

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2024-42-04>

УДК (UDC): [631.4:504:502.3/.7]:54.08

М. Т. МИКИЦЕЙ

аспірант кафедри екології

e-mail: mmtecoif@gmail.com

ORCIDID: <http://orcid.org/0000-0003-2613-7729>

Івано-Франківський національний технічний університет нафти і газу

вул. Карпатська, 15, м. Івано-Франківськ, 76019, Україна

КОНЦЕПТ-ОСНОВА ПОШУКУ ТА ЕКОДІАГНОСТИКИ РИЗИК-ЗОН ВОДОЗБОРІВ

Мета. Створити та обґрунтувати концепційну основу нового підходу до екологічної діагностики антропогенного забруднення ґрунтів (земель) «ризик-критичних зон» екологічної взаємодії ґрунту і води на водозборах, як способу оптимізації системи інтегрованого екологічного управління, захисту природи та підвищення екологічної безпеки територій в Україні.

Методи. Системний аналіз, порівняльний аналіз-синтез з акцентом на формування цілеспрямованої просторової вибірки із використанням повністю розподіленого та напіврозподіленого моделювання в кінцевому алгоритмі; екстраполяція та адаптивний трансфер процедурно-аналітичних підходів вибору діагностичної мережі; методи концепційного конструювання та візуальної репрезентації.

Результати. На підставі системного аналізу публікацій Google Scholar, Scopus, Web of Science, Springer, а також вітчизняних джерел за напрямками оцінювання забруднення ґрунтів і вод з визначенням уразливих (чутливих) територій та гарячих точок «hot spots», пріоритетних зон управління (АРМА) та критичних зон (CSA) представлено альтернативну концепційну основу підходу до інтегрованої екологічної діагностики забруднення ґрунтового покриву, поверхневих та підземних вод, якій передують автоматизований програмний пошук гідрологічно чутливих ризик-зон екологічної контактної взаємодії ґрунту і води, що важливо для екологічного управління та відновлення екосистем. Механізм просторового автоматизованого пошуку цих зон орієнтований на найуразливіші (гідрологічно чутливі зони та території), де контактна взаємодія ґрунту і води в умовах забруднення ґрунту, може створювати ризики для екосистеми та громадського здоров'я, починаючи від масштабу окремих територіальних громад.

Висновки. Більша увага до гідрологічно чутливих зон та процесів взаємодії ґрунту і води в умовах забруднення дозволить контролювати та зменшувати міжсередовищний трансфер забруднювальних речовин. Запропонований концепт в практичному аспекті відповідає цілям басейнового управління і покликаний підвищити екологічну ефективність земельної та водної екологічної політики як особливо важливих елементів управління екологічною безпекою екосистем.

КЛЮЧОВІ СЛОВА: *автоматизований програмний пошук, моніторинг, гідрологічно чутлива зона, діагностика ґрунту, трансфер забруднення, відновлення екосистеми*

Як цитувати: Микицей М. Т. Концепт-основа пошуку та екодіагностики ризик-зон водозборів. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2024. Вип. 42. С. 51-69. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2024-42-04>

In cites: Mykytsei, M. T. (2024). Conceptual basis for the search and eco-diagnostics of risk zones in watersheds. *Man and Environment. Issues of Neoecology*, (42), 51-69. <https://doi.org/10.26565/1992-4224-2024-42-04> (in Ukrainian)

Вступ

Дифузійне забруднення є головним фактором погіршення якості води та деградації гідроекосистем у багатьох країнах світу [1-3]. Швидкий розвиток урбанізації, індустріалізації та сільського господарства, а також війни прискорюють цей процес та збільшують його масштаби [4,5]. Неточкові

джерела можуть генерувати як звичайні забруднювачі (наприклад, поживні речовини, осад), так і токсичні забруднювачі (наприклад, пестициди, нафтопродукти). Ці забруднювачі зазвичай утворюються в різних часових рамках, об'ємах, комбінаціях і концентраціях [6].



Перевірка придатності Директиви Європейського Парламенту і Ради 2000/60/ЄС від 23 жовтня 2000 року про встановлення рамок заходів Співтовариства в галузі водної політики виявила, що труднощі під час її впровадження, частково пов'язані з впливом на стан водойм дифузійного забруднення, що надходить із навколишнього середовища [7]. Поправки до Закону про чисту воду в США, що були внесені ще в 1987 р., також особливо стосувалися забруднення з неточкових джерел (NPS), як на критичній причині погіршення якості води. Оскільки сільське господарство (рослинництво) в Україні займає найзначнішу частину ландшафту серед країн світу, існує особливе занепокоєння щодо наслідків від потенційного хімічного забруднення широким спектром пестицидів, ЗЗР та інших сполук.

Практичні інструменти забезпечення якості води, зокрема точне моделювання дифузійного забруднення стають фундаментальним рішенням та підвищують ефективність управління пріоритетними ділянками на водозборах. Через просторово-часову лабільність дифузійного забруднення, визначення пріоритетних зон управління сільським господарством (APMA)[8], або критичних джерел (CSA)[9], стає ключовим завданням для ефективного захисту водозборів. CSA —

це зони перетину між гідрологічно чутливими територіями з високим потенціалом створення стоку (HSA), і забрудненими територіями вододілів. Ідентифікація CSA дозволяє сконцентрувати ресурси для зниження забруднення, досягти максимального ефекту з мінімальними затратами[10,11].

Акцент поставлено на створення та обґрунтування основи нового концепт-підходу (рішення) для просторового пошуку та екологічної діагностики пріоритетних зон на водозборах в Україні, в системі оцінювання ризиків трансферу хімічного забруднення через механізми ґрунтово-водних взаємодій. Першочергова увага до пріоритетних за ризиком ділянок, може стати однією з найдієвіших стратегій для підвищення рівня екологічної безпеки природно-територіальних комплексів та екосистем водозборів, забезпечення здоров'я ґрунту, гідроекосистемної безпеки та відновлення природи в Україні з урахуванням міжнародних пропозицій та рекомендацій. Підтвердженням для цього є нещодавня поява таких політик, як «Регламент Європейського Парламенту та Ради щодо відновлення природи» (COM/2022/304 фінал), та нової пропозиції ЄС, щодо закону про моніторинг і стійкість ґрунтів [12].

Теорія та методи дослідження

В Україні на тлі інституційної неспроможності та численних недоліків в організації здійснення системного моніторингу ґрунтів [13], аналітичні дані для надійних оцінок ризику в чутливих зонах екосистем та водозборів, аналогів APMA та CSA фактично відсутні, а організація та запуск ефективної інтегрованої системи моніторингу довкілля потребує тривалого часу для напрацювання досвіду і цільової перебудови. Однак просторова ідентифікація таких зон в репрезентативному масштабі є вкрай необхідною і невідкладною для ефективної природоохоронної роботи, зменшення ризиків та наслідків впливу антропогенного хімічного забруднення.

Екологічний моніторинг забруднення ґрунтів (земель), що на разі фактично не виконується [13] та потребує структурної реорганізації може розвиватись з більшим акцентом на зв'язки між складниками екосистеми, формування ризиків перенесення забруднення на екосистемних та ландшафтних рівнях. Удосконалені підходи та аналі-

тичні процедури можуть створюватись на основі сучасних лабораторно-аналітичних та польових практик, наприклад, використання принципів «зеленої аналітичної хімії» та наближення аналітичних процедур до суті процесів, що відбуваються в довкіллі.

Для створення основи концепт підходу попередньо проведено літературний огляд за таким основним напрямком: гідрологічно-чутливі та забруднені ризик-зони, методи ідентифікації. Здійснено пошук та аналіз наукових статей, що індексовані у базах публікацій Google Scholar, Scopus, Web of Science та ін. Після створення переліку найрелевантніших матеріалів, для швидкого широкомасштабного пошуку використано інструмент Connected Papers (рис.1) в різних налаштуваннях, спочатку за введенням DOI вибраних статей, а потім також за ключовими словами та авторами у знайдених та перевірених матеріалах. Інструмент Connected Papers графічно візуалізує звід пов'язаних статей, упорядкованих за подібністю, що значно полегшує роботу. Побудовані графі

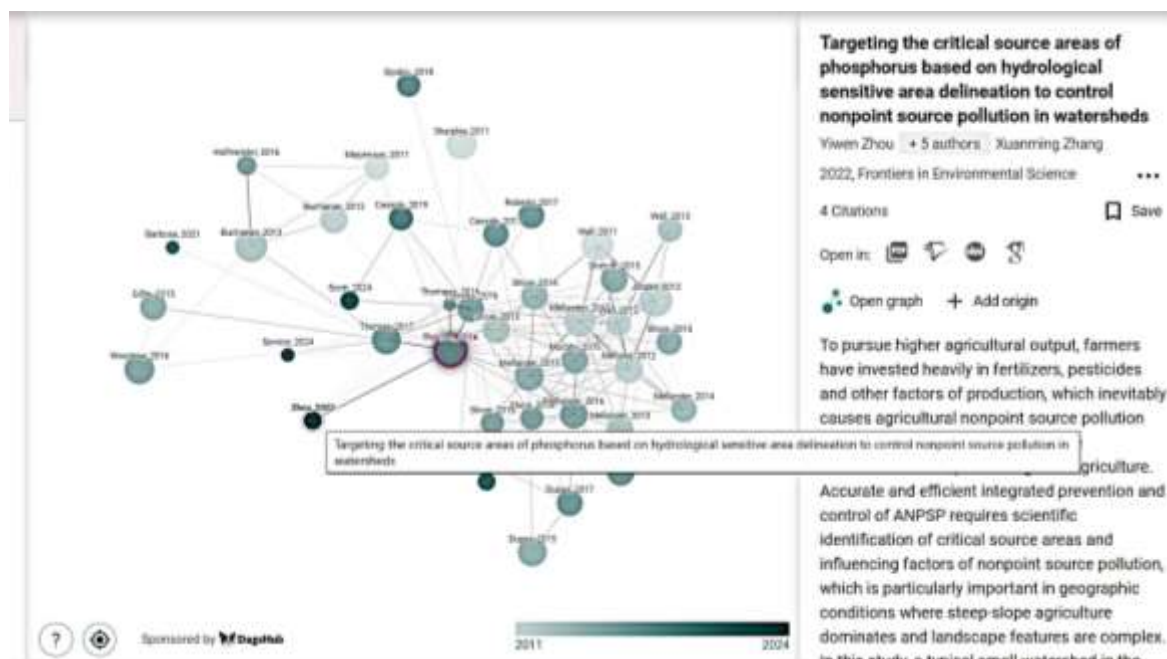


Рис. 1 – Приклад візуалізації результату систематичного пошуку літератури з використанням пошукового інструменту «Connected Papers» за дескриптором «гідрологічно чутливі території та критичні зони забруднення»

Fig. 1 – An example of visualisation of the result of a systematic literature search using the Connected Papers search tool using the descriptor «hydrologically sensitive areas and critical pollution zones»

дозволи побачити як найбільш відомі так і нові матеріали, та вибрати для подальшого опрацювання ті, що відповідають цілі.

До переліку дескрипторів та словесних конструкцій ввійшли такі формулювання: «гідрологічно чутливі території та критичні зони забруднення», «дифузійне (неточкове) забруднення»; «ризик перенесення забруднювальних речовин»; просторова ідентифікація гідрологічно-чутливих зон водозборів; моніторинг в «гарячих точках» ландшафту; діагностика процесів трансферу забруднень. Перелік ключових конструкцій використано для пошуку та відбору матеріалів в науково-метричних базах в «ручному режимі». Концепційне констру-

ювання концепт підходу проведено із обґрунтуванням таких критеріїв: 1) цілі; 2) масштаб; 3) структури та набори даних; 4) методи та інструменти; 5) обґрунтування алгоритму.

Застосовано методи порівняльного аналізу-синтезу та порівняльних оцінок, екстраполяції процедурно-аналітичних підходів та рішень, що дозволило запропонувати варіант автоматизованого процесу формування цілеспрямованої просторової вибірки гідрологічно чутливих та потенційно уразливих до забруднення зон на водозборах низьких порядків. Концепційне конструювання всього механізму доповнено візуальною репрезентацією.

Результати та обговорення

Гідрологічно-чутливі та забруднені ризик-зони. Термін «гідрологічно чутлива зона» (HSA) використовується для позначення територій на вододілі, особливо схильних до утворення стоку, які потенційно сприйнятливі до перенесення забруднюючих речовин до поверхневих водойм [14]. Їхня ідентифікація (пошук) є важливим аспектом для збереження якості води в басейнах малих водотоків, які в свою чергу визначають

хімічний стан річок та водойм вищих порядків. HSA здатні акумулювати значну частину поверхневих стоків, що може призвести до підвищення ризику забруднення водних ресурсів, особливо в районах з високою інтенсивністю сільськогосподарських практик [15]. Попередні дослідження показали, що концентрацію забруднювачів у річках можна значно знизити саме за рахунок збільшення частки природного рослинного

покриву у межах HSA. Вони також класифікуються як «гарячі точки» для гідрологічної активності в горизонтальному напрямку [16]. Інтегрований підхід до визначення критичних джерел забруднення для контролю неточкових джерел забруднення у вододілах був раніше запропонований [17], та інтегрує топографічний індекс ґрунту (STI) із інструментом оцінки ґрунту та води (Soil and Water Assessment Tool) SWAT для визначення CSA для осаду, азоту та фосфору в дрібному просторовому масштабі, що може бути корисним при впровадженні найкращих практик управління для контролю забруднення від дифузних джерел. Thomas I.A., та ін. [18] для покращення ідентифікації HSA та точного розмежування CSA дифузного забруднення за цільовими заходами щодо пом'якшення наслідків розробили індекс HSA на основі ГІС, який використовує LiDAR (Light Detection and Ranging), цифрову модель рельєфу (DEM), STI та враховує гідрологічне обмеження сухопутного стоку через топографічну перешкоду від поглиначів потоку. Науковці перевіряли індекс HSA за допомогою вимірювань опадів і швидкого потоку, та визначали економічно ефективні місця у визначених HSA, для яких можуть застосовуватись заходи щодо пом'якшення дифузного забруднення в підпольовому масштабі.

Для ідентифікації HSA важливим параметром є визначення просторового розподілу фактичного коефіцієнта водопроникності ґрунтів (Ksat), який характеризує рух води в ґрунті, інфільтрацію води та потенційне перенесення забруднювачів у водні ресурси. Група вчених США у 2024 році [19] розробила підхід до пошукового моделювання у фізично обґрунтованій структурі SWAT для дослідження впливу просторово розподілених спостережуваних Ksat на компоненти місцевого водного балансу за допомогою трьох сценаріїв роздільної здатності цифрової моделі висоти. Аналіз невизначеностей показав, що спостережувані форсування Ksat та роздільна здатність DEM значно впливають на прогнози бічного потоку, потоку ґрунтових вод та перколяційного потоку. Зокрема, спостережуваний Ksat має більш значний вплив на прогнозну впевненість моделі, ніж роздільна здатність DEM. Останнім часом розвиток глобальної бази даних для Ksat та широке використання методів машинного навчання забезпечили

зручність для просторової екстраполяції Ksat у великому масштабі [19,20].

В Україні система пошуку та управління ризикованими (уразливими) територіями є у вузькому аспекті частиною зобов'язань щодо імплементації Директиви Ради від 12 грудня 1991 року щодо захисту вод від забруднення нітратами з сільськогосподарських джерел (91/676/EC) [21]. Однак на прикладі моніторингу нітратного забруднення міжнародний досвід показує, що труднощі у впровадженні екологічної політики ЄС щодо такого контролю пов'язані з відсутністю єдиного стандартного критерію для позначення вразливих зон [22,23]. Кілька досліджень показують, що погано окреслені вразливі зони серйозно ставили під загрозу ефективність програм дій щодо зменшення забруднення нітратами [24-27], тому наголошено на потребі підвищити точність позначення вразливих зон, щоб максимізувати ефективність цих програм [23].

В Україні методика визначення зон, вразливих до нітратів вже розроблена і затверджена (наказ Міндовкілля від 15.04.2021 № 244). Однак проблемою є те, що інформація для виконання методики повинна бути високої якості та з достатнім рівнем точності. На цей момент існуюча мережа моніторингу поверхневих вод у своїй безперервності та просторовому охопленні ще не є достатньою для застосування розробленої методики, а моніторинг підземних вод взагалі не здійснюється [28]. Крім того методика однобічна, і орієнтована на використання даних моніторингу вод від усіх суб'єктів для визначення уразливих зон до накопичення нітратів нижче від масиву. Вона не орієнтується на дані моніторингу та діагностики ґрунтів (земель) водозборів, не передбачає також залучення автоматизованих моделей пошуку з використанням ГІС, штучного інтелекту, геостатистики. Це може призвести до суттєвої невизначеності для ефективного екологічного управління дифузійними джерелами та територіями. Натомість у Планах управління річковими басейнами (ПУРБ) запропоновано всю територію України визначити як зону, вразливу до нітратів, що й відображає поточну дуже обмежену доступність необхідної інформації для визначення цих зон. Такий підхід хоча і вважається одним з прийнятних згідно з Директивою, однак в Україні він може не дозволити

здійснювати ефективне управління справді уразливими до нітратного забруднення зонами та водними масивами, які не були своєчасно належно ідентифіковані та окреслені.

Що стосується пестицидів, стійких органічних забруднювачів (СОЗ) та інших численних токсичних хімічних сполук, то для них не завжди існують окремі процедури визначення уразливих зон через складнощі, пов'язані із значним різноманіттям видів та хімічних класів, кожен з яких має свої властивості щодо токсичності, стійкості в навколишньому середовищі та механізмів поширення. В Україні впровадження таких потребуватиме напрацювання детальних процедур діагностики, моніторингу та аналізу, а також створення специфічних підходів для кожного типу забруднювача.

Конструювання концепт-підходу. *Обґрунтування цілей.* Зважаючи на те, що розбалансований розвиток різних видів землекористування різко й прямо впливає на потенціал сталого функціонування природних комплексів, якими зайняті конкретні території, і які водночас структурно приналежні до котрогось із численних водозборів різних порядків, майбутні плани управління та політика землекористування щодо навколишнього середовища повинні враховувати важливість екосистемного ландшафтного планування за вододільним (басейновим) принципом.

Важливо зазначити, що між Пропозицією ЄС щодо моніторингу та стійкості ґрунтів, та Пропозицією регламенту Європейського Парламенту та Ради щодо відновлення природи» [29] існує багато синергії, про що наголошено в документі. Однією з головних цілей останньої, є визначення найбільш придатних територій в межах держави для заходів з відновлення різних типів середовищ існування. Прописані чіткі критерії та завдання для відновлення різних типів екосистем на території держав: наземних, прибережних та прісноводних, а також міських, сільськогосподарських, лісових та інших. Крім цього окремою статтею передбачено відновлення природного зв'язку річок і природних функцій заплав.

Імплементация цих положень та законодавчих ініціатив ЄС в Україні забезпечить вимогу відновлення та екосистемної оптимізації значної частини деградованих і забруднених ландшафтів. Наприклад за даними Держстату, площа орних земель у період

2015–2020 рр. зросла на 216 тис.га і становить 32,8 млн га. Водночас розрахунки науковців свідчать, що в Україні для забезпечення науково обґрунтованих норм споживання продуктів необхідно мати в обробітку 17,7 млн га, а з урахуванням експортних пропозицій у продовольстві — 22,6 млн га[30]. Крім цього, на національному рівні відповідно до Розпорядження КМУ від 19 січня 2022 р. № 70-р«Про схвалення Концепції Загальнодержавної цільової програми використання та охорони земель» визначено, що «надмірне розширення площі ріллі за рахунок схилових земель призвело до порушення екологічно збалансованого співвідношення земельних угідь: ріллі, природних кормових угідь, лісів та водойм, що негативно позначилося на стійкості агроландшафтів і спричинило значну техногенну ураженість екосфери. До того ж, відповідно до цього документа «прогнозним показником розв'язання зазначеної проблеми є зниження рівня розораності території країни до 44% шляхом вилучення непридатних для розорювання (деградованих, малопродуктивних та техногенно забруднених) земель з інтенсивного обробітку, площа яких, за експертними оцінками, перевищує 6,5 млн гектарів [30]. Отже, відновленню та охороні підлягають ті окреслені зони та території, в межах яких існують небезпеки екологічного характеру, що загрожують її стійкому та збалансованому функціонуванню. В цьому процесі на перше місце може вийти питання відновлення та розширення площ середовищ існування на водозборах низьких порядків, які найчастіше в умовах України зазнають очевидної деградації під впливом інтенсивного розорювання впритул до водотоку [31]. Для ідентифікації цих зон повинна працювати цільова програма діагностики та механізм моніторингу ґрунтів (земель), саме в контексті оцінювання ризиків для екосистем. Найефективніші заходи з відновлення можуть включати значне розширення прибережних смуг малих водотоків та каналів з поверненням стійкого рослинного покриву та об'єднання їх в суцільні екомережі.

Отже, комплексність впровадження сучасних політик в довкіллевій сфері для України, полягає у тому, що однією з прямих цілей проведення моніторингу та діагностики стану ґрунтів (земель) може стати обґрунтований відбір ділянок, які є критичними або

найбільш уразливими за його результатами, підлягатимуть відновленню, посиленому захисту, чого досі не було впроваджено. Це дозволить з одного боку знижувати ризики, пов'язані з транспортом та міграцією забруднювачів з сільськогосподарських та інших територій у водні масиви, особливо в CSA та HSA, а з другого сприятиме виконанню цілей підвищення стійкості та здоров'я ґрунтів, відновлення екосистемних функцій природних оселищ там де це потрібно.

Загалом створення та обґрунтування концепт підходу повинне сприяти розвитку науково-теоретичного та техніко-методологічного підґрунтя екологічної діагностики та моніторингу забруднення ґрунтового покриву в Україні у єдиному комплексі екосистемних контактних взаємодій «ґрунт-вода», де підкреслюється незамінна роль контактних зон екологічної взаємодії ґрунту і води для відновлення їх якості, удосконалення системи інтегрованого управління забрудненими територіями в Україні. Наприклад, у поєднанні із вже запущеним механізмом напрацювання вітчизняного досвіду з імплементації законодавства ЄС в частині моніторингу вод це повинно допомогти виокремити частку впливу дифузійного забруднення хімічними сполуками різних класів від агрогосподарської діяльності чи інших видів діяльності, яка досі залишається не відомою. Це водночас може дозволити класифікувати критичні (уразливі) зони, селективно впроваджувати природоохоронні заходи для них, підвищувати ефективність водної та земельної екологічної політики. В іншому аспекті це врешті сприятиме побудові власних ефективних управлінських інструментів відновлення природних комплексів та екосистем різних рівнів на суші, що повинно стати пріоритетною ціллю екологічного управління землями в нашій державі сьогодні.

Таким чином, цільовим завданням для створення основи нового концепт-підходу є створення механізму отримання даних про пріоритетні (гідрологічно чутливі) ризик-зони на водозборах, їх просторове визначення у релевантному масштабі та проведення комплексної екологічної діагностики з верифікацією ризиків в їхніх межах. Діагностика, як специфіко-цільова операція визначення точного складу та концентрації забруднень на конкретній ділянці з одного боку, а з другого

– визначення потенціалу процесів передачі забруднення в межах гідрологічно чутливої території із застосуванням сучасних аналітичних процедур та лабораторних практик може стати надійним інструментом коригування практик землекористування в Україні на рівні територіальних громад, адміністративних районів, ухвалення рішень щодо консервації земель, оприроднення та запобігання забрудненню.

Вибір масштабу. Вимірювання навантаження забруднюючих речовин можна проводити на вододілах будь-якого розміру, але віднесення цих навантажень до конкретних джерел або категорій джерел стає складнішим для великих водозборів [6]. Вибір масштабу для моделювання дифузійного забруднення на водозборах є особливо важливим етапом, оскільки масштаби визначають точність прогнозу та ефективність управлінських стратегій. Масштаб водозборів низьких порядків дозволяє ефективно використовувати моделі для виявлення локальних джерел забруднення. Детальні моделі дозволяють враховувати всі дрібні аспекти ландшафту, що може бути важливим для розробки місцевих заходів із збереження водних ресурсів. Оскільки ці водозбори часто зазнають сильного впливу людської діяльності (наприклад, землекористування, будівництво), моделювання таких процесів важливе для планування заходів з очищення води або відновлення екосистем [32].

Дані про басейни водотоків таких масштабів найчастіше відсутні, а самі водотоки не внесені до водного кадастру. Але, саме їхня роль визначна у формуванні якості води великих рік та сприйнятті дифузійного забруднення [33]. Тому цільові дослідження для встановлення первинного переліку таких зон є важливим кроком, який може призвести до подальшого калібрування просторових моделей і налаштування їх на системний автоматизований комп'ютерний пошук таких зон у потрібному масштабі. Окреслення меж таких зон відповідно до ієрархічного характеру взаємозв'язку між водозбірними басейнами різних порядків, ідентифікація домінуючих антропогенних чинників, які «віднесли» ту чи іншу зону до категорії потенційної ризик-критичної чи ризик-критичної під впливом забруднення, повинно стати підставою для чіткого управління цими зонами, збільшення територій зайнятих природними екосистемами. Отже, масштаб

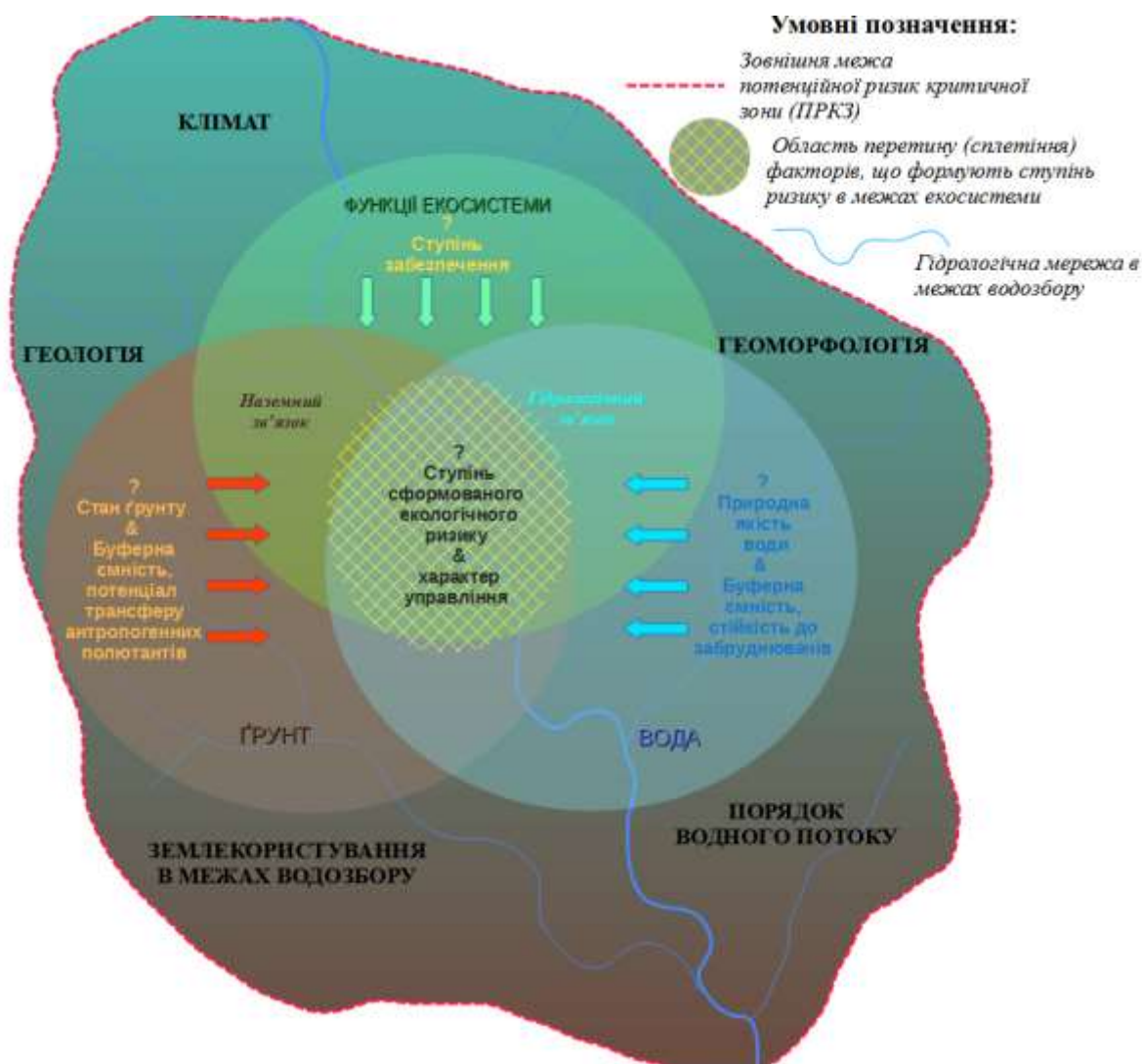


Рис. 2 — Модель формування ризиків в системі інтерфейсної взаємодії «ґрунт-вода» на рівні водозбору. Адаптовано на основі матеріалів HANSEN, Birgita, та ін (2010) [38]

Fig. 2 - Model of risk formation in the soil-water interaction system at the catchment level. Adapted from HANSEN, Birgita, et al (2010) [38]

водозборів малих водотоків та струмків може підвищити репрезентативність моделювання зважаючи на можливість більш точного та якісного визначення атрибутів, які необхідні для відслідковування важливих показників та процесів [34].

Структури та набори даних. На процеси перенесення в межах водозбору в напрямку прибережної зони до кінцевого надходження у поверхневий водотік, або надходження в ґрунтові води впливають умови водозбірного басейну: землекористування, клімат, ґрунти, геологія (літологія) і місце водотоку в дренажній мережі та ін (рис.2). Рисунок 2 візуалізує в загальному вигляді графічну модель функціонування водозбору, яка складається з головних атри-

бутів та позначає взаємозв'язки між ними. Ці зв'язки власне утворюють надійну основу для укладання системи головних дескрипторів екологічного ризику та атрибутів моделювання. Ця модель не має на меті продемонструвати вичерпний перелік атрибутів екосистеми, які чинять вплив на процеси перенесення забруднень. Головна її ціль – показати, що ризик трансферу антропогенних забруднювачів в системі взаємодії «ґрунт – вода», потенціал якого визначається численними наборами характеристик в межах водозбору, до певної межі може бути погашений як на рівні наземного зв'язку під впливом екосистемних чинників, так і на рівні гідрологічних процесів, тобто після потрапляння забруднювачів у

водотік. Цими чинниками є, наприклад, природна (фонова) якість води, асиміляційна спроможність та буферна ємність водної екосистеми, буферність самого ґрунту щодо впливу забруднюючих речовин [35-37] та потенціал деградації хімічних сполук в ґрунтах під впливом фізико-хімічних та біохімічних процесів.

Ступінь забезпечення цими функціями визначається наявністю природних екосистемних буферів у співвідношенні з джерелами антропогенної дестабілізації довкілля в межах умовної територіальної одиниці [39].

Похил (падіння відміток) є підхарактеристикою водозбірної басейну, яка має найбільший вплив на більшість функцій і сама по собі залежить від умов кожного водозбірної басейну [38]. Невід'ємним критерієм планування та управління вододілами і забезпечення здорового екологічного функціонування ландшафтів у вододілах також є розуміння взаємозв'язків між моделями землекористування та якістю води, особливо в ландшафтному аспекті [40]. Тому потрібно розглядати потоки як складні екосистеми, які діють у різних просторових масштабах та часовій динаміці. Часовий вимір включає сезонні зміни, довгострокову зміну клімату та часову затримку деяких впливів на якість води в результаті змін землекористування. Таким чином, визначення відповідного просторового масштабу та часової періодичності мають вирішальне значення для розуміння впливу землекористування на якість води, оскільки різні параметри якості води відображають різні впливи в різних масштабах [41].

Створення такої системи в Україні за принципами функціонування природних екосистем також може застосовувати підходи подібні до тих що використовує модель SWAT, що створена для прогнозування довгострокового впливу на воду та її якість у вододілах із різними ґрунтами, землекористуванням та управлінням. Це напіврозподілена модель річкового басейну неперервна у часі, заснована на процесах. Її було застосовано для розуміння втрат осаду та навантаження поживних речовин у вододілах у всьому світі. Модель розділяє підвододіли, з'єднані мережею потоків. Потім модель поділяється на одиниці гідрологічної реакції (HRU), які є унікальними комбінаціями різних типів землекористування, ґрунтів і схилів поверхні. У

межах кожного басейну території з подібними моделями землекористування, типами ґрунтів і схилами поверхні об'єднуються в одну HRU. Модель вимагає кількох наборів даних, яка охоплює карту землекористування, карту ґрунту, карту висот, опади, температуру, вологість, потік і вхідні дані про якість води. Ці дані необхідні для таких процесів як калібрування та перевірки моделі [42].

Процедури та інструменти. Ідентифікація та виокремлення чутливих (ризикових) ділянок на основі просторово-часових даних діагностики та моніторингу стану забруднення ґрунтів з врахуванням процесів вилуговування чи площинного змиву в межах водозбірних ландшафтів і екосистем, та даних моніторингу якості вод може бути напрацьована у вигляді спеціалізованих аналітичних процедур та програм із використанням інструментів комп'ютерного моделювання, ГІС та машинного навчання із застосуванням нейромереж. Зокрема, відомо багато різних методів для безпосереднього визначення Ksat у польових та лабораторних умовах, а також непрямі методи: педотрансферні функції (PTF), штучні нейронні мережі (ANN), моделі опорних векторних машин (SVM) та гідрологічне моделювання. Всі методи оцінки Ksat часто дають різні результати через відмінності в методах вимірювання і розрахунку. Наприклад, типи ґрунтів і рельєф місцевості (умови навколишнього середовища) можуть значно відрізнятися на невеликій території і впливати на продуктивність обладнання, що призводить до варіативних оцінок Ksat. Визначення Ksat в польових умовах часто є дорогим, трудомістким і громіздким, тому Ksat часто оцінюють за допомогою співвідношень з іншими більш легко спостережуваними властивостями ґрунту або ландшафту [18].

Для України, в умовах відсутності точних та верифікованих первинних польових даних для локальних територій, які потрібні для створення надійних пошукових моделей з використанням штучного інтелекту та машинного навчання, і де, крім цього, масштабна польова діагностика може нести значне фінансове навантаження, на першому етапі відповідно до принципів просторового аналізу може бути запропоновано виділити потенційно чутливі зони за допомогою доступних баз даних, що включають інформацію про рельєф, гідрофізичні характерис-

тики ґрунтів та землекористування на водозборах. Вітчизняною альтернативою до глобальних баз, наприклад таких як SoilKsatDB, SWIG [43,44] може стати адаптація бази даних «Властивості ґрунтів України»[45]. Ця база створена лабораторією геоєкофізики імені академіка НААН В. В. Медведєва в складі ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського», вона містить інформацію про корисні для моделювання властивості, такі як дренажність ґрунтів, водний режим, стійкість ґрунтів до забруднення і міграції забруднювачів, індекси фізичного стану ґрунту, та ін, що можуть бути застосовані під час створення пошуково-аналітичних моделей ґрунтової гідроекології з достатньою надійністю.

Для уточнення даних локальних ділянок та територій може бути необхідна додаткова пряма верифікація, наприклад, шляхом виконання польових вимірювань. В цьому процесі замість використання складних або дорогих методів визначення гідрофізичних параметрів, можна застосовувати більш прості й доступні методи, наприклад, прості тести на водопроникність ґрунтів. Ці методи дозволяють отримати базові дані для моніторингу з мінімальними

витратами [46]. Використання перміметрів, інфільтрометрів, та лізиметрів, може простим та ефективним за обмежених ресурсів. Інструменти такого типу допоможуть виміряти або верифікувати коефіцієнт насичення ґрунту Ksat, в потрібних зонах, що важливо для прогнозування руху забруднювачів через ґрунт. За допомогою таких пристроїв можна легко визначити швидкість проникнення води через ґрунт, що важливо для моделювання руху забруднюючих речовин, а також оцінити водний баланс та виведення забруднюючих речовин у водоносні шари [47-49].

Для створення концепт-підходу розглядаємо двостороннє використання даних, зокрема даних діагностики забруднення ґрунтів включаючи дані про поведінку забруднювачів в ґрунтах під впливом чинників середовища, та даних моніторингу вод (рис.3). Аналітичні процедури отримання даних, процедури оцінювання ризиків та програма моніторингових досліджень повинні сприяти підвищенню точності цих даних, як це показано на рисунку 3. Двосторонні дані повинні допомогти точно окреслити уразливу зону, або ризик-зону екологічного інтерфейсу, для якої передбачається подальше екологічне управління та контроль.

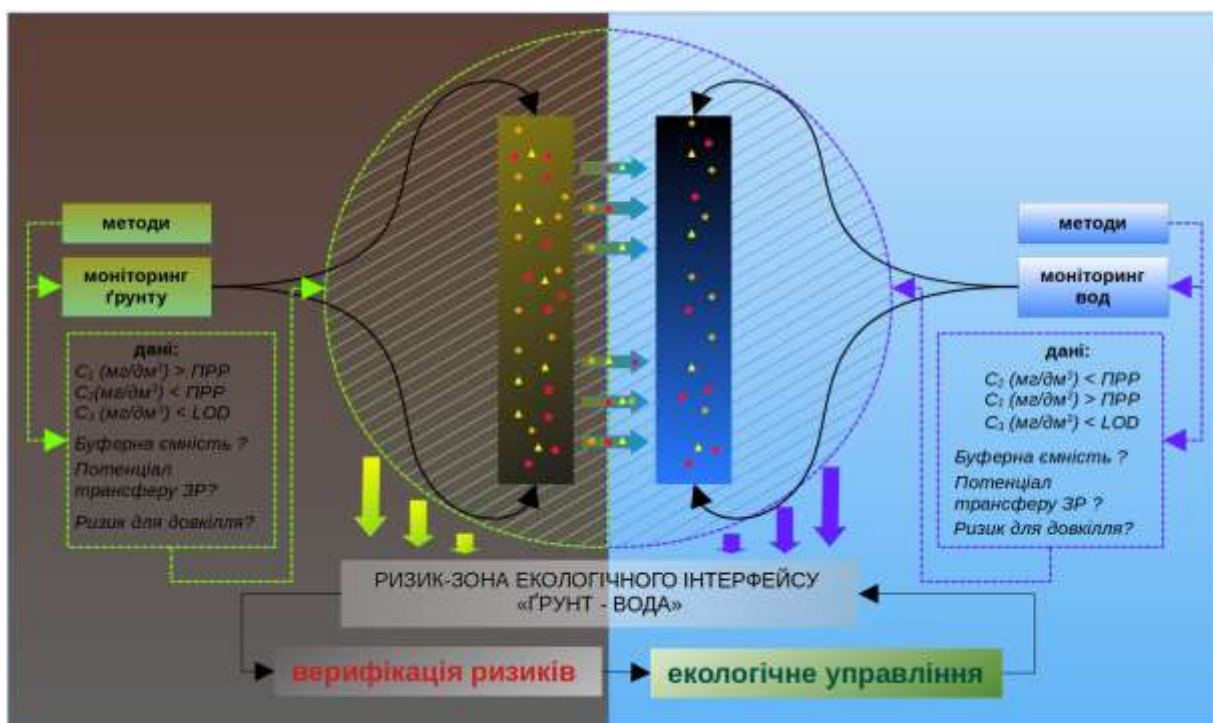


Рис. 3 - Візуалізація двостороннього процедурно-аналітичного підходу просторового пошуку та ідентифікації уразливих (чутливих) ризик-зон в межах водозборів (рисунок автора).

Fig. 3 - Visualization of a two-pronged procedural and analytical approach to spatial search and identification of vulnerable (sensitive) risk zones within watersheds

Використання аналітичних процедур для ідентифікації забруднення ґрунту та діагностики потенціалу процесів вилуговування в ґрунтові води або поверхневого винесення у водотоки дозволять підтверджувати появу тих самих хімічних сполук у масивах поверхневих та підземних вод, підвищувати ефективність управління якістю води та зменшувати вплив дифузійних джерел застосуванням спеціалізованих природоохоронних інженерних практик.

В системі розвитку екологічного моніторингу забруднення ґрунтів (земель) підготовка нових підходів невідкладно потрібна для діагностики пріоритетних класів забруднювачів, наприклад, таких як стійкі органічні забруднювачі, що в підвищеній кількості надходять в ґрунт на рівні держав в залежності від типоспецифічних природно-ресурсних та господарсько-економічних умов землекористування і масштабу господарського навантаження на ґрунти (землі).

Обґрунтування алгоритму. Моделі такого типу як SWAT можуть бути застосовані під конкретні умови і специфіко-цільові завдання, зокрема для пошуку гідрологічно-чутливих зон та критичних зон хімічного забруднення, просторове співпадіння яких становить особливу небезпеку для довкілля. Отримання новизни пропозиції передбачається завдяки оптимізації алгоритму, який дозволить виявляти та класифікувати гідрологічно чутливі зони з критичним забрудненням за різновидами такого забруднення, використовуючи не дорогі інструменти цільової польової діагностики гідрофізичних параметрів, у поєднанні з аналітичними практиками ідентифікації забруднюючих речовин, які в Україні набуватимуть все більшого розвитку. Сюди можна віднести кількісні аналізи за пріоритетованими переліками хімічних речовин, чи цільовий (скринінг за припущенням) та нецільовий скринінг забруднювальних речовин, а також діагностику та оцінювання процесів трансферу забруднень між середовищем взаємодії «ґрунту і води».

Як машинне навчання так і механістичне моделювання дозволяють автоматизувати та налаштувати алгоритми для отримання точних даних про HSA з потенційним ризиком хімічного забруднення, для подальшої інструментально-лабораторної та польової діагностики, як процесу

верифікації ризиків у знайденій зоні. Таке моделювання зазвичай виконуються за двоетапною процедурою: 1) побудова та калібрування моделі, де використовується підмножина наявних даних; 2) валідація, де додаткові дані використовуються для підтвердження та/або уточнення моделі. Зважаючи на це, структурні етапи механізму автоматизованого пошуку ризик-зон на водозборах можемо об'єднати у два взаємозалежні консеквентні алгоритми (рис.4). Перший алгоритмічний шлях (рис.4, блоки 1-5) повинен передбачити створення надійної та високоточної референс-мережі або іншими словами калібрувальної просторово інформаційної структури даних, яку складатимуть дескриптори, атрибути і зв'язки між ними.

Другий (заклучний) алгоритмічний шлях використовує цю референс-структуру для автоматизованого просторово-часового пошуку «потенційних ризик-критичних зон» (ПРКЗ) шляхом налаштованого високоточного програмного сканування території у басейновому (водозбірному) масштабі відповідно до заданих параметрів цього масштабу. Такий алгоритм концепційно подібний до того, що представлений на концепційній діаграмі континууму перенесення забруднювачів, адаптованій з Naugarth та ін., 2005, і де HSA та CSA були адаптовані з Agnew et al. [18]. Відмінність полягає у спрощенні алгоритму пошуку для потреб України, в умовах відсутності широкомасштабних верифікованих даних про концентрації різноманітних забруднюючих речовин у ґрунтах, які зазвичай повинні надходити з регулярної спостережної мережі, і імплементуються в процес просторового накладання критичних зон забруднення та гідрологічно-активних зон.

Авторська пропозиція націлена на більш детальне отримання комплексних даних в межах створення початкової мережі потенційних ризик-критичних зон (ПРКЗ) на водозборах, унікальних за наборами та конфігураціями параметрів, що відповідає підходу для повністю розподіленого моделювання.

Ці дані будуть використані для налаштування процедур навчання, калібрування для налаштування автоматизованого пошуку з формуванням цільової вибірки таких зон в подальшому. Роль функції аналізу

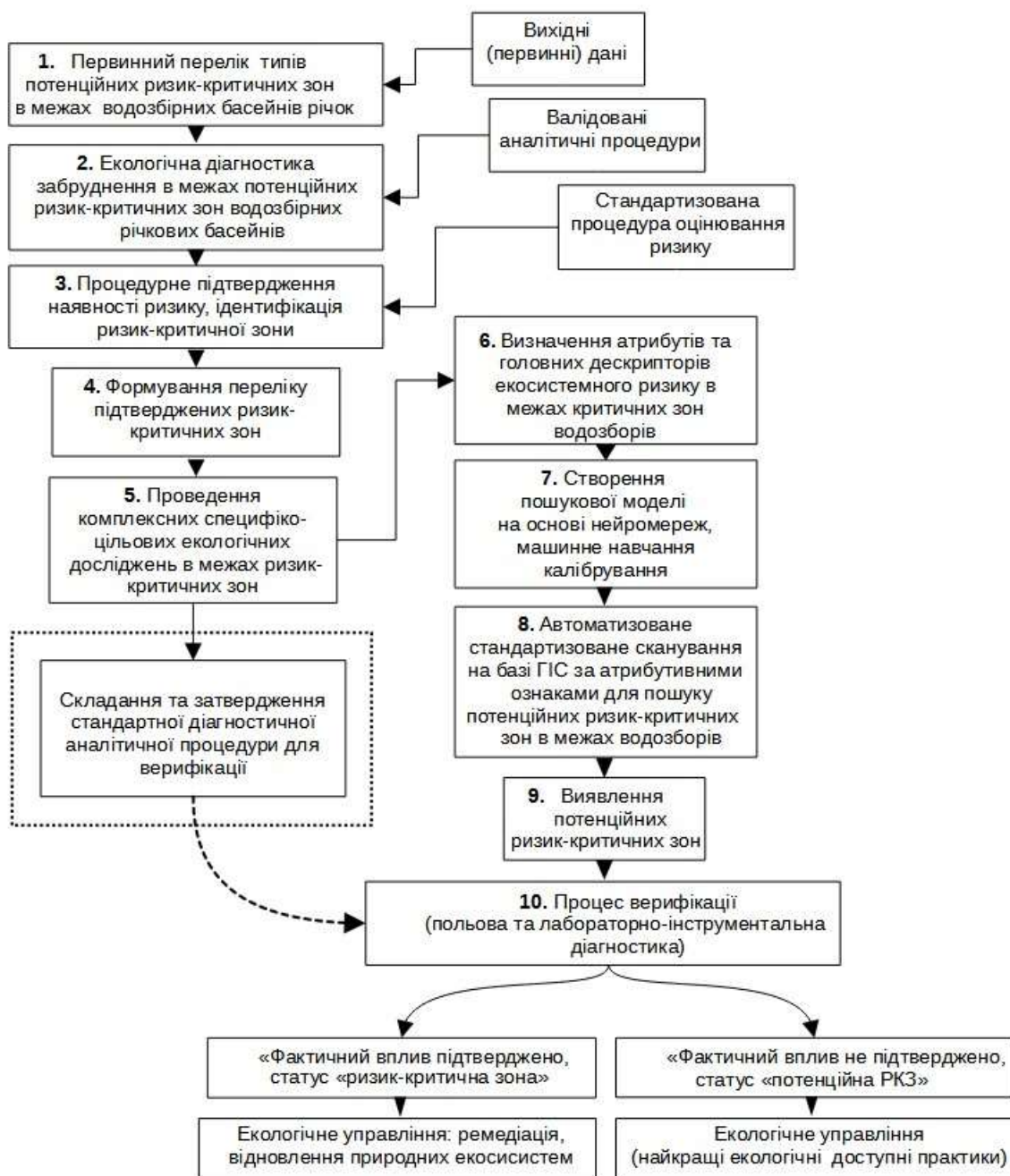


Рис. 4 — Концепт-основа підходу екологічної діагностики ґрунтів водозборів у межах потенційних ризик-критичних зон (ПРКЗ)

Fig. 4 — Conceptual basis of the approach to ecological diagnostics of watershed soils within potential risk-critical zones (PRCZ)

накладання (оверлейну) має замінити процес прямої польової верифікації in-situ, у початково визначених ризик-критичних зонах, хоча різні програмні функції повинні бути передбачені для широких цілей. Процедура складання переліку ПЗРК, як першого кроку запуску автоматичної пошукової операції таких зон може бути уніфікована і повинна створюватись за принципом: «мінімальна кількість

характеризує максимальну генеральну сукупність». При мінімальній кількості ПРКЗ повинен забезпечуватись максимальний показник охоплення окремих унікальних зон для цілого водозбору. Унікальність може визначатись строкатістю ландшафтних умов та характеру землекористування наприклад в межах водозбірного басейну найвищого порядку.

Процес встановлення ПРКЗ та їхніх

просторово-територіальних меж повинен базуватись на ієрархічній структурі та ієрархічній взаємодії річкових басейнів різних порядків. Відповідно з урахуванням цього передбачається, що контури ПЗРК та географічні межі водозбірних площ водотоків найнижчого порядку, найчастіше будуть співпадати а якісні та кількісні характеристики стану ґрунту та води в середині цих зон відіграватимуть роль головних предикторів хімічного стану та ризику для гідрологічних комплексів вищих ієрархічних рівнів.

Наступним кроком є процедура підтвердження (верифікації), що забезпечується інструментально-лабораторною специфіко-цільовою діагностикою із випробуванням зразків ґрунту, поверхневих вод та осаду за типом: «діагностика станів» (рівні забруднення) та «діагностика процесів» (трансфер забруднення). Перш за все слід зосередитися на фундаментальних та специфічних показниках та параметрах якості ґрунтів та вод, які в загальному вигляді здатні чітко характеризувати функціональні природні процеси в межах водозбору з урахуванням його структури та особливостей, де особливо увагу слід звернути на гідропедотрансферні функції (ПТФ).

Точки польової діагностики в межах ПРКЗ повинні бути визначені таким чином, щоб зрозуміти взаємодію між властивостями та функціями та встановити їх розподіл в напрямку від периферії водозбору (вододільної лінії) до прибережної екосистеми, тобто за напрямком перенесення речовин в ґрунті.

Нарешті оцінювання та класифікація ризику за інтенсивністю та характером поширення в межах гідрологічно-чутливої ПРКЗ на основі зібраних типоспецифічних характеристик і аналітичних даних інструментально-лабораторної діагностики може стати кінцевим етапом для результуючого підтвердження та ідентифікації ризик-критичної зони (РКЗ), що буде включена до побудови калібрувальної структури або іншими словами референс-мережі.

Відповідно до конструктивної логіки концепту науковий термін «потенційна ризик-критична зона» (ПРКЗ) визначатиметься як просторово-територіальний комплекс нижчого ієрархічного рівня, функціонально підпорядкований водозбору (басейну) вищого порядку, що позначає гідрологічно чутливу ділянку місцевості

(зону), яка за своїми вихідними характеристиками (дескрипторами) відповідає високому потенційному ризику перенесення хімічного забруднення, але для якої за результатами верифікаційної перевірки не було підтверджено високого ступеня реалізованих небезпек пов'язаних з рівнями та масштабами фактичного забруднення. Термін «ризик-критична зона» (РКЗ) це відповідно попередньо встановлена ПРКЗ, для якої в процесі результуючої верифікації було підтверджено високий ступінь реалізованих небезпек та прямих загроз для довкілля пов'язаних з рівнями та масштабами фактичного забруднення.

Для кожної окремої підтвердженої РКЗ згідно створеного та затвердженого первинного переліку в межах річкового басейну, передбачається проведення більш ґрунтовних (комплексних) специфіко-цільових екологічних досліджень та діагностики з використанням інструментально-лабораторних та польових методів. Це остання ланка першого алгоритмічного шляху, результатом якої є надання науково-технічних цифрових аналітичних даних для математичного моделювання та перевірки закономірностей.

Наступний алгоритмічний шлях (блоки 6-10 на рис. 4) є створення спеціалізованої програми та відповідної процедури автоматизованого онлайн-сканування на базі ГІС. Навчання та калібрування системи може відбуватись із використанням можливостей ШІ. Надалі застосування цієї програми в рамках функціонування системи екологічного моніторингу буде спрямоване на автоматизований просторовий пошук та картування ПРКЗ в межах водозборів. Для цього передбачається використовувати моделі з іншими рівнями просторового розподілу: напіврозподілені або нерозподілені моделі, з їхньою адаптацією до даних калібрування.

Переліки виявлених ПРКЗ за результатами автоматизованого програмного сканування в межах басейну можуть стати основою для складання плану інструментально-лабораторної діагностики, тобто «верифікації in situ». Таке підтвердження може бути застосоване для прямої оцінки реалізованих небезпек та загроз пов'язаних з фактичними рівнями та масштабами забруднення ґрунтового покриву (земель), як це було передбачено на етапі створення калібрувальної референс-мережі даних. Отримані дані можуть бути

використані також для валідації і повторного калібрування пошукової моделі.

Впровадження такої системи повинно передбачити можливість її періодичного оновлення та удосконалення шляхом підвищення точності даних про ризики та їх атрибутивні ознаки на місцевості. Це дозволить через визначений проміжок часу, наприклад на кінець виконання періоду реалізації умовної (річної/кілька річної)

Висновки та рекомендації для подальшої роботи

Представлена концепт-основа алгоритму (підходу) функціонування екологічної діагностики та моніторингу забруднення ґрунтів передбачає автоматизований програмний пошук гідрологічно чутливих ПРКЗ в межах інших численних водозборів низьких порядків, шляхом застосування комбінованого підходу, зокрема використанням повністю розподіленого моделювання для створення калібрувальної структури (мережі), та напіврозподіленого моделювання з використанням калібрувальної структури на етапі пошуку нових зон. Цей підхід спрямований на поєднання точності і детальності з більшими обчислювальними можливостями, а також можливістю постійного удосконалення на основі даних польової верифікації, що передбачається на кінцевому етапі алгоритму. Алгоритм спрямований на досягнення в Україні збалансованого рівня розвитку природних та антропогенних ландшафтів, шляхом скерування основних сил і засобів на ті території і ділянки, які є пріоритетними для управління, і можуть надати найбільший ефект після відновлення. Це може бути своєрідний науково-обґрунтований механізм запуску процесу відновлення природних екосистем, що особливо актуально і важливо на тлі наявного катастрофічного дисбалансу та розораності. ПРКЗ та РКЗ як просторово-територіальні комплекси – це вразливі чи занадто піддатливі та чутливі до антропогенного впливу екосистеми чи ландшафти, межі яких окреслюються на основі даних

затвердженої моніторингової програми проводити повторну процедуру разового сканування, результатом якої може стати не тільки відображення оновлених просторових меж забруднення раніше визначених РКЗ, а й ідентифікація нових ПРКЗ в межах басейну, чи виявлення епіцентрів потенційного розростання РКЗ, що важливо для своєчасного екологічного управління, або моніторингу його ефективності.

про потенціал різноманітних несприятливих процесів, таких як механічна, фізична, біологічна деградація ґрунту, хімічне забруднення та його перенесення у водні масиви, а також супутні ризики для віддалених екосистем, біорізноманіття, клімату, людства тощо.

Для перевірки ефективності та оптимізації запропонованої основи концепт-підходу, в подальшому, перед випробуванням реальної моделі, передбачається застосування декілька циклів операцій прототипування. Створення попередніх прототипів або моделей, які здатні використати представлену алгоритмічну структуру з метою перевірки її ефективності, доцільності та здатності до адаптації в умовах реального використання може допомогти визначити, які методи збору, обробки та аналізу даних будуть найбільш ефективними для конкретних умов моніторингу, які технології або інструменти найкраще підійдуть для збирання даних та їхнього оброблення. Це дасть змогу заощадити ресурси в разі впровадження підходу в перспективі. Прототипи також можуть перевірятися на здатність інтегруватися з іншими існуючими системами збору даних, наприклад, з мережами моніторингу водних ресурсів, погодними станціями або сателітними даними. В результаті можуть бути виявлені точніші алгоритми моніторингу, які забезпечать кращі, більш ефективні та економічні системи для збору й аналізу екологічних даних.

Конфлікт інтересів

Автор заявляє, що конфлікту інтересів щодо публікації цього рукопису немає. Крім того, автор повністю дотримувався етичних норм, включаючи плагіат, фальсифікацію даних та подвійну публікацію.

Список використаної літератури

1. Yuan L., Sinshaw T., Forshay K. J. Review of Watershed-Scale Water Quality and Nonpoint Source Pollution Models. *Geosciences*. 2020. Vol. 10, no. 1. P. 25. DOI: <https://doi.org/10.3390/geosciences10010025>

2. Wiering M., Kirschke S., Akif N. U. Addressing diffuse water pollution from agriculture: Do governance structures matter for the nature of measures taken?. *Journal of Environmental Management*. 2023. Vol. 332. P. 117329. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117329>
3. Nsenga Kumwimba M., Zhu B., Stefanakis A. I., Ajibade F. O., Dzakpasu M., Soana E., ... & Agboola T. D. Advances in ecotechnological methods for diffuse nutrient pollution control: wicked issues in agricultural and urban watersheds. *Frontiers in Environmental Science*. 2023. Vol. 11. P. 1199923. DOI: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1199923>
4. Foster S., Bjerre T. K. Diffuse agricultural pollution of groundwater: addressing impacts in Denmark and Eastern England. *Water Quality Research Journal*. 2023. Vol. 58, no. 1. P. 14-21. DOI: <https://doi.org/10.2166/wqrj.2022.022>
5. Locke K. A. Impacts of land use/land cover on water quality: A contemporary review for researchers and policymakers. *Water Quality Research Journal*. 2024. Vol. 59, no. 2. P. 89-106. DOI: <https://doi.org/10.2166/wqrj.2024.002>
6. Dressing S. A., Meals D. W., Harcum J. B., Spooner J., Stribling J. B., Richards R. P., ... & O'Donnell J. G. Monitoring and Evaluating Nonpoint Source Watershed Projects. United States Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 40, 2016-06.5
7. SWD. COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT IMPACT ASSESSMENT Accompanying the proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on nature restoration. SWD/2022/167 final. 2022. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:52022SC0167>
8. Amin M. M., Veith T. L., Collick A. S., Karsten H. D., Buda A. R. Simulating hydrological and nonpoint source pollution processes in a karst watershed: A variable source area hydrology model evaluation. *Agricultural Water Management*. 2017. Vol. 180. P. 212-223. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.07.011>
9. McDowell R., Kleinman P. J., Haygarth P., McGrath J. M., Smith D., Heathwaite L., ... & Nash D. A review of the development and implementation of the critical source area concept: A reflection of Andrew Sharpley's role in improving water quality. *Journal of Environmental Quality*. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/jeq2.20551>
10. Service T., Cassidy R., Atcheson K., Farrow L., Harrison T., Jack P., & Jordan P. A national-scale high-resolution runoff risk and channel network mapping workflow for diffuse pollution management. *Journal of Environmental Management*. 2024. Vol. 368. P. 122110. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122110>
11. Qiu Z., Lyon S. W., Creveling E. Defining a topographic index threshold to delineate hydrologically sensitive areas for water resources planning and management. *Water Resources Management*. 2020. Vol. 34, no. 11. P. 3675-3688. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02643-z>
12. Kenessov B., Koziel J. A., Bakaikina N. V., Orazbayeva D. Perspectives and challenges of on-site quantification of organic pollutants in soils using solid-phase microextraction. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2016. Vol. 85. P. 111-122. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2016.04.007>
13. Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine. Analytical note on the state and prospects of development of the state environmental monitoring system. Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine. 2023. URL: <https://mepr.gov.ua>
14. Walter M. T., Walter M. F., Brooks E. S., Steenhuis T. S., Boll J., Weiler K. Hydrologically sensitive areas: Variable source area hydrology implications for water quality risk assessment. *Journal of Soil and Water Conservation*. 2000. Vol. 55, no. 3. P. 277-284. URL: <https://www.jswconline.org/content/55/3/277>
15. Wang Y., Lin J., Wang F., Tian Q., Zheng Y., Chen N. Hydrological connectivity affects nitrogen migration and retention in the land-river continuum. *Journal of Environmental Management*. 2023. Vol. 326. P. 116816. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116816>
16. Wang Y., Yu Y., Luo X., Tan Q., Fu Y., Zheng C., ... & Chen N. Prioritizing ecological restoration in hydrologically sensitive areas to improve groundwater quality. *Water Research*. 2024. Vol. 252. P. 121247. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121247>
17. Giri S., Qiu Z., Prato T., Luo B. An integrated approach for targeting critical source areas to control nonpoint source pollution in watersheds. *Water Resources Management*. 2016. Vol. 30. P. 5087-5100. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1470-z>
18. Thomas I. A., Jordan P., Mellander P. E., Fenton O., Shine O., Ó hUallacháin D., ... & Murphy P. N. Improving the identification of hydrologically sensitive areas using LiDAR DEMs for the delineation and mitigation of critical source areas of diffuse pollution. *Science of the Total Environment*. 2016. Vol. 556. P. 276-290. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.183>
19. Jin L., Higgins S. J., Thompson J. A., Strager M. P., Collins S. E., Hubbart J. A. SWAT Model Performance Using Spatially Distributed Saturated Hydraulic Conductivity (Ksat) and Varying-Resolution DEMs. *Water*. 2024. Vol. 16, no. 5. P. 735. DOI: <https://doi.org/10.3390/w16050735>
20. Soares M. F., Siqueira T. M., Nunes R. F., Pedrollo O. C., Reichardt K., Barros W. S., Timm L. C. Artificial Neural Network Models to Examine the Relationship between Saturated Soil Hydraulic Conductivity and Co-Driven Factors at the Watershed Scale. *SSRN*. DOI: <https://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4508940>
21. Council of the European Union. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*. 1991. L 375, p. 1-8. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A31991L0676>

22. Arauzo, M., Valladolid, M., & Andries, D. M. Would delineation of nitrate vulnerable zones be improved by introducing a new parameter representing the risk associated with soil permeability in the Land Use–Intrinsic Vulnerability Procedure? *Science of the Total Environment*. 2022. Vol. 840, P.156654. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156654>
23. Arauzo, M., & Martínez-Bastida, J. J. Environmental factors affecting diffuse nitrate pollution in the major aquifers of central Spain: groundwater vulnerability vs. groundwater pollution. *Environmental Earth Sciences*. 2015. Vol. 73, P.8271-8286. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3989-8>
24. Arauzo, M., Valladolid, M., & Martínez-Bastida, J. J. Spatio-temporal dynamics of nitrogen in river-alluvial aquifer systems affected by diffuse pollution from agricultural sources: implications for the implementation of the Nitrates Directive. *Journal of Hydrology*. 2011. Vol. 411, no. 1-2, P.155-168. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.10.004>
25. Orellana-Macías, J. M., Merchán, D., & Causapé, J. Evolution and assessment of a nitrate vulnerable zone over 20 years: Gallocanta groundwater body (Spain). *Hydrogeology Journal*. 2020. Vol. 28, no. 6, P.2207-2221. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02184-0>
26. Richard, A., Casagrande, M., Jeuffroy, M. H., & David, C. An innovative method to assess suitability of Nitrate Directive measures for farm management. *Land Use Policy*. 2018. Vol. 72, P.389-401. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.059>
27. Worrall, F., Spencer, E., & Burt, T. P. The effectiveness of nitrate vulnerable zones for limiting surface water nitrate concentrations. *Journal of Hydrology*. 2009. Vol. 370, no. 1-4, P.21-28. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.036>
28. Dniester Basin Water Resources Management Authority. River Basin Management Plan for the Dniester River (2025-2030). 2022. URL: <https://vodaif.gov.ua>
29. European Commission. Proposal for a Nature Restoration Law (CELEX:52022PC0304). 2022. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52022PC0304>
30. Rykovska, O., Fray, O., & Mykhailenko, O. Analysis of the state of agriculture in Ukraine and the implementation of EU legislative acts related to agricultural and environmental issues. In M. Belkin & A. Danylyak (Eds.), Kyiv: EcoAction. 2024. URL: <https://ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2024/03/analiz-stanu-sg-ua-ta-implement-es2024.pdf>
31. Testov, P., Harbacheuk, K., Vasilyuk, O., Belkin, M., Romanov, O., Kuchenko, B., & Klepko, A. Overview of trends in environmental legislation violations by agricultural enterprises. Kyiv: EcoAction NGO. 2024. URL: <https://ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2024/04/ohlyad-porush-sg-pidpryemstvamy2024.pdf>
32. Shuhui Wang, Yunqi Wang, Yujie Wang, Zhen Wang. Assessment of influencing factors on non-point source pollution critical source areas in an agricultural watershed. *Ecological Indicators*. Vol.141. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109084>
33. Ferreira, V., Albariño, R., Larrañaga, A., LeRoy, C. J., Masele, F. O., & Moretti, M. S. Ecosystem services provided by small streams: an overview. *Hydrobiologia*. 2023. Vol. 850, no. 12, P.2501-2535. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05095-1>
34. Huntington, T. G., Hooper, R. P., & Murdoch, P. S. Small watershed studies: Analytical approaches for understanding ecosystem response to environmental change. In *Proceedings of the Watershed '96 Conference—Moving Ahead Together, Technical Conference and Exposition*, p. 783-786. Tetra Tech, Inc. 1996. URL: <https://pubs.usgs.gov/publication/70205394>
35. Barbagli, A., Jensen, B. N., Raza, M., Schüth, C., & Rossetto, R. Assessment of soil buffer capacity on nutrients and pharmaceuticals in nature-based solution applications. *Environmental Science and Pollution Research*. 2019. Vol. 26, no. 1, P.759-774. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3515-8>
36. Povar, I., & Spinu, O. Application of the buffer theory for evaluating attenuation and natural remediation of ionic pollutants in aquatic ecosystems. *Ecological Processes*. 2015. Vol. 4, P.1-10. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13717-015-0043-z>
37. Stigliani, W. M. Changes in valued “capacities” of soils and sediments as indicators of nonlinear and time-delayed environmental effects. *Environmental Monitoring and Assessment*. 1988. Vol. 10, P.245-307. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00395083>
38. Hansen, B., Reich, P., Lake, P.S., & Cavagnaro, T. Minimum width requirements for riparian zones to protect flowing waters and to conserve biodiversity: a review and recommendations. Monash University, Melbourne. 2010. URL: https://www.ccmaknowledgebase.vic.gov.au/resources/RiparianBuffers_Report_Hansenetal2010.pdf
39. Valera, C. A., Pissarra, T. C. T., Filho, M. V. M., Valle Júnior, R. F. D., Oliveira, C. F., Moura, J. P., ... & Pacheco, F. A. L. The buffer capacity of riparian vegetation to control water quality in anthropogenic catchments from a legally protected area: A critical view over the Brazilian new forest code. *Water*. 2019. Vol. 11, no. 3, P.549. DOI: <https://doi.org/10.3390/w11030549>
40. Lee, S. W., Hwang, S. J., Lee, S. B., Hwang, H. S., & Sung, H. C. Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and Urban Planning*. 2009. Vol. 92, no. 2, P.80-89. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.02.008>
41. de Mello, K., Taniwaki, R. H., de Paula, F. R., Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., ... & Hughes, R. M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*. 2020. Vol. 270, P. 110879. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>

42. de Mello, K., Valente, R. A., Randhir, T. O., dos Santos, A. C. A., & Vettorazzi, C. A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*. 2018. Vol. 167, P. 130-138. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
43. Gupta, S., Hengl, T., Lehmann, P., Bonetti, S., & Or, D. SoilKsatDB: global soil saturated hydraulic conductivity measurements for geoscience applications. *Earth System Science Data Discussions*. 2020. P. 1-26. DOI: <https://doi.org/10.5194/essd-13-1593-2021>
44. Selahvarzi, M., Naghedifar, S. M., Oliazadeh, A., & Loáiciga, H. A. Hierarchical pseudo-continuous machine-learning-based pedotransfer models for infiltration curves: An investigation on the role of regularization and ensemble modeling. SSRN. 2020. DOI: <https://doi.org/10.2139/ssrn.4960426>
45. Laktionova, T. M., Medvedev, V. V., Savchenko, K. V., Bigun, O. M., Sheiko, S. M., & Nakisko, S. G. (2010). Structure and Usage Guidelines for the Database "Soil Properties of Ukraine" (Instruction). Kharkiv: Apostrof.
46. Fodor, N., Sándor, R., Orfanus, T., Lichner, L., & Rajkai, K. Evaluation method dependency of measured saturated hydraulic conductivity. *Geoderma*. 2011. Vol. 165, No. 1, P. 60-68. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.004>
47. Mac Mahon, J., Knappe, J., & Gill, L. Percolation testing of soils for on-site wastewater treatment. Environmental Protection Agency, Ireland. 2022. URL: https://www.epa.ie/publications/research/water/Research_Report-428.pdf
48. Leite, P. A., Di Prima, S., Schmidt, L. M., & Wilcox, B. P. A simple infiltrometer automated with a user-friendly pressure datalogger. *Vadose Zone Journal*. 2024. e20366. DOI: <https://doi.org/10.1002/vzj2.20366>
49. Meissner, R., Rupp, H., & Haselow, L. Use of lysimeters for monitoring soil water balance parameters and nutrient leaching. In: *Climate change and soil interactions*. Elsevier. 2020. P. 171-205. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818032-7.00007-2>

Стаття надійшла до редакції 22.10.2024

Стаття рекомендована до друку 25.11.2024

M. T. MYKYTSEI

PhD student of the Department of Ecology

e-mail: mmtecoif@gmail.com ORCID ID: <http://orcid.org/0000-0003-2613-7729>

Ivano-Frankivsk National Technical University of Oil and Gas

15, Karpatska St., Ivano-Frankivsk, Ivano-Frankivsk region, 76019, Ukraine

CONCEPTUAL BASIS FOR THE SEARCH AND ECO-DIAGNOSTICS OF RISK ZONES IN WATERSHEDS

Purpose. To develop and substantiate the conceptual basis of a new approach for ecological diagnostics of anthropogenic soil (land) pollution in “risk-critical zones” of ecological soil-water interactions within watersheds. This approach aims to optimize the integrated ecological management system, enhance nature protection, and improve environmental safety in Ukraine.

Methods. System analysis, comparative analysis-synthesis and evaluation to form a targeted spatial sampling; extrapolation and adaptive transfer of procedural-analytical approaches for diagnostic network selection; methods of conceptual design and visual representation.

Results. Based on a systematic analysis of publications from Google Scholar, Scopus, Web of Science, Springer, as well as domestic sources in the areas of soil and water pollution assessment with the identification of vulnerable (sensitive) territories and hot spots, priority management areas (APMA) and critical areas (CSA), an alternative conceptual basis for an approach to integrated environmental diagnostics of soil, surface and groundwater pollution is presented, which is preceded by an automated program search for hydrologically sensitive risk zones of ecological contact interaction of soil and water, which is important for ecological management and ecosystem restoration. The mechanism of spatial automated search of these zones is focused on the most vulnerable (hydrologically sensitive zones and territories), where the contact interaction of soil and water under conditions of soil pollution can create risks for the ecosystem and public health, starting from the scale of individual territorial communities.

Conclusions. Greater attention to hydrologically sensitive areas and soil-water interaction processes under conditions of pollution will allow controlling and reducing inter-environmental transfer of pollutants. The proposed concept in practical terms meets the goals of basin management and is designed to increase the environmental efficiency of land and water environmental policies as particularly important elements of managing the ecological safety of ecosystems.

KEYWORDS: *automated program-driven search, monitoring, hydrologically sensitive zone, soil diagnostics, pollution transfer, ecosystem restoration*

References

1. Yuan, L., Sinshaw, T., & Forshay, K. J. (2020). Review of watershed-scale water quality and nonpoint source pollution models. *Geosciences*, 10(1), 25. <https://doi.org/10.3390/geosciences10010025>
2. Wiering, M., Kirschke, S., & Akif, N. U. (2023). Addressing diffuse water pollution from agriculture: Do governance structures matter for the nature of measures taken?. *Journal of Environmental Management*, 332, 117329. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117329>
3. Nsenga Kumwimba, M., Zhu, B., Stefanakis, A. I., Ajibade, F. O., Dzakpasu, M., Soana, E., ... & Agboola, T. D. (2023). Advances in ecotechnological methods for diffuse nutrient pollution control: wicked issues in agricultural and urban watersheds. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 1199923. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1199923>
4. Foster, S., & Bjerre, T. K. (2023). Diffuse agricultural pollution of groundwater: addressing impacts in Denmark and Eastern England. *Water Quality Research Journal*, 58(1), 14-21. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2022.022>
5. Locke, K. A. (2024). Impacts of land use/land cover on water quality: A contemporary review for researchers and policymakers. *Water Quality Research Journal*, 59(2), 89-106. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2024.002>
6. Dressing, S. A., Meals, D. W., Harcum, J. B., Spooner, J., Stribling, J. B., Richards, R. P., ... & O'Donnell, J. G. (2016). Monitoring and Evaluating Nonpoint Source Watershed Projects. United States Environmental Protection Agency: Washington, DC, USA, 40, 2016-06.5 Retrieved from https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-06/documents/nps_monitoring_guide_may_2016-combined_plain.pdf
7. SWD(2022). SWD/2022/167 final. COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT IMPACT ASSESSMENT Accompanying the proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on nature restoration. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:52022SC0167>
8. Amin, M. M., Veith, T. L., Collick, A. S., Karsten, H. D., & Buda, A. R. (2017). Simulating hydrological and nonpoint source pollution processes in a karst watershed: A variable source area hydrology model evaluation. *Agricultural Water Management*, 180, 212-223. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.07.011>
9. McDowell, R., Kleinman, P. J., Haygarth, P., McGrath, J. M., Smith, D., Heathwaite, L., ... & Nash, D. (2024). A review of the development and implementation of the critical source area concept: A reflection of Andrew Sharpley's role in improving water quality. *Journal of Environmental Quality*. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20551>
10. Service, T., Cassidy, R., Atcheson, K., Farrow, L., Harrison, T., Jack, P., & Jordan, P. (2024). A national-scale high-resolution runoff risk and channel network mapping workflow for diffuse pollution management. *Journal of Environmental Management*, 368, 122110. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122110>
11. Qiu, Z., Lyon, S. W., & Creveling, E. (2020). Defining a topographic index threshold to delineate hydrologically sensitive areas for water resources planning and management. *Water Resources Management*, 34(11), 3675-3688. <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02643-z>
12. Kenessov, B., Koziel, J. A., Bakaikina, N. V., & Orazbayeva, D. (2016). Perspectives and challenges of on-site quantification of organic pollutants in soils using solid-phase microextraction. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 85, 111-122. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2016.04.007>
13. Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine. (2023). Analytical note on the state and prospects of development of the state environmental monitoring system. Ministry of Environmental Protection and Natural Resources of Ukraine. Retrieved from <https://mepr.gov.ua>
14. Walter, M. T., Walter, M. F., Brooks, E. S., Steenhuis, T. S., Boll, J., & Weiler, K. (2000). Hydrologically sensitive areas: Variable source area hydrology implications for water quality risk assessment. *Journal of soil and water conservation*, 55(3), 277-284. <https://www.jswnonline.org/content/55/3/277>
15. Wang, Y., Lin, J., Wang, F., Tian, Q., Zheng, Y., & Chen, N. (2023). Hydrological connectivity affects nitrogen migration and retention in the land-river continuum. *Journal of Environmental Management*, 326, 116816. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116816>
16. Wang, Y., Yu, Y., Luo, X., Tan, Q., Fu, Y., Zheng, C., ... & Chen, N. (2024). Prioritizing ecological restoration in hydrologically sensitive areas to improve groundwater quality. *Water Research*, 252, 121247. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121247>
17. Giri, S., Qiu, Z., Prato, T., & Luo, B. (2016). An integrated approach for targeting critical source areas to control nonpoint source pollution in watersheds. *Water resources management*, 30, 5087-5100. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1470-z>
18. Thomas, I. A., Jordan, P., Mellander, P. E., Fenton, O., Shine, O., Ó hUallacháin, D., ... & Murphy, P. N. (2016). Improving the identification of hydrologically sensitive areas using LiDAR DEMs for the delineation and mitigation of critical source areas of diffuse pollution. *Science of the Total Environment*, 556, 276-290. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.183>
19. Jin, L., Higgins, S. J., Thompson, J. A., Strager, M. P., Collins, S. E., & Hubbart, J. A. (2024). SWAT Model Performance Using Spatially Distributed Saturated Hydraulic Conductivity (Ksat) and Varying-Resolution DEMs. *Water*, 16(5), 735. <https://doi.org/10.3390/w16050735>
20. Soares, M. F., Siqueira, T. M., Nunes, R. F., Pedrollo, O. C., Reichardt, K., Barros, W. S., & Timm, L. C. Artificial Neural Network Models to Examine the Relationship between Saturated Soil Hydraulic Conductivity and Co-Driven Factors at the Watershed Scale. Available at SSRN 4508940. <https://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4508940>
21. Council of the European Union. (1991). Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European*

- Communities*, *L* 375, 1-8. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A31991L0676>
22. Arauzo, M., Valladolid, M., & Andries, D. M. (2022). Would delineation of nitrate vulnerable zones be improved by introducing a new parameter representing the risk associated with soil permeability in the Land Use–Intrinsic Vulnerability Procedure?. *Science of the Total Environment*, 840, 156654. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156654>
 23. Arauzo, M., & Martínez-Bastida, J. J. (2015). Environmental factors affecting diffuse nitrate pollution in the major aquifers of central Spain: groundwater vulnerability vs. groundwater pollution. *Environmental Earth Sciences*, 73, 8271-8286. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3989-8>
 24. Arauzo, M., Valladolid, M., & Martínez-Bastida, J. J. (2011). Spatio-temporal dynamics of nitrogen in river-alluvial aquifer systems affected by diffuse pollution from agricultural sources: Implications for the implementation of the Nitrates Directive. *Journal of Hydrology*, 411(1-2), 155-168. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.10.004>
 25. Orellana-Macías, J. M., Merchán, D., & Causapé, J. (2020). Evolution and assessment of a nitrate vulnerable zone over 20 years: Gallocanta groundwater body (Spain). *Hydrogeology Journal*, 28(6), 2207-2221. <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02184-0>
 26. Richard, A., Casagrande, M., Jeuffroy, M. H., & David, C. (2018). An innovative method to assess suitability of Nitrate Directive measures for farm management. *Land Use Policy*, 72, 389-401. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.059>
 27. Worrall, F., Spencer, E., & Burt, T. P. (2009). The effectiveness of nitrate vulnerable zones for limiting surface water nitrate concentrations. *Journal of Hydrology*, 370(1-4), 21-28. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.036>
 28. Dniester Basin Water Resources Management Authority. (2022). River Basin Management Plan for the Dniester River (2025-2030). Retrieved from <https://vodaif.gov.ua>
 29. European Commission. (2022). Proposal for a Nature Restoration Law (CELEX:52022PC0304). European Commission. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52022PC0304>
 30. Rykovska, O., Fray, O., & Mykhailenko, O. (2024). Analysis of the state of agriculture in Ukraine and the implementation of EU legislative acts related to agricultural and environmental issues (M. Belkin & A. Danylyak, Eds.). Kyiv: EcoAction. Retrieved from <https://ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2024/03/analiz-stanu-sg-ua-ta-implement-es2024.pdf>
 31. Testov, P., Harbacheuk, K., Vasilyuk, O., Belkin, M. (Ed.), Romanov, O. (Ed.), Kuchenko, B. (Ed.), & Klepko, A. (Ed.). (2024). Overview of trends in environmental legislation violations by agricultural enterprises (15 pages). Kyiv: EcoAction NGO. Retrieved from <https://ecoaction.org.ua/wp-content/uploads/2024/04/ohlyad-porush-sg-pidpryemstvamy2024.pdf>
 32. Shuhui Wang, Yunqi Wang, Yujie Wang, Zhen Wang, (2022). Assessment of influencing factors on non-point source pollution critical source areas in an agricultural watershed. *Ecological Indicators*. 141. 109084. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109084>
 33. Ferreira, V., Albariño, R., Larrañaga, A., LeRoy, C. J., Masese, F. O., & Moretti, M. S. (2023). Ecosystem services provided by small streams: an overview. *Hydrobiologia*, 850(12), 2501-2535. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-05095-1>
 34. Huntington, T. G., Hooper, R. P., & Murdoch, P. S. (1996). Small watershed studies: Analytical approaches for understanding ecosystem response to environmental change. In *Proceedings of the Watershed '96 Conference—Moving Ahead Together, Technical Conference and Exposition* (pp. 783-786). Tetra Tech, Inc. Retrieved from <https://pubs.usgs.gov/publication/70205394>
 35. Barbagli, A., Jensen, B. N., Raza, M., Schüth, C., & Rossetto, R. (2019). Assessment of soil buffer capacity on nutrients and pharmaceuticals in nature-based solution applications. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(1), 759-774. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3515-8>
 36. Povar, I., & Spinu, O. (2015). Application of the buffer theory for evaluating attenuation and natural remediation of ionic pollutants in aquatic ecosystems. *Ecological Processes*, 4, 1-10. <https://doi.org/10.1186/s13717-015-0043-z>
 37. Stigliani, W. M. (1988). Changes in valued “capacities” of soils and sediments as indicators of nonlinear and time-delayed environmental effects. *Environmental monitoring and assessment*, 10, 245-307. <https://doi.org/10.1007/BF00395083>
 38. Hansen, B., Reich, P., Lake, P. S., & Cavagnaro, T. (2010). Minimum width requirements for riparian zones to protect flowing waters and to conserve biodiversity: a review and recommendations. Monash University, Melbourne. Retrieved from https://www.ccmaknowledgebase.vic.gov.au/resources/RiparianBuffers_Report_Hansenetal2010.pdf
 39. Valera, C. A., Pissarra, T. C. T., Filho, M. V. M., Valle Júnior, R. F. D., Oliveira, C. F., Moura, J. P., ... & Pacheco, F. A. L. (2019). The buffer capacity of riparian vegetation to control water quality in anthropogenic catchments from a legally protected area: A critical view over the Brazilian new forest code. *Water*, 11(3), 549. <https://doi.org/10.3390/w11030549>
 40. Lee, S. W., Hwang, S. J., Lee, S. B., Hwang, H. S., & Sung, H. C. (2009). Landscape ecological approach to the relationships of land use patterns in watersheds to water quality characteristics. *Landscape and urban planning*,

- 92(2), 80-89. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.02.008>
41. de Mello, K., Taniwaki, R. H., de Paula, F. R., Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., ... & Hughes, R. M. (2020). Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. *Journal of Environmental Management*, 270, 110879. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>
- 42 de Mello, K., Valente, R. A., Randhir, T. O., dos Santos, A. C. A., & Vettorazzi, C. A. (2018). Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, 167, 130-138. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.027>
- 43 Gupta, S., Hengl, T., Lehmann, P., Bonetti, S., & Or, D. (2020). SoilKsatDB: global soil saturated hydraulic conductivity measurements for geoscience applications. *Earth System Science Data Discussions*, 1-26. <https://doi.org/10.5194/essd-13-1593-2021>
- 44 Selahvarzi, M., Naghedifar, S. M., Olliazadeh, A., & Loáiciga, H. A. (2024). Hierarchical Pseudo-Continuous Machine-Learning-Based Pedotransfer Models for Infiltration Curves: An *Investigation on the Role of Regularization and Ensemble Modeling*. Available at SSRN 4960426. <https://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4960426>
- 45 Laktionova, T. M., Medvedev, V. V., Savchenko, K. V., Bigun, O. M., Sheiko, S. M., & Nakisko, S. G. (2010). Structure and usage guidelines for the database "Soil Properties of Ukraine" (Instruction). Kharkiv: Apostrof,
46. Fodor, N., Sándor, R., Orfanus, T., Lichner, L., & Rajkai, K. (2011). Evaluation method dependency of measured saturated hydraulic conductivity. *Geoderma*, 165(1), 60-68. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.004>
47. Mac Mahon, J., Knappe, J., & Gill, L. (2022). Percolation Testing of Soils for On-site Wastewater Treatment. Environmental Protection Agency, Ireland. Retrieved from https://www.epa.ie/publications/research/water/Research_Report-428.pdf
48. Leite, P. A., Di Prima, S., Schmidt, L. M., & Wilcox, B. P. (2024). A simple infiltrometer automated with a user-friendly pressure datalogger. *Vadose Zone Journal*, e20366. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20366>
49. Meissner, R., Rupp, H., & Haselow, L. (2020). Use of lysimeters for monitoring soil water balance parameters and nutrient leaching. In *Climate change and soil interactions* (pp. 171-205). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818032-7.00007-2>

The article was received by the editors 22.10.2024

The article is recommended for printing 25.11.2024