water quality and assessment of the environmental safety of drinking water supply. *Scientific Bulletin of the National Forestry University of Ukraine*, 31(1), pp.147–151. doi.org/10.36930/40310124.
7. Kammen, D.M. and Hassenzahl, D.M. (1999), *Should We Risk It? Exploring Environmental, Health, and Technological Problem Solving*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
8. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, n.d. *Toxicological Profile for Manganese*. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp151-c8.pdf>.
9. U.S. Department of Health and Human Services, n.d. *Toxicological Profile for Fluorides, Hydrogen Fluoride, and Fluorine*. Retrieved from: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp11.pdf>.
10. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, n.d. *Toxicological Profile for Chlorine*. Retrieved from: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp172-c8.pdf>.

ON THE RISK ASSESSMENT OF DRINKING WATER CONSUMPTION IN SOME REGIONS OF UKRAINE

Olkhovik Yu.O.

Doctor of Technical Sciences, Professor of the Department of Ecology of the State University "Kyiv Aviation Institute",
ORCID: 0000-0001-5653-2370, yolkhovik@gmail.com

Evaluation of environmental risk under increasing anthropogenic pressure is an effective tool for managing the state of the environment and serves as a basis for making informed decisions in the field of environmental safety. Therefore, the quantitative assessment of such risks becomes an urgent task and requires careful and balanced consideration, given the significant difference between the concepts of sanitary-hygienic regulation and environmental risk assessment. While the former assumes the existence of a threshold level of hazardous exposure to a specific substance, the latter is based on a non-threshold model that predicts a probable increase in morbidity due to exposure to toxic substances.

This article critically reviews the results of quantitative risk assessments of drinking water from the Kherson groundwater deposit and the centralized water supply system of the city of Mykolaiv, as presented in Ukrainian scientific publications. It is shown that the authors employed inappropriate risk assessment formulas when calculating non-carcinogenic risks using a non-threshold approach, leading to incorrect conclusions about catastrophic levels of danger for the population.

Actual concentrations of manganese (Mn) and fluoride (F) in drinking groundwater from the Kherson deposit do not exceed the maximum permissible concentrations (MPCs). Therefore, according to the definition of MPC, the presence of these elements in water consumed regularly has virtually no adverse effect on human health. This article provides risk levels for drinking water containing these elements, indicating a "satisfactory" risk level for Mn and an "acceptable" risk level for F. These findings are consistent with the results obtained using the methodology recommended by the United States Environmental Protection Agency (US EPA) for determining the hazard index for Mn and F in drinking groundwater from the Kherson deposit, and for residual chlorine in the drinking water of Mykolaiv.

For Mn and F, the hazard index (HQ) is less than 1, indicating that the risk of adverse health effects is absent or negligible. However, the hazard index for residual chlorine (HQ = 5.1) exceeds 1, indicating unsatisfactory environmental safety for the residents of Mykolaiv due to poor drinking water quality.

Key words: environmental risk, maximum permissible concentration, non-threshold model, drinking water, hazard index.