

УДК 556.388:628.19 (550.42:546.79)

DOI <https://doi.org/10.32782/geotech2026.40.04>**Шевченко О.Л.**

Шевченко О.Л., док. геол. наук, головний наук. співробітник Українського гідрометеорологічного інституту ДСНС України та НАН України, ORCID: 0000-0002-5791-5354, shevch62@gmail.com

МЕТОДИ ОЦІНЮВАННЯ ЗАХИЩЕНОСТІ ТА ВРАЗЛИВОСТІ ҐРУНТОВИХ І ПОВЕРХНЕВИХ ВОД АДАПТОВАНІ ДЛЯ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

Розглянуто кілька підходів щодо визначення захищеності та вразливості ґрунтових та напірних міжпластових вод від розосередженого на поверхні радіоактивного забруднення. Виділення цих підходів для Чорнобильської зони відчуження стало можливим лише після багаторічних досліджень та накопичення достатнього обсягу фактичних даних щодо особливостей розподілу техногенних радіонуклідів на водозборах і часових змін їх винесення водотоками.

Найбільше уваги в статті приділено методу кількісної оцінки вразливості та захищеності ґрунтових вод за допомогою стандартизованих індексів. Цей метод використовує результати регулярних спостережень за винесенням ^{90}Sr поверхневим стоком за умов, коли переважаюча кількість ^{90}Sr надходить до водоприймача з ґрунтовими водами, що власне і відбувається, за невеликими виключеннями (2012-2013, 2016 рр.), в Чорнобильській зоні відчуження після 2001 року. Чинниками захищеності ґрунтових вод для цього випадку виступають ландшафтні та орографічні ознаки, які мають високу кореляцію із винесенням ^{90}Sr . Оскільки від ландшафтних і гідрогеологічних умов залежить стан забруднення поверхневих вод, доцільно застосовувати у зоні Полісся комплексне поняття захищеності для ґрунтових вод і водотоків що їх дрениують. Показано, що навіть за дефіциту стандартної для індексних оцінок (типу DRASTIC) інформації, можна підібрати інформативні показники, які дозволяють типізувати територію за умовами захищеності або вразливості підземних і поверхневих вод. Цей метод ефективний саме для регіональних оцінок захищеності від забруднення невеликих водозбірних басейнів.

Інший метод передбачає попередню типізацію умов водообміну між ґрунтовими і поверхневими водами на основі розрахунків балансу, та оцінку вразливості ґрунтових вод до латерального перенесення, виходячи з найвищих значень коефіцієнтів кореляції між вмістом радіонукліду в ґрунтових та поверхневих водах. Ще один метод призначений для визначення гідродинамічної захищеності другого від поверхні, бучацько-канівського напірного водоносного комплексу за співвідношенням напорів із першим від поверхні горизонтом, що є для нього джерелом забруднення.

Ключові слова: захищеність, вразливість, ґрунтові води, водотоки, водозбірні басейни, ^{90}Sr , методи, показники, чинники, стандартизовані індекси, інтегральний індекс, водообмін.

Вступ (передумови появи нових методів оцінювання захищеності ґрунтових вод в ЧЗВ).

Узагальнюючи результати 40-річної водоохоронної діяльності та гідрогеологічних досліджень в Чорнобильській зоні відчуження (ЧЗВ) варто виділити три головних етапи: I – активних ліквідаційних робіт (травень 1986 – грудень 1989 рр.), що здебільшого мали короткочасний позитивний ефект, проте пролонговані негативні наслідки, включав також багато оціночних та знімальних робіт з відбором великих об'ємів проб; II (1990-2004 рр.) – етап комплексних експериментальних та польових досліджень, розробки і впровадження заходів на тривалу перспективу, в т.ч., згідно Схеми водоохоронних заходів (1993), «Радіогідрогеологічний моніторинг...» (1992), «Розрахунок водно-радіаційного балансу...» (1998) тощо, який закінчився будівництвом правобережної дамби та

реконструкцією Прип'ятської меліоративної системи; третій етап (2004 р. – наш час) – пасивних спостережень, автореабілітації та ренатуралізації, дистанційних досліджень та регіональних узагальнень, пов'язаний з усвідомленням не надто високої а іноді й негативної ефективності виконаних водоохоронних заходів (Шевченко та ін., 1999; Шевченко та ін., 2001). Вирішальну роль у припиненні польових досліджень на балансових майданчиках і полігонах звісно ж зіграло істотне скорочення державного фінансування робіт за Чорнобильською програмою.

Третій етап за часом також збігається з початком маловодного циклу, масового виходу ^{90}Sr з паливних частинок, тобто збільшенням його мобільності і зростанням внаслідок обох цих причин ролі ґрунтових вод у винесенні ^{90}Sr за межі ЧЗВ. Цей, так званий «пасивний» етап, відзначився і відповідною подією – припиненням експлуатації водоймища охолоджувача ЧАЕС (ВО) та повільним його осушенням (починаючи з 2014 р.).



Це стаття відкритого доступу
за ліцензією CC BY-ND 4.0

<https://creativecommons.org/licenses/by-nd/4.0/>

Не зважаючи на велику кількість негативних застережень і прогнозів це не призвело до будь-яких надзвичайних небезпечних наслідків, а подальший розвиток природної біоре mediaції та автореабілітації його колишньої акваторії (навіть без ренатуралізації) чітко передбачив сценарій, який згодом реалізувався після підриву російськими окупантами греблі Каховського водосховища та осушення ще більшої поверхні донних відкладів. У своїх прогнозах можливих ризиків після осушення Каховського водосховища ми власне і керувались досвідом осушення ВО ЧАЕС, а до цього – значних площ старого лівобережного польдера (2001 р.) і звільнених від затоплення ділянок у верхніх б'єфах дамб на системі «Ілля» (1988-1989). Так само без помітних наслідків, припинила свою роботу (2015 р.) польдерна насосна станція лівобережного водоохоронного комплексу.

Відмова від активних водоохоронних заходів на третьому етапі і покладання повної «відповідальності» за радіаційний стан водного середовища на автореабілітаційні процеси та природні сукцесії сприяло практично одночасному виходу кількох фундаментальних наукових робіт з поглибленим аналізом та узагальненням результатів попередніх спостережень (Чорнобиль. Зона відчуження, 2001; Автореабілітаційні процеси, 2001; Chernobyl disaster..., 2002; Геохімія техногенних радіонуклідів, 2002 та ін.). А дещо згодом вийшла і монографія присвячена оцінюванню захищеності та вразливості підземних вод до радіоактивного забруднення з використанням комбінованого методу гідрогеологічного та міграційного районування з моделюванням вертикального перенесення радіонуклідів (Шестопапов та ін., 2007). Піонерність цієї роботи для України за новизною підходу і виконаних оцінок радіоактивного забруднення підземних вод не викликає сумніву. Проте, представлений у ній підхід має обмеження, пов'язані з використанням щільності забруднення поверхні радіонуклідом, як головного предиктора, що визначає вразливість ґрунтових вод. Виділяється також новий пріоритетний чинник вразливості – аномальні зони прискореної фільтрації та міграції речовин, що свідчить про усвідомлення авторами провідного впливу неоднорідності геологічного середовища на міграцію радіонуклідів, хоча при цьому кількісно не оцінюється роль інших місцевих чинників, в т.ч. біогеохімічних характеристик ландшафту. На нашу думку, не зважаючи на важливість показника поверхневого забруднення або концентрації радіонуклідів у верхньому шарі ґрунту, головним інтегральним показником вразливості ландшафту та пов'язаного з ним

водного середовища, через 15 і більше років після забруднення території, виступає обсяг винесення радіонуклідів основною дреною даного водозбору (Шевченко та ін., 2023). Такий підхід відображає реальну ситуацію, пов'язану з низькою кореляцією між рівнем забруднення або запасами ^{90}Sr на водозборі та його водним винесенням, що пояснюється вирішальною роллю біогеохімічного фону водозбору. Глибоке пояснення причин цього явища можна знайти в роботах (Долін та ін., 2004; Шевченко та ін., 2023).

В монографії (Шестопапов и др., 2007) також зроблено огляд існуючих методів оцінки захищеності та вразливості підземних вод, таких як: районування, індексно-рейтингові методи, параметричний та математичне моделювання. Найвідомішим і найпоширенішим серед індексно-рейтингових методів оцінки захищеності та вразливості підземних вод до забруднення визнано DRASTIC (Aller and Bennet, 1987), призначений для картування територій площею більш ніж 40 га за комплексом семи показників, що визначають ступінь вразливості підземних вод: глибина їх рівня; інфільтраційне живлення; літологічний склад водомістких порід горизонту; тип покривних ґрунтів; ухили рельєфу (топографія); вплив зони аерації за складом; проникність / коефіцієнт фільтрації. Для розрахунку потенціалу забруднення водоносного горизонту використовують коефіцієнт рейтингу та індексну вагу. Метод DRASTIC був з часом модифікований для покращення оцінки вразливості ґрунтових вод у регіонах із замкнутими водоносними горизонтами, де четвертинні відклади утворюють водоносний горизонт над основним експлуатаційним водоносним горизонтом (Männik & Kargo, 2023). В різних регіонах світу, на основі DRASTIC розроблений ряд подібних методик «ad hoc». Прикладом таких є: DRAMIC – для урбанізованих територій, DRASTIC-LU – для територій з постійним внесенням добрив та пестицидів, SINTACS – з врахуванням регіональних особливостей Італії (Barbulescu, 2020), DRASTIC-LU/LC – інтегрує землекористування/земельний покрив (Sifi et al., 2026). Для умов Ірландії створений подібний метод з уніфікованим набором показників (вторинних індикаторів вразливості): інфільтраційне живлення підземних вод, густина природної дренажної мережі, густина штучної дренажної мережі та рослинність. У національній схемі захисту підземних вод Ірландії властивості пухкого підґрунтового ненасиченого шару є основною ознакою класифікації вразливості підземних вод (Lee, 1999). Метод DRASTIC, або його модифікації, могли б застосовуватись і на території України, проте

наразі це практично неможливо у зв'язку із закритістю інформації після початку широкомасштабного військового вторгнення росії, недостатньою гідрогеологічною вивченістю, відсутністю *рівномірної* кондиційної мережі спостережних свердловин (!) та крупномасштабних гідрогеологічних карт для ряду регіонів. Навіть на такій важливій з точки зору контролю стану ґрунтових вод території, як Чорнобильська зона відчуження (ЧЗВ), спостережні свердловини розташовані переважно лише в ближній 10-км зоні, поблизу радіаційно небезпечних об'єктів, що не дозволяє виконати кондиційну оцінку захищеності ґрунтових вод для всієї території ЧЗВ за стандартними вимогами DRASTIC.

Тим не менш, ситуація з оцінкою та картуванням захищеності і вразливості ґрунтових вод в ЧЗВ не є безнадійною. З огляду широкого переліку модифікацій індексно-рейтингових методів, переважно виконаних за принципами методу DRASTIC, можна зробити висновок, що допускається вільний вибір оціночних показників захищеності та вразливості. Здебільшого це виконується з метою: а) покращення оцінки захищеності в розрахунку на певний специфічний забруднювач (підбираються показники, що найкраще враховують особливості поведінки політанта в місцевому середовищі); б) кращого відображення особливостей регіональних (місцевих) геолого-гідрогеологічних умов; в) заміни окремих показників з переліку DRASTIC за відсутності інформації про їх фактичні значення для досліджуваної території (Шевченко, 2025).

Наш досвід визначення бар'єрної стійкості водозборів до водного винесення ^{90}Sr та ^{137}Cs теж свідчить про відмінності у переліках природних чинників міграції та показників стійкості, що пояснюється особливостями поведінки обох радіонуклідів в однакових геохімічних умовах (Шевченко та ін., 2023).

З аналізу ефективності водоохоронних заходів та порівняння стану забруднення водотоків у 2000-ні роки прийшло розуміння, що процеси самоочищення або автореабілітації ландшафтів в зоні відчуження можуть складати серйозну конкуренцію водоохоронним заходам і справляти навіть більший ефект (Автореабілітаційні процеси, 2001, Долін та ін., 2004, Шевченко та ін., 2023). Звичайні хронологічні графіки динаміки концентрації ^{90}Sr у воді річки Прип'ять у 1991-1999 роках показують три великі піки (рис. 1). І якщо пік концентрації ^{90}Sr у 1991 р. був пов'язаний із льодовими загородами на річці, і став додатковою підставою в обґрунтуванні будівництва нової лівобережної дамби (1992 р.), то пікові концентрації ^{90}Sr і підвищене його винесення у 1994 р. значною мірою пов'язані із наслідками введення в дію лівобережної дамби та роботою польдерної насосної станції (ПНС).

Пригадаємо, що після будівництва лівобережного водоохоронного комплексу стік з водозбору північно-західної частини Прип'ятської осушувальної системи загальною площею більш ніж 100 км², забезпечувався лише прораном у водоохоронній насипній дамбі № 7 (до її знесення у 2001 р.) та регульованою ГТС в старій дамбі нижче за течією МК-5 (Шевченко та ін., 2023). Відбулась зміна контурів водної поверхні, меж водозбірних басейнів, уповільнення режимів стоку і, як результат – затоплення великої надзвичайно забрудненої радіоактивними випадіннями площі у верхньому б'єфі старої дамби та між дамбами. При цьому висококонцентровані ^{90}Sr води по придамбовому каналу, через проран в дамбі №7 надходили до р. Прип'ять. Особливо велике винесення спостерігалось саме у багатоводні періоди, коли на повну потужність працювала ПНС (рис.2), а локальні ділянки затоплення на низькій заплаві об'єднувались в суцільну водну поверхню (Шевченко та ін., 2023). Під час

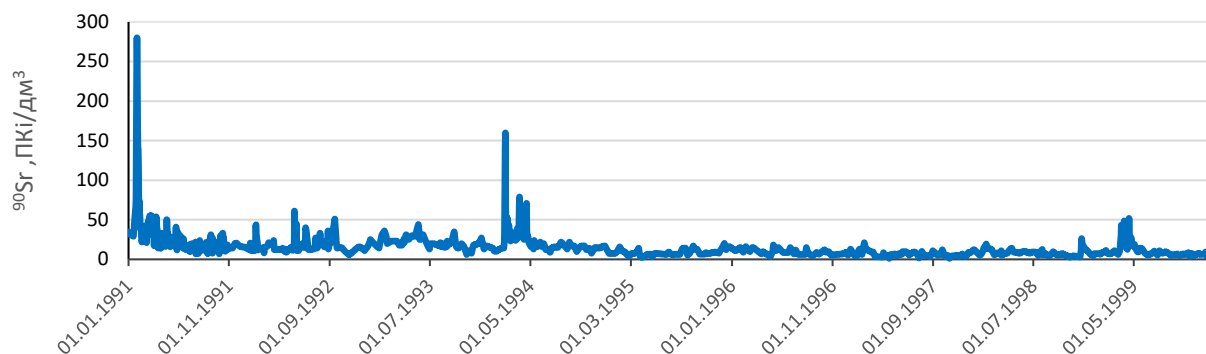


Рис. 1. Концентрація ^{90}Sr у воді р. Прип'ять у створі м. Чорнобиля (1991-1999)

Fig. 1. Concentration of ^{90}Sr in the water of the Pripet River near Chernobyl (1991-1999)

високої весняної повені 1999р. до цього додався частковий змив з незахищеного правого берега, – внаслідок однобічного підпору води в річці від лівобережної дамби. Крім збільшеного винесення значна кількість ^{90}Sr завдяки підпорам перейшла в ґрунтові води.

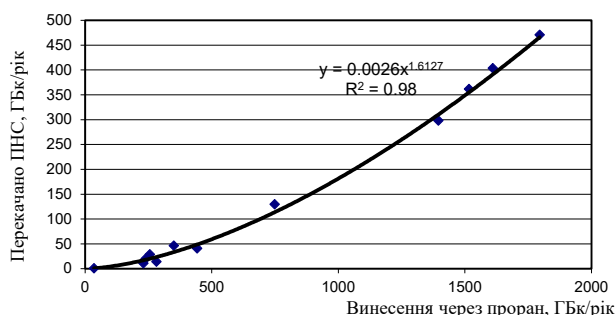


Рис. 2. Залежність активності ^{90}Sr , винесеної через проран до р.Пріп'ять, від обсягів забрудненої води, що перекидалась ПНС із замкненого міждамбового контура в придамбовий канал у верхньому б'єфі старої лівобережної дамби (Шевченко та ін., 2023)

Fig. 2. Dependence of the ^{90}Sr activity amount removed by flow from the left-bank polder to the Pripyat River on the volumes of contaminated water pumped by the pumping station from the closed inter-dam circuit into the channel running along the old left-bank dam to the outlet into the Pripyat (Shevchenko et al., 2023)

Сприятливі умови для мобілізації ^{90}Sr з ґрунтів та надходження в ґрунтові води в зонах підпору додали підстав для виділення особливого типу водообміну, за якого ґрунтові води опиняються *найменш захищеними* від вертикального та латерального забруднення (Шевченко та ін., 2011).

Штучне забруднення підземних вод під час буріння спостережних свердловин (з добре відомими датами) дало змогу дослідити та математично описати *процеси самоочищення* ґрунтових вод (Шевченко, Долін, 2018). При цьому висока інтенсивність водообміну була віднесена до головних чинників автореабілітації.

З огляду існуючих методів визначення захищеності та вразливості підземних вод до забруднення можна зробити висновок, що практично усі відомі методи і підходи спираються на завчасне *визначення потенціалу* геологічного середовища та гідрометеорологічних умов щодо сповільнення або прискорення процесів міграції абстрактних поллютантів або певних поллютантів (трасерів). За відсутності фактичного антропогенного впливу та забруднення поверхні, такому підходу до прогнозування немає альтернативи, оскільки визначати вразливість підземної гідросфери шляхом експериментального внесення забруднювачів до водоносних горизонтів законодавчо (Водний кодекс, 1995) заборонено. Проте, очевидно також, що підтвердити або спростувати такі теоретичні оцінки

захищеності підземних вод від певних забруднюючих речовин стає можливим лише після реального забруднення поверхні.

Метою даного дослідження є розробка та демонстрація методів оцінки захищеності ґрунтових вод, в першу чергу методу стандартизованих індексів, в умовах існуючого довгий час дифузного радіоактивного забруднення поверхні та ґрунтових вод; доведення доцільності виділення зон поширення ґрунтових вод вразливих до латерального забруднення; доцільності комплексної оцінки захищеності водозбору за показниками водного винесення радіонуклідів поверхневим стоком та бар'єрними характеристиками ландшафту; перегляд застарілих уявлень про захищеність підземних вод на заплаві р. Прип'ять.

Метод стандартизованих ландшафтних індексів та результати його реалізації для ЧЗВ

Позитивний досвід апробації методології оцінки бар'єрних здатностей водозборів ЧЗВ по відношенню до ^{90}Sr (Шевченко та ін., 2023) переконує у можливості коригування переліку рекомендованих для DRASTIC показників, тобто – використання інших достатньо показових ландшафтних ознак, таких як площа лісу, тип ґрунту, площа або щільність мікрозападін, густина гідромережі тощо. За процедурою порівняння значень водного винесення ^{90}Sr із площею поширення цих показників на водозборах було встановлено характер та ступінь їх впливу на винесення ^{90}Sr до річок або магістральних каналів (МК). Оскільки в наш час більша частина ^{90}Sr (45-55% від внеску всіх джерел вторинного забруднення), особливо в маловодні роки, потрапляє до малих водотоків з ґрунтовими водами (Кіреєв та ін., 2025) така оцінка демонструє ступінь залежності від характеристик ландшафту стану забруднення не стільки поверхневих, як, в першу чергу, ґрунтових вод. Отже захищеність ґрунтових та поверхневих вод тісно пов'язані між собою і для умов ЧЗВ їх можна визначати спільно. В цьому сенсі доречно виділити поняття *захищеності водозбір-ного басейну*.

Ґрутуючись на відомих з опублікованих джерел зв'язках (Соботович та ін., 1991; Demchuk et al., 1992; Чорнобиль, 2001; Shevchenko et al., 2016) та на основі кореляційного аналізу можна підібрати природно-антропогенні чинники захищеності як ґрунтових, так і поверхневих вод. Частина характеристик ландшафту *забезпечує бар'єрні функції* водозбору по відношенню до ^{90}Sr (або інших радіонуклідів) (табл. 1), зменшуючи інтенсивність його водної міграції. Таким чином, ці чинники (мають від'ємні значення коефіцієнтів кореляції R) сприяють захищеності ґрунтових

вод, що проявляється у зменшенні водного виношення радіонукліду за межі басейну. Головні з них: залісненість (коефіцієнт множинної кореляції за Спірменом між відносною площею лісу на водозборі та виношенням ^{90}Sr $R = -0,5$, коефіцієнт парної кореляції з 2004 р. $r = -0,56$), потужність зони аерації, її склад (визначено, що найкращі протекторні властивості до ^{90}Sr мають органо-мінеральні ($R = -0,38$), нейтральні (за рН ґрунтового розчину) та слаболужні ґрунти (табл. 1); перезволожені западини на важких ґрунтах (для правобережної частини водозбору р. Прип'ять); до 20% меліорованості, або площі осушувальних систем на водозборі.

Іншу групу складають ландшафтні характеристики, що *послаблюють бар'єрну стійкість* до ^{90}Sr (табл. 2) (а можливо й інших радіонуклідів), і *сприяють забрудненню* ґрунтових вод та виношенню з ними цього радіонукліду до водоприймачів (позитивні значення R): густа гідрографічна мережа, в т.ч. штучна ($R = 0,71$ за Пірсоном), сухі западини ($R = 0,7...0,77$ за Спірменом) та щільність усіх западин, ґрунти органічного походження а також кислі ґрунти (для лівобережної частини водозбору $R = 0,85$ за Спірменом), дренаваність за високих РГВ ($R = 0,64$ за Спірменом), меліорованість $> 20\%$.

Звісно, вирішальну роль для захищеності ґрунтових вод відіграє глибина залягання їх рівня та склад порід зони аерації (Civita and De Maio, 2004; Шестопалов и др., 2007). Їх вразливість до забруднення, за інфільтраційного характеру живлення, в першу чергу визначається

складом і потужністю зони аерації за максимально високих РГВ на ділянці поверхневого забруднення. Проте достеменно оцінити і закартувати ці важливі показники в ЧЗВ досить складно, оскільки мережа спостережних свердловин розміщена дуже нерівномірно і майже усі вони зосереджені в басейнах річок Ілля та Глиниця – двох з 11 виділених для аналізу басейнів. Лише одна моніторингова свердловина знаходиться в басейні р. Сахан, а всі інші – безпосередньо в зоні дренажного впливу р. Прип'ять. До того ж свердловини розміщені кущами а не по сітці, що не дозволяє створити об'єктивну просторову картину мінливості РГВ. За відсутності рівномірної оцінки гідрогеологічних умов для першого від поверхні горизонту неможливо визначити наскільки наявні свердловини є репрезентативними а умови, які вони представляють, типовими. Для оцінки потужності зони аерації ми використали усі наявні дані вимірювань не лише по мережі ДСП «Екоцентр» а й по свердловинах НІЦ РПД НАНУ та колишньої мережі Чорнобильського управління осушувальних систем (УОС), які поширюються на басейни р.Сахан, МК-1 Прип'ятської лівобережної системи, водозбору до прорану в дамбі №7 та ін.

Отже захищеність ґрунтових вод можна визначити за сумою показників, які стримують або сприяють міграції ^{90}Sr на водозборі. Щоб знати фактичне значення відповідного показника для кожного водозбору (табл. 3) необхідно виконати їх оцифрування.

Таблиця 1. Значення коефіцієнтів множинної кореляції (R) за Спірменом і Пірсоном між виношенням ^{90}Sr з водозбору головним водотоком і значеннями ландшафтних показників бар'єрної дії для 9-11 водозбірних басейнів

Table 1. Values of multiple correlation coefficients (R) according to Spearman and Pearson between the removal of ^{90}Sr from the catchments by the main watercourses and the values of landscape indicators of barrier action for 9-11 catchment basins

Коефіцієнт множинної кореляції	Показники бар'єрної дії				
	Ліс	Органо-мінеральні ґрунти	Нейтральні ґрунти	Потужність зони аерації	Перезволожені западини*
$R_{\text{лівий берег (Спірмен)}}$	-0,5	-0,4	-0,78	-0,74	-0,43
$R_{\text{лівий берег (Пірсон)}}$	-0,54	-0,38	-0,88... -0,91	-0,81	-0,35
$R_{\text{всі басейни}}$	н.в.	н.в.	0,11-0,24	н.в.	0,56-0,84

* має неоднозначну роль на різних частинах ЧЗВ

Таблиця 2. Коефіцієнти кореляції для показників, що визначають забруднення та сприяють водній міграції ^{90}Sr

Table 2. Correlation coefficients for indicators that determine pollution and contribute to aquatic migration of ^{90}Sr

Коефіцієнт множинної кореляції	Показники, що сприяють водному виношенню і забрудненню річок							
	Запаси ^{90}Sr	Кислі ґрунти	Сухі западини	Щільність западин	Органічні ґрунти	Густота гідромережі	Меліорованість**	Зарегульованість**
$R_{\text{лівий берег (Спірмен)}}$	0,58	0,85	0,74	0,62	0,38	0,73	0,6	0,69
$R_{\text{лівий берег (Пірсон)}}$	0,52	0,91-0,95	0,66-0,82	0,58-0,9	0,46	0,96	0,56	0,68
$R_{\text{всі басейни}}$	0,1-0,58	-0,15... -0,29	-0,09... 0,26	0,48	н.в.	0,71	-0,02... 0,22	н.в.

** показники змінюють свою роль на протилежну при досягненні певних граничних значень

За вже оціненими чинниками або ознаками ландшафтів, що впливають на захищеність ґрунтових вод можна вивести коди захищеності (співвідношення депонуючих або бар'єрних чинників до мобілізуючих чинників) або вразливості ґрунтових вод (відношення сприяючих водній міграції чинників до чинників, що її стримують).

Зважаючи на те, що параметри, якими представлено чинники мають різну розмірність (відсотки, кількість, площа тощо) а присвоєні бали (табл. 3) носять по суті експертний характер, ми спробували підняти об'єктивність оцінювання, використавши *стандартизовані індекси*, отримані за єдиним принципом та формулою. Остання виражає різницю значень бар'єрного чинника, притаманного певному басейну (X_i) і середнього значення цього показника для всіх виділених та проаналізованих басейнів ЧЗВ ($X_{\text{сеп}}$), віднесену до стандартного відхилення (S_x), отриманого для значень даного показника по всіх басейнах:

$$I_i = \frac{X_i - X_{\text{сеп}}}{S_x} \quad (1)$$

Цей індекс розраховується за аналогією з індексами SPI (атмосферних опадів) та SGI (рівня ґрунтових вод) (McKee et al., 1993; Yeh & Hsu, 2019). Індекс дозволяє привести показники різної розмірності до єдиного безрозмірного вигляду (табл. 4).

Оскільки роль або вплив різних чинників на винесення водотоком неоднаковий, що виявляється шляхом множинного кореляційного аналізу, сумарний інтегральний індекс коректніше вираховувати за сумою трьох-п'яти показників із позитивним впливом на захищеність та такою ж

кількістю негативних показників (див. табл. 1,2) із найбільшими коефіцієнтами множинної кореляції. Тоді *інтегральний індекс захищеності* ґрунтових і поверхневих вод (або водозбору) CPI (Catchment Protectability Index from radionuclides), за умов дифузного (розсіяного) радіоактивного забруднення водозбору, можна розрахувати з рівняння:

$$CPI = \sum_{n=1}^n (I_1 R_1 + I_2 R_2 + \dots + I_n R_n) - \sum_{j=1}^j (I_1 R_1 + I_2 R_2 + \dots + I_j R_j) \quad (2)$$

Якщо ж у рівнянні (2) кількість складових в перших і других дужках буде різною, або ж неспівставною буде вага (рейтинг) позитивних та негативних показників, то результат виявиться некоректним або спотвореним.

В таблиці наведено стандартизовані індекси для таких показників, у % від площі водозбору: SFI – лісу; SSomI – органо-мінеральних ґрунтів, SSaI – кислих ґрунтів, SWDI – перезволожених та періодично заповнених водою западин; SDDI – западин сухих та на піску; SSol – ґрунтів органічного походження; SSnI – ґрунтів з нейтральним рН; а також в інших одиницях: SDI – щільність западин (од./км²); SDGI – щільність (густота) гідромережі (км/км²); SZi – запас активності на водозборі (ГБк), SUnZ – середня потужність зони аерації (м). Слід також розуміти, що чим вищі позитивні значення індексів для показників першої групи (ті що сприяють захищеності) тим вищий потенціал захищеності. Так само ґрунтові води мають кращі умови захищеності чим більші від'ємні значення для показників другої групи.

Розраховано сумарні інтегральні індекси захищеності ґрунтових та поверхневих вод для одинадцяти басейнів ЧЗВ, по яких є достатньо надійна

Таблиця 3. Оцінка захищеності (бар'єрної стійкості) водозбірних басейнів за природними ландшафтними ознаками всюди де відсотки - від площі басейну)

Table 3. Assessment of the protection ability of watersheds from ⁹⁰Sr by natural landscape features (wherever percentages are of the basin area)

Водозбір	Площа перезволожених і затоплених западин, %	Площа сухих западин та на піску, %	Щільність западин, шт./км ²	Площа кислих ґрунтів, %	Площа лісу, %	Площа органо-мінеральних ґрунтів, %	Площа під органічними ґрунтами, %	Сума балів	Захищеність (бар'єрна стійкість)
Глиниця	1,09	2,38	6,02	0,23	49,25	9,4	2,0	9	середня
Сахан	0,95	1,89	4,97	13,06	42,67	25,0	5,0	16	добра
МК-1	2,57	1,7	7,54	0	76	0,0	13,0	4	середня
Проран в Дамбі №7	2,3	2,5	21,5	12,23	42,59	2,4	16,7	-16	слабка
Усів МК-2	1,63	3,47	17,17	42,6	23,13	0,0	0	-25	слабка
МК-7	1,74	3,19	10,1	6	32,6	1,0	44,9	-17	слабка
Усів МК-1	1,7	5,37	20,2	28,4	27,01	7,9	0,2	-27	дуже слабка
МК-5	0,88	2,81	8,66	7,6	37,2	1,5	21,5	-6	задовільна
МК-6	0,81	1,39	8,47	0	39,56	4,5	3,5	5	середня
Брагінка	2,2		1,0	42,2	28,6	35,5	23,4	-6	задовільна
Ілля	0,92		6,08	27,38	63,16	9,1	7,0	11	достатня

площинна оцінка ландшафтних характеристик (табл. 4). При цьому басейн до «прорану в дамбі №7» об'єднує в собі 5 малих басейнів магістральних каналів, басейн придамбового каналу вздовж старої дамби, що приймає воду скинуту ПНС, а також міждамбову замкнену область. Тобто, отримане для нього значення $CPI = -3,28$ є по суті середнім для водозбору, обмеженого з південного сходу насипом залізничної колії (рис.3). Для оцінки CPI використано три рівноважних за впливом «позитивних» (із від'ємними коефіцієнтами кореляції до водного винесення): залісненість, поширення органо-мінеральних ґрунтів, потужність зони аерації, і три «негативних» показники (з високими позитивними коефіцієнтами): щільність западин на площі водозбору, поширення органічних ґрунтів, густота (щільність) гідромережі. Результати оцінки винесені на карту (рис. 3). Порівняно з оцінкою за період 1998-2016 рр. (Шевченко, 2025) CPI за період 2002-2021 рр. покращився, що зумовлено зниженням середніх РГВ і, відповідно, збільшенням потужності зони аерації. Це свідчить що найкращі природні та частково порушені штучною гідромережею природні захисні здатності має водозбір р. Глиниця (переважно завдяки значній потужності зони аерації в західній частині водозбору), а найгірші – лівобережний водозбір до прорану в дамбі № 7. Цей результат оцінювання досить близький до *бальної* оцінки за комплексом 7 показників (табл.3). Проте даний, індексний метод істотно відрізняється від запропонованого раніше метода оцінювання бар'єрної стійкості водозборів (Шевченко, 2016), оскільки надає не експертну бальну оцінку, а об'єктивні відносні відхилення від середнього для ЧЗВ значення ландшафтних показників. Справедливість оцінки підтверджується і змінами в часі модулів винесення ^{90}Sr з площ басейнів (рис. 4). Значення модулів перших років після Чорнобильської катастрофи визначались рівнем забруднення поверхні та мобілізаційної доступності ^{90}Sr . Проте приблизно через 20 років

почала проявлятися роль природних бар'єрних ознак кожного водозбору. Особливо це помітно за даними багатоводного 2013 року, коли модулі винесення розташувались строго в оберненому порядку із значеннями CPI . Найвищі значення модулів нині залишаються для найбільш зарегульованих в ЧЗВ басейнів - р.Глиниця і до прорану в дамбі №7 (відповідно 0,17 та 0,28 ГБк/км² за 2024 р.).

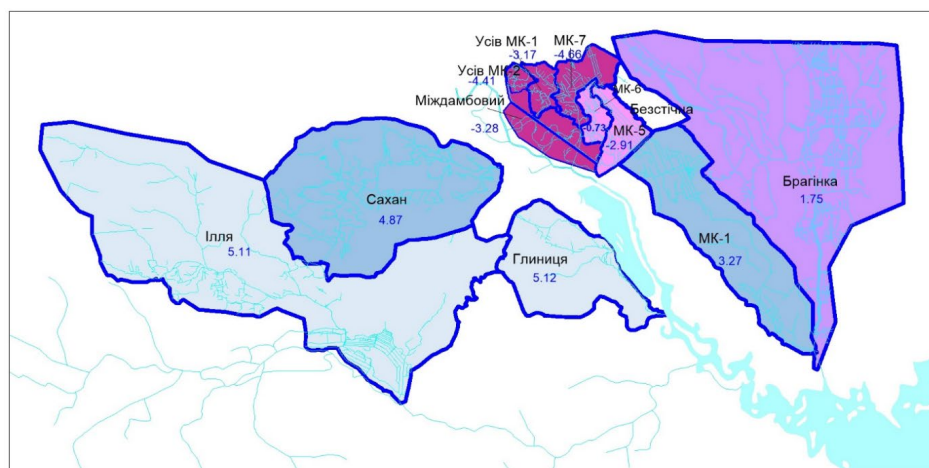
За коефіцієнтами парної кореляції з модулями винесення визначено, що вплив майже усіх розглянутих *природних* показників на винесення ^{90}Sr (як позитивний так і негативний) помітно виріс за час між двома багатоводними роками: 1998 і 2013, хоча в окремих випадках (як для органо-мінеральних ґрунтів) він майже не змінився. Також збільшився коефіцієнт кореляції між запасами ^{90}Sr на водозборах (для 11 басейнів) та його водним винесенням – від 0,4 до 0,66. Натомість вплив антропогенних чинників, зокрема густоти гідромережі та меліорованості водозбору (відносної площі дренажних систем), на водне винесення ^{90}Sr з часом зменшився.

Слід зазначити, що для надійного застосування цього методу та отримання коректних результатів варто дотримуватись таких вимог або **передумов**: 1) забруднення має носити дифузний (розподілений по площі) характер; 2) має бути виділено не менше дев'яти водозбірних басейнів (для забезпечення статистичної значущості); 3) попередні спостереження за поверхневим стоком повинні тривати не менше 8 років (така ж вимога висувається до прогнозних регресійних моделей); 4) частка живлення річок ґрунтовими водами складає не менше 35% (що цілком природно для плаского поліського рельєфу); 5) наявність даних спостережень за рівнем та забрудненням ґрунтових вод на кожному з виділених водозборів (щонайменше по 2 свердловини або колодязя – в області живлення та в області розвантаження); 6) до рівняння (2) повинні входити співставні за вагою (впливом) позитивні та негативні показники захищеності.

Таблиця 4. Стандартизовані індекси для окремих ландшафтних показників водозбірних басейнів, розраховані за рівнянням (1)

Table 4. Standardized indices for individual landscape indicators of watersheds, calculated according to equation (1)

Водозбір	SFI	SSomI	SSaI	SWDI	SDDI	SDI	SSoI	SDGI	SSnI	SZi
Глиниця	0,457	0,057	-0,993	-1,004	-0,304	-0,627	-0,769	-1,47	0,98	0,82
Сахан	0,043	1,422	-0,202	-1,224	-0,714	-0,786	-0,549	-0,84	-1,04	-0,77
МК-1	2,137	-0,766	-1,007	1,323	-0,872	-0,396	0,039	-0,91	0,99	-0,99
Проран в Дамбі №7	0,038	-0,556	-0,253	0,898	-0,204	1,720	0,311	0,352	0,00	1,47
Усів МК-2	-1,184	-0,766	1,619	-0,155	0,606	1,063	-0,916	1,467	-1,33	1,02
МК-7	-0,589	-0,679	-0,637	0,018	0,372	-0,008	2,382	0,69	0,18	0,17
Усів МК-1	-0,940	-0,075	0,744	-0,045	2,193	1,523	-0,902	0,52	-1,36	1,31
МК-5	-0,300	-0,635	-0,539	-1,335	0,055	-0,227	0,663	1,061	0,58	-0,38
МК-6	-0,152	-0,372	-1,007	-1,445	-1,131	-0,256	-0,659	0,72	0,99	-0,42
Брагінка	-0,840	2,341	1,595	0,741		-1,388	0,803	-0,358		-1,05
Ілля	1,330	0,030	0,681	-1,272		-0,618	-0,402	-1,23		-1,18



Захисна здатність водозбору за сумарним (інтегральним) індексом

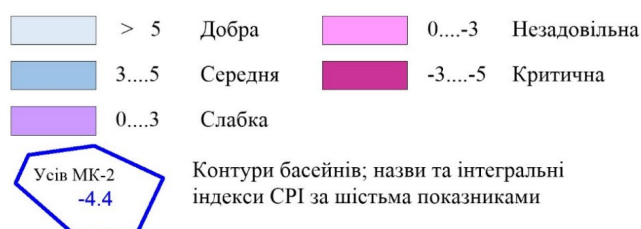


Рис. 3. Характеристика малих водозбірних басейнів ЧЗВ за сумарним індексом захищеності від ^{90}Sr (станом на 2002-2021 рр.)
Fig. 3. Characteristic of small catchment basins of the ChEZ by the total protection ability index from ^{90}Sr (as of 2002-2021)

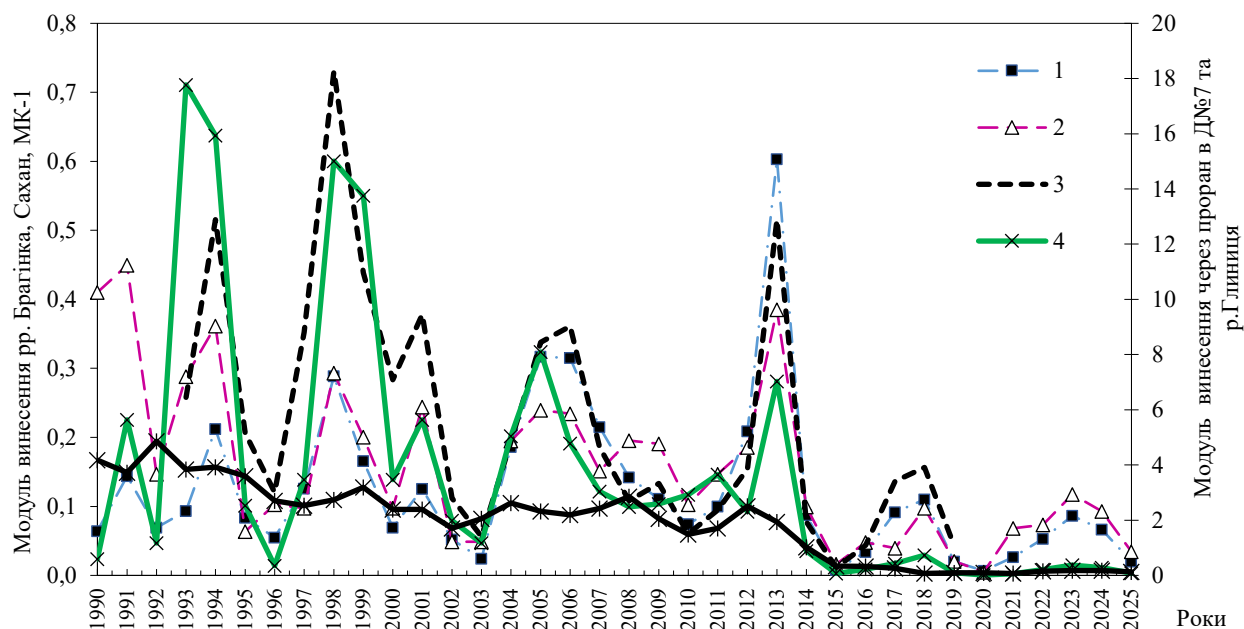


Рис. 4. Хід мінливості модулів винесення ^{90}Sr (ГБк/км²) з басейнів ЧЗВ: 1 – р. Брагінки, 2 – р. Сахан, 3 – МК-1; 4 – Північно-Західного лівого бережного басейну зі стоком через проран в дамбі №7; 5 – р. Глиниця

Fig. 4. The course of variability of ^{90}Sr removal modules (GBq/km²) from the basins of the ChEZ: 1 – Braginka River, 2 – Sakhan River, 3 – MK-1; 4 – North-Western left-bank basin with runoff through the dam No. 7; 5 – Hlynitsia River

Інші методи, адаптовані до реалій ЧЗВ

Наступний із комбінованих методів визначення вразливості ґрунтових вод був винайдений

в процесі режимних спостережень та гідродинамічних розрахунків балансу ґрунтових вод на осушувальних системах ЧЗВ (Водообмен, 2001). Він

передбачає *типізацію умов водообміну* та виконання тривалих спостережень за вмістом радіонуклідів у взаємопов'язаних ґрунтових і поверхневих водах з визначенням водного балансу (Шевченко та ін., 2011). Захищеність та вразливість ґрунтових вод в реальних умовах ЧЗВ, де після проведення водоохоронних заходів виникли зони штучного підпору, а в наш час широко поширились зони підпору від бобрових гребель (умови водообміну 3 типу), визначається значенням концентрації оцінюваного радіонукліду в поверхневих водах перекритого водотоку, значеннями зворотних градієнтів (рівень води в каналі або водоймі вищий, ніж ґрунтових вод на прилеглої території) та, відповідно, - обсягами бічного припливу від каналу, а також сорбційними здатностями водомістких порід. Найбільш вразливими за цих умов водообміну були ґрунтові води в період 1994-2002 рр., коли концентрація ^{90}Sr в поверхневих водах каналів була у 8-200 разів більшою за його вміст в ґрунтових водах. Доведено на прикладі балансової ділянки біля перегороженого перемичкою каналу на Прип'ятській осушувально-зволожувальній системі (Шевченко та ін., 2011), що навіть на значно забруднених стронцієм-90 площах, за умов, коли інфільтраційне живлення більше за латеральне живлення, воно сприяє зменшенню концентрації ^{90}Sr в ґрунтових водах. Тобто тут не вертикальне перенесення а *бічний приплив є визначальним чинником забруднення ґрунтових вод* на відстані до 40-50 м від каналу. В той же час, на тій самій системі на ділянках першого (без підпорів та гончарного дренажу) та четвертого типу вертикальна інфільтрація атмосферних опадів є головним шляхом забруднення ґрунтових вод.

Для умов третього типу можна визначити приблизну кількість активності, задепонованої або розсіяної у геологічному середовищі під час зворотного живлення ґрунтових вод в областях підпору. Для цього використовуються рівняння фільтраційних втрат з каналу, за вирахуванням витрат на обхідну фільтрацію (формула Верігіна), та лінійна ізотерма Генрі (за відомих значень коефіцієнту розподілу K_d). Якщо згадати, що на каналах меліоративних систем у 1986 р. було побудовано 131 «фільтруючу перемичку» з кліноптилолітовим наповненням, а також 20 дамб, що майже повністю зарегулювали стік малих річок та осушувальних систем (Шевченко та ін., 2011), то можна уявити масштаби цих процесів. Однак, слід враховувати й те, що якась частина активності повернулася назад до водотоків після руйнування перемичок та утворення проранів в дамбах. Це загалом достатньо об'ємне питання і його варто розглядати окремо.

Найвразливішими за ознаками живлення ґрунтових вод від відкритих водних об'єктів були і залишаються ґрунтові води на ділянці між водоймищем охолоджувачем та р. Прип'ять.

З виділених чотирьох типів водообміну (Chernobyl disaster ..., 2002; Шевченко та ін., 2011) найвищий ступінь зв'язку між концентрацією ^{90}Sr в ґрунтових водах прилеглого водозбору і поверхневих водах каналу спостерігався на ділянках 4-го типу – з тісним двостороннім водообміном, коли протягом року потоки змінюють напрямок: ґрунтових вод в бік каналу (літньо-осіння межінь) і навпаки, поверхневих вод від каналу на прилеглу площу (здебільшого під час повені). Тобто, для випадків, коли поверхневі води істотно забруднені такі умови є додатковим тригером вразливості ґрунтових вод до забруднення. Проте, згідно наших спостережень, ґрунтові води на ділянці такого типу на відносно чистій території, на відстані 50 м від каналу в районі с.Паришів, були найменш забрудненими.

За результатами визначення об'ємної активності найменш захищеними виявились ґрунтові води на ділянках діючого гончарного дренажу (другий тип водообміну), де завдяки інтенсивному промивному режиму ґрунтів, радіонукліди швидше і у більшій кількості надходять до ґрунтових вод. Найкращі умови для самоочищення спостерігались на інтенсивно дренажованих ділянках, проте за відсутності закритого матеріального дренажу (Шевченко та ін., 2011).

Фактор зарегульованості водотоків і водозбору необхідно враховувати і під час оцінювання бар'єрної стійкості водозборів (Шевченко, 2016).

Реалізація ще одного метода, – *визначення гідродинамічної захищеності* та вразливості підземних вод, стала можливою після обладнання кількох трьохрівневих кушів свердловин під час робіт за міжнародним проєктом SATREPS (Strengthening of the Environmental Radiation Control and Legislative Basis for the Environmental Management of Radioactively Contaminated Sites in Ukraine, 2018-2020) навколо ВО. Завдяки подальшим регулярним спостереженням, що виконуються ДСП «Екоцентр», вдалось досконально вивчити умови вертикального водообміну на правобережній заплаві та першій надзаплавній терасі, що дозволило переглянути старі уяви про захищеність підземних вод в ЧЗВ (Бухарев та ін., 2000). Виявилось, що в куці А, розташованому *на низькій заплаві* в північно-західній периферії ВО, в найглибшій свердловині (А-1 або А(kn)), що розкриває водоносний горизонт у відкладах канівської серії, рівень завжди на 0,5 м вищий за рівень у розташованому вище водоносному горизонті в

бучацьких відкладах (свердловина А-2 або А(бč)) (рис. 5а) і на 2,0 м вищий за РГВ першого від поверхні горизонту в алювіальних четвертинних відкладах (свердловина А-3 або А(Qa)). В той же час рівень бучацького водоносного горизонту вищий за РГВ більш ніж на 1,0 м. Отже на низькій заплаві р. Прип'яті спостерігається інверсія напорів і *висхідне перетікання* через водотриви до першого від поверхні горизонту ґрунтових вод, що свідчить про високу гідродинамічну захищеність напірних горизонтів. Крім того, в кушових свердловинах на перший від поверхні водоносний горизонт на цій території, в яких фільтри розташовані в нижній частині водоносної товщі, концентрація ^{90}Sr помітно менша, ніж в подібних свердловинах на території першої надзаплавної тераси, де спостерігається *низхідне перетікання*.

На *високій заплаві*, де розташований куш В (в центрі західного борту ВО) рівні бучацького та канівського водоносних горизонтів досить близькі між собою і впродовж року неістотно змінюються відносно один одного (рис. 5б). Рівень в

бучацькому горизонті завжди на 1,2-1,5 м і більше вищий за РГВ, що відносить високу правобережну заплаву Прип'яті до районів із високою гідродинамічною захищеністю другого і наступних від поверхні водоносних горизонтів.

Для третього куша (С), розташованого трохи далі на південь, *на межі заплави і першої надзаплавної тераси*, ситуація з рівнями схожа, проте з переважанням у часі *низхідного перетікання* між двома нижніми горизонтами (з 2023 р. воно постійне), що дає підстави об'єднувати ці горизонти в єдиний комплекс. Рівень в бучацько-канівському водоносному комплексі на 1,5, а останнім часом (з лютого 2024 р.) на 2 і більше метри вищий за РГВ (рис.5в), що теж відносить цю територію до таких, що мають високу гідродинамічну захищеність глибоких експлуатаційних горизонтів питного значення.

За відомими оцінками (Радиогидрогеологический мониторинг, 1992; Панасюк та ін., 2024), на гіпсометрично вище розташованих першій і другій надзаплавних терасах та на

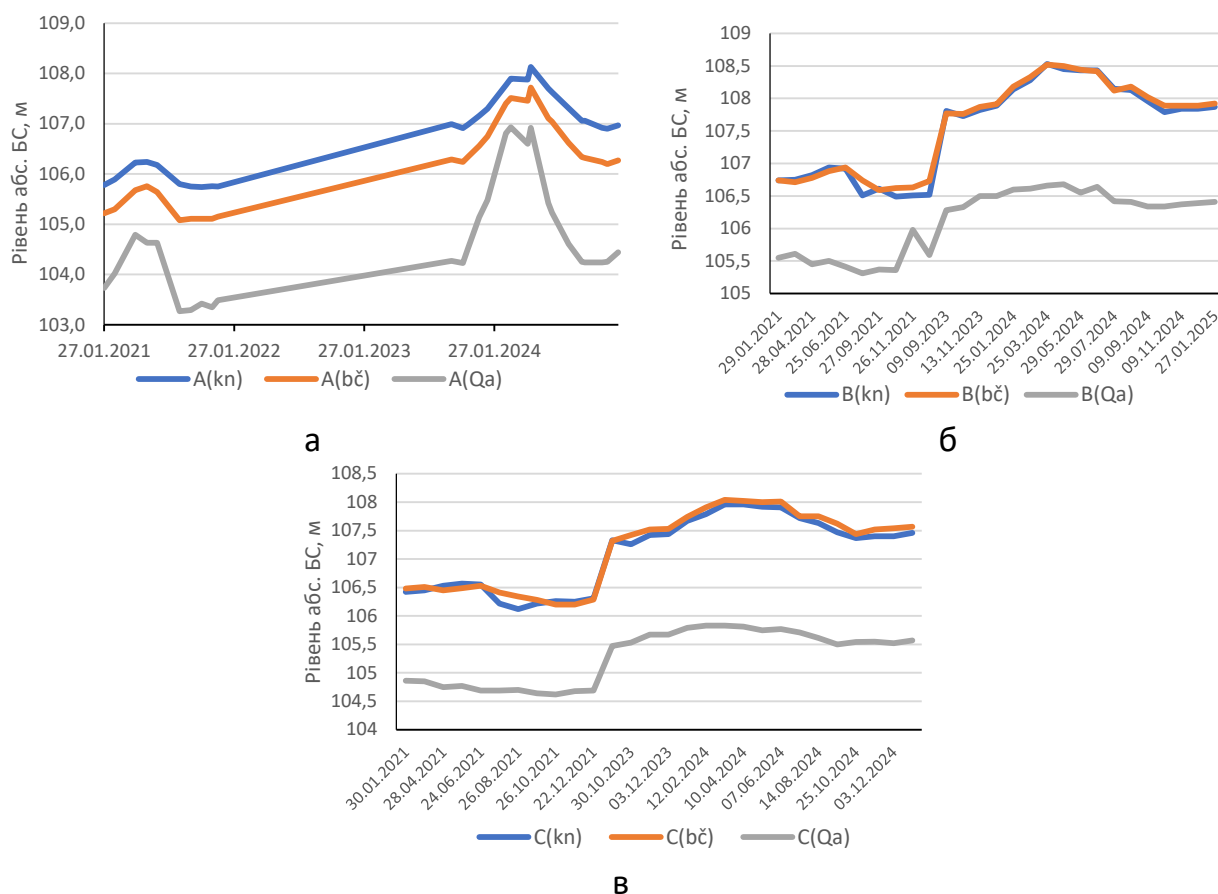


Рис. 5. Взаємне розташування рівнів суміжних водоносних горизонтів в свердловинах кушів на сайтах: а - А, б - В, в - С. У відкладах: Qa – алювіальних, бč – бучацької серії еоцену; kn – канівської серії еоцен-палеоцену
Fig. 5. Mutual arrangement of levels of adjacent aquifers in bush wells at sites: а - А, б - В, в - С; In deposits: Qa – in Quaternary alluvial, бč – of the Buchach series of the Eocene; kn – of the Kaniv series of the Eocene-Paleocene

аккумулятивно-денудаційній рівнині рівні підземних вод розміщуються у зворотному порядку, порівняно з тим, що показано на рис. 5а, тобто відбувається низхідне перетікання від забрудненого у різному ступені водоносного горизонту у четвертинних відкладах до глибших горизонтів, що робить їх менш захищеними. Очевидно, що межа між умовами з високою, з одного боку, та умовною і слабкою (як в районі Комплексу «Вектор») гідродинамічною захищеністю для другого від поверхні бучацько-канівського водоносного комплексу проходить вздовж шва (підшови) першої надзаплавної тераси, або, на ділянках її відсутності, - вздовж шва заплави із Чорнобильсько-Чистоголівською моренно-зандровою грядою.

Таким чином проблема локальних та регіональних оцінок захищеності підземних вод та водозборів України від радіоактивного та інших видів забруднення далеко не вирішена. Нині до неї додаються аспекти, пов'язані із наслідками військових дій. Розвиток цієї проблематики на перспективу вбачається у поєднанні поглибленої оцінки біогеохімічної обстановки на місцевості та моделювання вразливості ґрунтових вод за допомогою таких моделей як DRASTIC, SINTACS, GOD та ін., з прогнозним картографуванням на основі машинного навчання (ML), що значно підвищить точність та просторову інтерпретацію характеристик вразливості та захищеності водного середовища.

Висновки. Критерії оцінювання захищеності та вразливості підземних вод та водозбірних басейнів, на яких вони поширені, можуть бути різними, що залежить від домінуючих джерел забруднення, процесів, чинників, конкретних об'єктів а також завдань оцінювання. Рівень знань про закономірності поширення радіонуклідів в ЧЗВ за 40 років після аварії на ЧАЕС дозволяє оцінити захищеність ґрунтових вод та водозборів за наявним забрудненням та динамікою самоочищення водного середовища, тобто «за фактом» реалізації багатьох неусталених та квазіусталених процесів.

Запропоновано кілька критеріїв та, відповідно, підходів: ландшафтний, водообмінний або балансовий і гідродинамічний. *Перший* з них, – метод стандартизованих ландшафтних індексів, призначений для регіонального оцінювання захищеності малих водозбірних басейнів, спирається на визначення відносної площі поширення на водозборі тих чи інших ландшафтних показників, що стримують або сприяють надходженню радіонукліда в ґрунтові води та водотоки, що їх дренують. В результаті отримуємо сумарні інтегральні індекси захищеності водозбору, які можуть змінюватись в залежності від змін показників (зросла потужність

зони аерації у зв'язку із тривалою рецесією РГВ, збільшилась площа лісу або що). Згідно виконаної оцінки найгіршу захищеність мають ґрунтові води та малі водозбори в північно-західній частині лівобережної заплави р. Прип'ять.

Показано, що захищеність ґрунтових вод від забруднення є похідною від бар'єрних властивостей середовища. Також цей підхід дозволяє прогнозувати терміни автореабілітації водозбору.

Другий підхід визначає вразливість ґрунтових вод за типом водообміну із початково забрудненими поверхневими водами і зосереджений на кількісному оцінюванні обсягів надходження радіонукліду до ґрунтових вод переважно *латеральним* шляхом, проте із врахуванням вертикального перенесення під час інфільтрації атмосферних опадів. Латеральний шлях забруднення переважає в зонах примикання до верхніх б'єсів підпірних споруд (перемичок, шлюзових затворів, дамб, бобрових гребель тощо) а також між водоймищем охолоджувачем ЧАЕС та р. Прип'ять; вертикальний – значно посилюється на ділянках діючого закритого матеріального дренажу. Тобто цей метод передбачає режимні спостереження за РГВ та *розрахунки балансу* ґрунтових вод.

Третій метод є не новим, але його можливості для ЧЗВ відкрились лише нещодавно, з 2020 р., після обладнання кушів свердловин на різні водоносні горизонти. Він дозволив переглянути виконані раніше оцінки та зробити висновок, що заплава р. Прип'ять (щонайменше правобережна) не є областю найбільшої вразливості підземних вод, а відрізняється високою гідродинамічною захищеністю водоносного комплексу в бучацько-канівських відкладах.

Література

1. Автореабілітаційні процеси в екосистемах Чорнобильської зони відчуження. (2001). Під ред. Ю.О. Іванова, В.В. Доліна. Чернівці, Київ.
2. Бухарев В.П., Степанов В.О., Семенюк Н.П., Скворцов В.В., Скаржинський О.В. (2000). Еколого-геологічне районування Чорнобильської зони відчуження. Геохімія та екологія. 36. наук. праць ДНЦ радіогеохімії навкол. середовища НАН та МНС України. 2, 304-309.
3. Водний кодекс України. Верховна Рада України, (1995, редакція від 22.03.2026), <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80#Text>
4. Геохімія техногенних радіонуклідів. (2002). Відп. ред. Соботович Е.В. і Бондаренко Г.М. Київ: Наукова думка.
5. Долін В.В., Бондаренко Г.М., Орлов О.О. (2004). Самоочищення природного середовища після Чорнобильської катастрофи. Київ: Наукова думка, 221 с.
6. Кірсев, С.І., Нікітіна, Т.І., Самойлов, Д.А., Бунтова, О.Г., Федоренко, О.А., Пилипчук, Т.В., Лясківський, В.В. (2025). Радіаційний стан зони відчуження у 2024 році за результатами радіаційно-екологічного моніторингу. *Метеорологія. Гідрологія. Моніторинг довкілля*, № 1 (7), 79-97.
7. Панасюк М., Сосонна Н., Коваленко І., Бузинний М., Шевченко О. (2024). Постійна математична модель

фільтраційних і міграційних умов межиріччя Прип'ять – Уж Чорнобильської зони відчуження. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка (Геологія)*. 1 (104), 115-123. <https://doi.org/10.17721/1728-2713.104.14>

8. Радіогідрогеологічний моніторинг 30-км зони та обґрунтування природоохоронних заходів на основі постійно діючої гідрогеологічної моделі. (1992). Звіт про НДР, ІГН НАНУ, ГІМ УААН, Київ, 91с.

9. Розрахунок водно-радіаційного балансу осушувальних систем лівобережної заплави р.Прип'ять в 30-км зоні ЧАЕС. (1998). Звіт з НДР № ДР 0197У013344 в 2-х томах; наук. кер. О.Л. Шевченко, Київ, НІЦ РПД НАНУ, 213 с.

10. Собонович Е.В. та ін. (1991). Геохімія техногенезу. Під ред. Е.В. Собоновича. Київ: Наукова думка, 228 с.

11. Чорнобиль. Зона відчуження. (2001). Збірник наук. праць. Київ: Наукова думка, 547с.

12. Шевченко О.Л. (2016). Методика оцінки бар'єрної стійкості водозборів щодо забруднюючих речовин. *Доповіді національної академії наук України*. 4. 69-77.

13. Шевченко О.Л. (2025). Новий метод оцінювання захищеності /вразливості ґрунтових та поверхневих вод на територіях з дифузним радіоактивним забрудненням. Збірник тез Всеукраїнської наук.-практ. конф. «Геоінтеграція: наука, технології та довкілля» (11-12 листопада, Київ). С. 34-40.

14. Шевченко О.Л., Долін В.В. (2018). Самоочищення підземних вод від ^{90}Sr на фонових ділянках та при штучному забрудненні. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка (Геологія)*, 3 (82). 100-106.

15. Шевченко О.Л., Долін В.В., Орлов О.О., Шабалін Б.Г., Кірсев С., Азімов О.Т. та ін. (2023). Радіогідрогеохімія водозбірних басейнів Чорнобильської зони відчуження. За ред. Шевченка О.Л., Доліна В.В. Київ: Наукова думка, 348. <http://doi.org/10.15407/978-966-00-1855-6>

16. Шевченко О.Л., Козицький О.М., Наседкін І.Ю., Рябцева Г.П., Бублясь В.М. та ін. (2011). Закономірності міграції техногенних радіонуклідів на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження (за результатами досліджень 1986-2004 рр.). За ред. Сташук В.А. Херсон: Олді-плюс, 415 с.

17. Шевченко О.Л., Шестопалов В.М., Сахацький О.І., Наседкін І.Ю. та ін. (1999). Лівобережна заплава: шляхи вирішення проблеми перезволоження та зростання виносу ^{90}Sr через проран в дамбі №7. *Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення*. 14. 51 – 57.

18. Aller L., Bennett T., Lehr J., Petty R., Hackett G. (1987). DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 455 p.

19. Barbulescu, A. Assessing Groundwater Vulnerability: DRASTIC and DRASTIC-Like Methods: A Review. (2020). *Water*, 12, 1356. <https://doi.org/10.3390/w12051356>.

20. Civita M., De Maio M. Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian “combined” approach. *Geofisica International*, 2004, 43 (4), 513-532.

21. Chernobyl disaster and groundwater. (2002). Editor V. Shestopalov. A.A. Balkema Publisher. Lisse/Abingdon/Exton(pa)/Tokyo. Printed in India. 289 p.

22. Demchuk V., Viktorova N., Morozov V. et al. (1992). Migration and transformation of fuel particles in soil-water system in near zone of ChNPP: Proc. of the intern. Symposium on Radioecology. Chemical Speciation. Hot particles. Znojmo,

23. Lee M. (1999). Drainage, Runoff and Vulnerability Maps. Surface water & groundwater: a combined resource. Paper No. 9, 1-8. <https://www.iah-ireland.org/conference-proceedings/1999.pdf>

24. Männik M., Karro E. (2023). Application of Modified DRASTIC Method for the Assessment and Validation of Confined Aquifer Vulnerability in Areas with Diverse Quaternary Deposits. *Water*. 15(20). 3585. <https://doi.org/10.3390/w15203585>

25. McKee T.B., Doesken N.J., Kleist J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. In Proceedings of

the 8th Conference on Applied Climatology, Anaheim, CL 17-22. 179–183.

26. Sifi, S., Zaghdoudi, S., Abdo, H.G., Aydi, A. (2026). Sensitivity analysis of multiple groundwater vulnerability models for enhancing resource management in the Menzel Bourguiba aquifer system, northern Tunisia. *Hydrogeology Journal*.

27. Shestopalov V.M., Boguslavskiy A.S., Bublyas V.M. (2014). Groundwater vulnerability: Chernobyl nuclear disaster. Editors: B. Faybishenko, T. J. Nicholson. USA. John Wiley & Sons. 119 p.

28. Shevchenko A.L., Charnyi D.V., Akinfiev G.A., Kireev S.I. (2016). Factors Governing Strontium-90 export with Surface Runoff in the Chernobyl NPP Restricted Zone. *Water Resources*. 43(3). 522-532.

29. Yeh H.-F., Hsu H.-L. (2019). Using the Markov Chain to analyze precipitation and groundwater drought characteristics and linkage with atmospheric circulation. *Sustainability*, 11(6), 1817, 1-18.

References

1. Aller L., Bennett T., Lehr J., Petty R., Hackett G. (1987). DRASTIC: a standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 455 p.

2. Autorehabilitation Processes in Chernobyl Exclusion Zone Ecosystems. (2001). Edited by Yu.O. Ivanov, V.V. Dolin. Chernivtsi, Kyiv.

3. Barbulescu, A. Assessing Groundwater Vulnerability: DRASTIC and DRASTIC-Like Methods: A Review. (2020). *Water*, 12, 1356. <https://doi.org/10.3390/w12051356>.

4. Bukharev V.P., Stepanov V.O., Semenyuk N.P., Skvortsov V.V., Skarzhinsky O.V. (2000). Ecological and geological zoning of the Chernobyl Exclusion Zone. *Geochemistry and Ecology*. Collection of Scientific Works of the State Center for Radiogeochemistry of the Environment of the NAS and the Ministry of Emergency Situations of Ukraine. 2, 304-309.

5. Calculation of the water-radiation balance of drainage systems of the left-bank floodplain of the Pripyat River in the 30-km zone of the Chernobyl NPP. (1998). Report on research No. DR 0197U013344 in 2 volumes; scient. director O.L. Shevchenko, Kyiv, Radioecological center NASU, 213 p.

6. Chernobyl disaster and groundwater. (2002). Editor V. Shestopalov. A.A. Balkema Publisher Lisse/Abingdon/Exton(pa)/Tokyo. Printed in India. 289 p.

7. Chernobyl. Exclusion Zone. (2001). Collection of scientific works. Kiev: Naukova Dumka, 547 p.

8. Civita M., De Maio M. Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian “combined” approach. *Geofisica International*, 2004, 43 (4), 513-532.

9. Demchuk V., Viktorova N., Morozov V. et al. (1992). Migration and transformation of fuel particles in soil-water system in near zone of ChNPP: Proc. of the intern. Symposium on Radioecology. Chemical Speciation. Hot particles. Znojmo,

10. Dolin V.V., Bondarenko G.M., Orlov O.O. (2004). Self-purification of the natural environment after the Chernobyl disaster. Kyiv: Naukova Dumka, 221 p.

11. Geochemistry of technogenic radionuclides. (2002). Edited by Sobotovich E.V. and Bondarenko G.N. Kyiv: Naukova Dumka.

12. Kirieiev, S.I., Nikitina, T.I., Samoilov, D.A., Buntova, O.G., Fedorenko, O.A., Pylypchuk, T.V., Liaskivskiy, V.V. (2025). Radiation status of the exclusion zone in 2024 according to the results of radiation and ecological monitoring. *Meteorology. Hydrology. Environmental Monitoring*, No. 1 (7), 79-97.

13. Lee M. (1999). Drainage, Runoff and Vulnerability Maps. Surface water & groundwater: a combined resource. Paper No. 9, 1-8. <https://www.iah-ireland.org/conference-proceedings/1999.pdf>

14. Männik M., Karro E. (2023). Application of Modified DRASTIC Method for the Assessment and Validation of Confined Aquifer Vulnerability in Areas with Diverse Quaternary Deposits. *Water*. 15(20). 3585. <https://doi.org/10.3390/w15203585>

15. McKee T.B., Doesken N.J., Kleist J. (1993). The relationship of drought frequency and duration to time scales. In Proceedings of the 8th Conference on Applied Climatology, Anaheim, CL 17-22. 179–183.
16. Panasiuk M., Sosonna N., Kovalenko I., Buzynnyi M., Shevchenko O. (2024). Constant mathematical model of filtration and migration conditions of the Pripyat-Uzh interfluvium of the Chernobyl Exclusion Zone. *Bulletin of the Taras Shevchenko National University of Kyiv (Geology)*. 1 (104), 115-123.
17. Radio-hydrogeological monitoring of a 30-km zone and substantiation of environmental protection measures based on a constantly operating hydrogeological model. (1992). Report on the Research and Development Institute of the National Academy of Sciences of the National Academy of Sciences of the Russian Academy of Sciences, Kyiv, 91 p.
18. Sifi, S., Zaghdoudi, S., Abdo, H.G., Aydi, A. (2026). Sensitivity analysis of multiple groundwater vulnerability models for enhancing resource management in the Menzel Bourguiba aquifer system, northern Tunisia. *Hydrogeology Journal*.
19. Shevchenko A.L., Charnyi D.V., Akinfiyev G.A., Kireev S.I. (2016). Factors Governing Strontium-90 export with Surface Runoff in the Chernobyl NPP Restricted Zone. *Water Resources*. 43(3). 522-532.
20. Shevchenko O.L. (2016). Methodology for assessing the barrier stability of water catchments with respect to pollutants. *Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine*. 4. 69-77.
21. Shevchenko O.L. (2025). A new method for assessing the protection/vulnerability of groundwater and surface waters in areas with diffuse radioactive contamination. Collection of abstracts of the All-Ukrainian scientific-practical conference "Geointegration: science, technology and environment" (November 11-12, Kyiv). P. 34-40.
22. Shevchenko O.L., Dolin V.V. (2018). Self-purification of groundwater from ⁹⁰Sr in background areas and with artificial pollution. *Bulletin of the Taras Shevchenko National University of Kyiv (Geology)*, 3 (82). 100-106.
23. Shevchenko O.L., Dolin V.V., Orlov O.O., Shabalin B.G., Kireev S., Azimov O.T. et al. (2023). Radiohydrogeochemistry of catchment basins of the Chernobyl Exclusion Zone. Edited by Shevchenko O.L., Dolina V.V. Kyiv: Naukova Dumka, 348. <http://doi.org/10.15407/978-966-00-1855-6>
24. Shevchenko O.L., Kozitskyi O.M., Nasedkin I.Yu., Ryabtseva G.P., Bublyas V.M. et al. (2011). Patterns of migration of technogenic radionuclides in the melioration systems of the Chernobyl Exclusion Zone (based on research results from 1986-2004). Edited by Stashuk V.A. Kherson: Oldi-plus, 415 p.
25. Shevchenko O.L., Shestopalov V.M., Sakhatskyi O.I., Nasedkin I.Yu. et al. (1999). Left-bank floodplain: ways to solve the problem of waterlogging and increased removal of ⁹⁰Sr through a breach in dam No. 7. Bulletin of the ecological state of the Exclusion Zone and the zone of unconditional (mandatory) resettlement. 14. 51-57.
26. Shestopalov V.M., Boguslavskyi A.S., Bublyas V.M. (2014). Groundwater vulnerability: Chernobyl nuclear disaster. Editors: B. Faybishenko, T. J. Nicholson. USA. John Wiley & Sons. 119 p.
27. Sobotovych E.V. and others (1991). Geochemistry of technogenesis. Under ed. E.V. Sobotovych. Kyiv: Scientific Opinion, 228 p.
28. Water Code of Ukraine. Verkhovna Rada of Ukraine, (1995, version dated 22.03.2026),
29. Yeh H.-F., Hsu H.-L. (2019). Using the Markov Chain to analyze precipitation and groundwater drought characteristics and linkage with atmospheric circulation. *Sustainability*, 11(6), 1817, 1-18.

METHODS THE PROTECTABILITY AND VULNERABILITY ASSESSING OF GROUND AND SURFACE WATERS, ADAPTED FOR THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

Shevchenko O.L.

Shevchenko O.L., Doctor of Geological Sciences, Chief Researcher of the Ukrainian Hydrometeorological Institute of the State Emergency Service of Ukraine and the National Academy of Sciences of Ukraine, ORCID: 0000-0002-5791-5354, shevch62@gmail.com

Several approaches to determining the protectability and vulnerability of groundwater and pressure interlayer waters from radioactive contamination dispersed on the surface have been considered. The selection and application of these approaches for the Chernobyl Exclusion Zone became possible only after many years of research and the accumulation of a sufficient amount of factual data on the features of the distribution of technogenic radionuclides in watersheds and the temporal changes in their removal by open watercourses.

The most attention in the article is paid to the method of quantitative assessment of vulnerability of groundwater using standardized indices. This method uses the results of regular observations of the removal of ⁹⁰Sr by surface runoff under conditions when the predominant amount of ⁹⁰Sr enters the water intake with groundwater, which actually happens, with few exceptions (2012-2013, 2016), in the Chernobyl Exclusion Zone after 2001. The factors of groundwater protectability in this case are landscape and orohydrographic features that have a high correlation with the removal of ⁹⁰Sr. Since the state of surface water pollution depends on landscape and hydrogeological conditions, it is advisable to apply a complex concept of protectability for groundwater and watercourses draining them in the Polissya zone. It is shown that even with a shortage of standard information for index assessments (such as DRASTIC), it is possible to select informative indicators that allow typifying the territory according to the conditions of protectability or vulnerability of groundwater and surface water. This method is effective specifically for regional assessments of protectability from pollution of small water catchment basins.

Another method involves preliminary typification of the conditions of water exchange between groundwater and surface waters and assessment of groundwater vulnerability based on the highest values of correlation coefficients between the radionuclide content in groundwater and surface waters. Another method is designed to determine the hydrodynamic protection of the second from the surface, the Buchach-Kaniv pressure aquifer complex, based on the ratio of pressures with the first from the surface horizon, which is a source of pollution for it.

Key words: protectability, vulnerability, groundwater, watercourses, watersheds, ⁹⁰Sr, methods, indicators, factors, standardized indices, integral index, water exchange.

Дата першого надходження статті до видання: 26.03.2026

Дата прийняття статті до друку після рецензування: 27.04.2026

Дата публікації (оприлюднення) статті: 29.05.2026