

КОМПЛЕКСНИЙ ПОКАЗНИК РАДІОЕКОЛОГІЧНОЇ КРИТИЧНОСТІ ТЕРИТОРІЙ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ: МЕТОДИКА ОЦІНКИ ТА КАРТОГРАФУВАННЯ

І.К. Швиденко¹, Т.Л. Кучма¹, Л.А. Райчук¹, Г.М. Чоботько¹,
І.М. Макдональд², Н.А. Барановська¹

¹Інститут агроєкології і природокористування НААН (м. Київ, Україна)

e-mail: favor09@ukr.net; ORCID: 0000-0002-6135-8968

e-mail: tanyakuchma@gmail.com; ORCID: 0000-0002-9328-5919

e-mail: edelvice@ukr.net; ORCID: 0000-0002-2552-4578

e-mail: chobotko@ukr.net; ORCID: 0000-0001-8228-4331

e-mail: baranovska23074@gmail.com; ORCID: 0009-0004-4391-7174

²Університет Форт-Гейс, кафедра сільського господарства (м. Гейс, Канзас, США)

e-mail: i_mcdonald@fhsu.edu; ORCID: 0000-0002-4515-3305

На основі критеріїв, що враховують як природні, так і антропогенні чинники, які впливають на радіоекологічну ситуацію в регіоні, розроблено складові елементи радіоекологічно-ландшафтної карти Полісся України. До основних елементів карти увійшли: радіоекологічні показники (щільність забруднення ґрунтів радіонуклідами), природні особливості території (типи ґрунтів, рослинний покрив, рельєф), а також кліматичні та гідрологічні умови. Такий підхід дає можливість комплексно оцінити екологічні ризики та визначити найбільш доцільні напрями використання земель для сільського й лісового господарств. Із урахуванням складових елементів інтегрованої радіоекологічно-ландшафтної карти Полісся України розроблено комплексний показник радіоекологічної критичності територій, який розраховується на основі переліку коефіцієнтів, що відображають складові карти і їх аналіз. Значення коефіцієнтів для окремих компонентів показника розподілені на кілька класів, що дає змогу врахувати різні рівні ризиків. Встановлено, що інтеграція наявних баз даних з адресними додатковими дослідженнями є оптимальним підходом для формування ефективного показника радіоекологічної критичності територій. Це зможе забезпечити більшу надійну оцінку ризиків та сприятиме розробці стратегії управління радіоекологічною безпекою на різних рівнях. Обґрунтовано необхідність інтеграції різних наборів даних, що включають локальні та глобальні ресурси, для формування комплексного підходу до оцінки радіоекологічної критичності. Такий підхід дасть можливість враховувати як локальні особливості території, так і більш масштабні тенденції. Доведено, що важливим є врахування обмежень кожного джерела даних. Зокрема, використання даних про річкові мережі, рельєф та тип ґрунтів допомагає покращити точність моделювання радіоекологічних процесів, як-от міграція радіонуклідів. Цей підхід також враховує дозоване навантаження на населення, яке є одним із ключових чинників оцінки екологічної безпеки території. Значення дозованого навантаження класифіковані за чотирма рівнями, що дає змогу оцінювати вплив радіоактивного забруднення на здоров'я місцевого населення та прогнозувати можливі ризики.

Ключові слова: радіоеколого-ландшафтне районування, екологічні ризики, дозоване навантаження, радіоекологічна безпека.

ВСТУП

За час, що минув із моменту аварії на Чорнобильській АЕС, ситуація в регіонах, які постраждали внаслідок радіоекологіч-

ного забруднення, істотно змінилась: площа забрудненої радіонуклідами території та рівні цього забруднення зменшилися, четверта зона радіоактивного забруднення була скасована [1; 2]. Усі ці обставини, поряд із наявними соціально-економічними потребами та викликами, а також зовніш-

німи чинниками, зокрема наслідками російської воєнної агресії та прагненням України до інтеграції в Європейський економічний простір, зокрема в контексті Європейського зеленого курсу, викликали гостру необхідність максимально можливого залучення радіоактивно забруднених сільськогосподарських земель до процесу аграрного виробництва. Прийняття відповідних управлінських рішень та розроблення стратегій розвитку як сільськогосподарського виробництва, так і постраждалого регіону загалом вимагає наявності актуальної інформації щодо рівнів забруднення території радіонуклідами. Однак, уже впродовж тривалого часу системного широкомасштабного радіоекологічного моніторингу не проводилось, і господарська діяльність подекуди ведеться із порушенням чинного законодавства.

Тому, незважаючи на тривалий період, що минув після аварії на ЧАЕС, необхідність радіоекологічного моніторингу не втрачає своєї актуальності. А картографічний метод як інструмент просторового моделювання залишається ключовим для достовірного радіоекологічного районування забрудненої території на основі сучасних даних моніторингу. Експериментально-практичне розроблення карт зонування як території Українського Полісся загалом, так і адміністративних районів окремо відповідно до класифікації ландшафтів за ступенем винесення радіонуклідів є потрібним не лише щодо застосування методів картографічного моделювання території, що зазнала радіаційного забруднення, а й щодо побудови типової картографічної моделі-зразка узагальнення радіоекологічної інформації. Вбачається, що одним із логічних та доцільних варіантів розв'язання такої проблеми є використання засобів дистанційного зондування землі (ДЗЗ) та ГІС-методів, які, крім усього іншого, дають можливість отримати результати за короткий термін та стосовно великих територій.

Отже, створена радіоекологічно-ландшафтна карта дасть змогу адекватно проводити оцінювання сучасної й прогнозової

радіоекологічної ситуації, а також оперативно розробляти системи заходів, які будуть спрямовані на поліпшення ситуації, вибір релевантних рішень щодо соціально-та економіко-екологічних проблем у регіоні й обґрунтування реалізації відповідних заходів у визначених на картах місцях. Побудова відповідної карти допоможе частково розв'язати проблему матеріальних затрат та часу, розширити можливості прогнозової оцінки радіоекологічної ситуації, а також охопити більші території з урахуванням даних із реципієнтів впливу радіоекологічного забруднення шляхом врахування дози внутрішнього опромінення населення.

З огляду на вищезазначене, першочерговою **метою дослідження** є розробка комплексного показника радіоекологічної критичності територій та його складових коефіцієнтів на основі обраних елементів інтегрованої радіоекологічно-ландшафтною карти Полісся України.

АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ І ПУБЛІКАЦІЙ

Радіоекологічно-ландшафтна карта є важливим інструментом для інформаційного забезпечення комплексного вирішення проблем оздоровлення довкілля, створення умов, сприятливих для життєдіяльності населення, а також для господарської реабілітації постраждалих унаслідок радіоактивного забруднення територій (Л.А. Райчук та співавт.) [2]. Розробка радіоекологічно-ландшафтною карти здійснюється з урахування карт, що дають змогу інтегрувати та узагальнити наявну інформацію з метою найбільшої точності результатів картування. Використання багаторівневих та багатошарових картографічних даних допомагає комплексно оцінити просторові зміни радіоекологічних показників, що є критично важливим для розробки стратегій екологічної безпеки та сталого розвитку територій, що зазнали радіоактивного забруднення [3].

Згідно з дослідженнями Б.С. Прістера, Т.Д. Лев, В.Д. Виноградської, М.М. Талерко, О.Г. Тищенко, В.Н. Піскун [4; 5] усі спроби попереднього картування радіоак-

тивно забруднених територій зводилось саме до фактологічного обстеження різними методами. Прогрес у цьому напрямі відбувався переважно до удосконалення інструментарію, а не самого підходу.

Одними з основних труднощів під час проведення подібного картування є те, що впродовж останніх десятиліть в Україні здійснювалась значна трансформація структури землекористування. Було ліквідовано багато великотоварних сільгосп-підприємств, сталася приватизація сільськогосподарських земель, розпаювання, значна частка продукції походить від дрібних приватних власників та особистих селянських господарств [6]. Все це ускладнює проведення радіоекологічного моніторингу.

Для попереднього визначення радіологічно критичних територій, які потребують здійснення комплексного радіоекологічного моніторингу, може слугувати доза внутрішнього опромінення населення як інтегральний показник радіологічного та соціально-економічного стану певного населеного пункту чи регіону. Зокрема, В. Ландіним із колегами [7; 8] було встановлено, що розподіл дози внутрішнього опромінення багатьох обстежених населених пунктів Українського Полісся набуває нових ознак і відбувається за іншим принципом залежно від особливостей формування дози внутрішнього опромінення. Однак масштабне дозиметричне обстеження, як і всі прямі вимірювання, є трудомістким і дороговартісним.

Отже, використання ДЗЗ та ГІС-технологій для моніторингу стану радіоекологічної критичності території значно спрощує проблему широкомасштабного радіологічного моніторингу місцевості.

Дослідження наслідків радіаційних аварій показали, що варіації в характеристиках ландшафту, як-от рельєф, типи ґрунтів та види рослинного покриву, а також особливості землекористування, істотно впливають на нерівномірний розподіл радіоактивного забруднення на землях, які використовуються в сільському господарстві. Це також позначається на рівнях

внутрішнього опромінення мешканців цих регіонів.

У 1979 р. А. Aarkrog [9] вперше розглянув дію екологічних чинників на поширення радіоактивного забруднення. Він запропонував концепцію радіоекологічної чутливості, яка допомагає оцінювати властивості об'єктів довкілля в умовах глобальних випадіння радіонуклідів, як-от ^{137}Cs і ^{90}Sr , у Данії та на Фарерських островах. Після аварії на ЧАЕС ця концепція стала основою для визначення та аналізу територій, де дози опромінення людей були вищими через вживання радіоактивно забруднених харчових продуктів, що відображено в низці міжнародних проєктів, як-от SAVE, RESTORE, SENSIB, а також програмах AMAP та AVAIL, присвячених арктичним екосистемам [9; 10]. Програма MAGATE EMRAS (робоча група 8) II представила концепцію екологічної чутливості, що враховувала сукупність відповідних чинників довкілля, та вказала, що ступінь цієї чутливості може істотно змінюватися залежно від короткострокових або середньострокових умов, які виникають під час розвитку радіаційних інцидентів [11].

Після аварії на ЧАЕС для визначення радіоекологічної чутливості територій використовувалася аналіз середньозважених доз внутрішнього опромінення з урахуванням властивостей ґрунтів. Дослідження науковців [1; 12] показали, що нерівномірність ґрунтових покривів і їх вплив на здатність радіонуклідів до міграції можуть істотно змінювати радіаційний фон на забруднених ділянках, як у бік посилення, так і в бік зниження ефекту щільності випадіння. У Волинській та Рівненській обл. навіть за порівняно низьких рівнях радіоактивного забруднення та значній віддаленості від джерела спостерігалися підвищені дози опромінення населення через накопичення ^{137}Cs у харчових продуктах, зокрема в молоці та картоплі, які є основними компонентами харчування місцевого населення.

Аналіз отриманих літературних даних свідчить про важливість попередньої оцінки географічних характеристик територій із застосуванням сучасних ГІС-технологій,

що дасть можливість отримати детальну просторово-часову картину розвитку радіаційної ситуації, враховуючи специфічні місцеві умови. Використання такого підходу є ключовим для прогнозування та мінімізації потенційних доз опромінення населення. А підхід до зонування територій після аварії на ЧАЕС, що базувався виключно на щільності радіоактивного забруднення ґрунтів, значно обмежував оцінку фактичного впливу на населення, оскільки не враховував дозу опромінення, спричинену споживанням місцевої продукції. Дослідження, присвячені подоланню наслідків аварії на ЧАЕС, підтвердили вагомість екологічних умов у визначенні рівня радіоактивного забруднення сільськогосподарської продукції [13]. Отримані результати було використано для радіоекологічної оцінки територій та виявлення зон з особливо високим дозованим навантаженням на населення.

РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

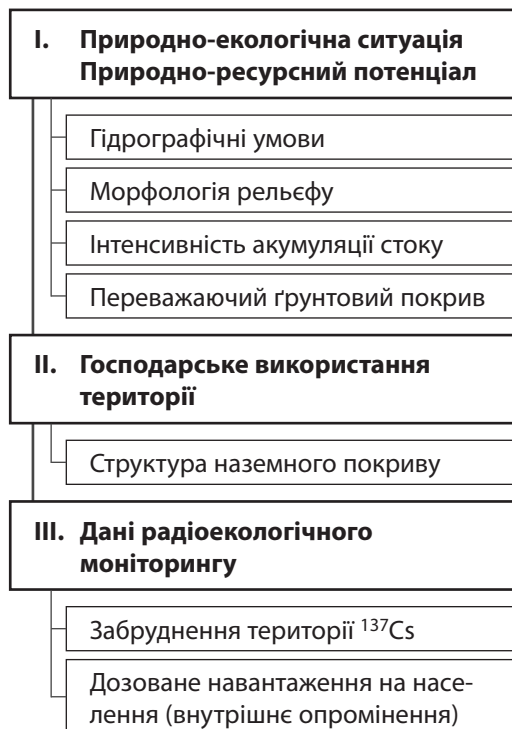
Розроблені складові елементи інтегрованої радіоекологічно-ландшафтної карти Полісся України обрані на основі критеріїв, що враховують як природні, так і антропогенні чинники, що впливають на радіоекологічну ситуацію в регіоні. До основних елементів карти увійшли: радіологічні показники (щільність забруднення ґрунтів радіонуклідами), ландшафтні особливості (типи ґрунтів, рослинний покрив, рельєф), а також кліматичні й гідрологічні умови. Такий підхід допомагає комплексно оцінити екологічні ризики та визначити найбільш доцільні напрями застосування земель для сільського й лісового господарств. Тому, розроблено інтегровану радіоекологічно-ландшафтну карту Полісся України, яка враховуватиме низку показників (*рис.*), що розділені на три блоки: природно-екологічна ситуація та природно-ресурсний потенціал, господарське використання територій та, звичайно, дані радіоекологічного моніторингу.

Відповідно до блоку I «Природно-екологічна ситуація та природно-ресурсний

потенціал» увійшла група показників, що визначає просторовий розподіл радіонуклідів, а також інтенсивність міграції радіонуклідів елементами екосистем, зокрема з ґрунту в рослини.

Гідрографічні умови характеризують напрям і швидкість руху радіонуклідів у водних системах. Зокрема, дослідження [14; 15] показали, що в умовах високої вологості та наявності потужних водотоків забруднення може швидко розповсюджуватися, а радіонукліди можуть накопичуватися у водних екосистемах, що збільшує ризик їх потрапляння в харчові ланцюги. Це особливо актуально для територій із розвинутою мережею річок та озер. У цій категорії чинників враховується також заболоченість місцевості, що істотно впливає на міграцію радіонуклідів.

Морфологія рельєфу відіграє важливу роль у розподілі та накопиченні радіонуклідів на територіях [16; 17]. Території з низь-



Попередня структура радіоекологічно-ландшафтної карти

ким, плоским рельєфом зазвичай сприяють акумуляції радіоактивних частинок, тоді як ділянки з більш крутим схилом можуть полегшувати їх змивання і перенесення до нижчих рельєфних форм. У такому контексті рельєф постає регулятором локалізації та інтенсивності забруднення і визначає ступінь неоднорідності радіоекологічного забруднення території навіть за однорідного початкового забруднення.

Інтенсивність акумуляції стоку визначає, як швидко і в якій кількості радіоактивні речовини можуть переміщуватися разом із поверхневим стоком залежно від особливостей рельєфу [14; 15]. Висока інтенсивність стоку може призводити до швидкого розсіювання радіонуклідів із місць первинного осадження, збільшуючи ризики забруднення прилеглих районів. Цей процес може бути посилений у випадках сильних опадів, які активізують ерозійні процеси і сприяють перенесенню радіоактивних матеріалів.

Переважаючий ґрунтовий покрив також має один із найбільш визначальних впливів на рівень радіоекологічної критичності території, оскільки характеризує рівні коефіцієнтів накопичення і переходу радіонуклідів з ґрунту в рослини, а також особливості міграції радіонуклідів по ґрунтовому профілю. Ґрунти з високим вмістом органічних речовин можуть інтенсивно акумулювати радіонукліди, тим самим мінімізувати можливість природного самоочищення ґрунту, водночас зменшуючи і рівень надходження забруднювачів у рослини. Типовими ґрунтами на Поліссі України є дерново-підзолисті, які є порівняно з незначним вмістом органічної речовини і вищою кислотністю. За даними досліджень [18], ці ґрунтові характеристики зумовлюють високий рівень переходу радіонуклідів у сільськогосподарську продукцію, що сприяє зростанню колективної внутрішньої дози опромінення місцевого населення.

Отже, ці природні чинники у сукупності мають визначати динаміку розповсюдження радіоактивних речовин та їх акумуляцію в екосистемах, що безпосередньо вплива-

тиме на вразливість територій до радіоекологічного забруднення та формування дозованих навантажень на населення.

У блоці II «Господарське використання території» структура наземного покриву є ключовим чинником у визначенні радіоекологічної критичності територій. Вона впливає на розподіл, інтенсивність накопичення та мобільність радіонуклідів, що безпосередньо виявляє рівні внутрішнього та зовнішнього опромінення населення в забруднених зонах. Врахування цих чинників є важливим для розробки заходів щодо зменшення радіоекологічних ризиків та захисту здоров'я місцевого населення.

Тип екосистеми відіграє вагоме значення у регулюванні процесів накопичення та міграції радіонуклідів. Наприклад, лісові екосистеми мають тенденцію до більш тривалої затримки радіоактивних речовин порівняно з відкритими полями або луками, завдяки густому підстилковому шару та високій біомасі рослинності, а також наявності грибів і лишайників. Лісовий покрив сприяє тривалому збереженню радіоактивних ізотопів у ґрунті та рослинних шарах, що може призводити до підвищених рівнів опромінення диких тварин та місцевого населення через харчові ланцюги [19]. Вид сільськогосподарської культури також є важливим чинником, що визначає рівень радіоекологічної критичності. Різні види культур мають різну здатність до накопичення радіонуклідів. Наприклад, картопля та інші коренеплоди мають високий коефіцієнт переходу радіонуклідів із ґрунту в рослини, що робить їх одними з основних дозоутворюваних продуктів для населення в радіоактивно забруднених зонах, як-от Полісся України [20]. Водночас зернові культури можуть мати нижчий рівень накопичення радіоактивних речовин [21]. Тип сільськогосподарської культури відіграє значну роль у накопиченні та розміщенні радіонуклідів. Наприклад, обробіток ґрунту для коренеплодів чи бульбоплодів, як-от картоплі, передбачає глибоке розпушування та активне залучення нижніх шарів ґрунту, що може призводити до посиленого переміщення радіонуклідів із

глибини до поверхні і навпаки [22]. Тоді як зернові колосові культури потребують менш інтенсивного обробітку ґрунту, що обмежує переміщення радіонуклідів у ґрунтового профілі. Мінімізація обробітку ґрунту в таких випадках може знижувати доступність радіонуклідів для кореневих систем рослин, що зменшує рівні їхнього накопичення в продуктах рослинного походження. Крім того, особливості обробітку ґрунту під певну культуру можуть впливати на структуру ґрунтового покриву і його здатність до акумуляції радіонуклідних випадіння. Наприклад, за вирощування багаторічних культур або лісових насаджень обробіток ґрунту мінімальний або зовсім відсутній, що сприяє збереженню стабільного ґрунтового покриву та зниженню ризику вертикальної міграції радіоактивних елементів [22]. Отже, різні агро-технічні методи впливають на доступність і мобільність радіонуклідів у ґрунті, що, своєю чергою, визначає рівні внутрішнього опромінення населення та можливі ризики для здоров'я.

Крім того, специфіка наземного покриву впливає на швидкість переміщення радіонуклідів між різними компонентами екосистеми. Рослинний покрив із високою біомасою та густотою допомагає ефективнішому поглинанню та утриманню радіоактивних частинок, що обмежує їх переміщення з вітровими або водними потоками. З іншого боку, на відкритих ділянках із низькою рослинністю відбувається швидке переміщення радіонуклідів у ґрунті та через поверхневий стік чи ерозію. Тому, все вищесказане підкреслює необхідність диференційованого підходу до управління сільськогосподарськими землями у радіоактивно забруднених регіонах.

Блок III «Дані радіоекологічного моніторингу» містить групу показників щодо забруднення навколишнього середовища радіонуклідами (в нашому випадку ^{137}Cs) та дозоване навантаження на населення (внутрішнє опромінення), оскільки саме ці показники відіграють вирішальну роль у визначенні рівня радіоекологічної критичності територій. ^{137}Cs є довгоживучим

і легко включається у харчові ланцюги, інтенсивно накопичується у рослинності та органах тварин, як наслідок потрапляє до організму людини через харчові продукти, що і призводить до внутрішнього опромінення населення [3].

Дозоване навантаження на населення від внутрішнього опромінення (в Україні дозиметричний контроль здійснюється саме за ^{137}Cs [23], як уже зазначалось, є саме по собі інтегральним показником радіоекологічної критичності території. Формування цього показника залежить не лише від рівня забруднення території радіонуклідом, але і від типу ґрунту, що переважає, доступних для використання екосистем (ліси, рілля, баштан тощо), особливостей раціону харчування, харчових звичок, економічного становища в регіоні та навіть рівня освіти не тільки місцевих мешканців населеного пункту загалом, але і окремих представників сімей [7]. Оцінка дозованого навантаження допомагає встановити, які групи людей найбільш ризикують через споживання забрудненої їжі чи води.

Отже, дані радіоекологічного моніторингу, зокрема рівень забруднення території ^{137}Cs та дозоване навантаження на населення, є фундаментальними чинниками у визначенні радіоекологічної критичності територій, що допомагає адекватно оцінити потенційні ризики та планувати ефективні заходи з управління і відновлення постраждалих екосистем. Дані моніторингу дають змогу виявити найбільш вразливі регіони та забезпечити своєчасне впровадження заходів захисту населення та навколишнього середовища. З огляду на ці аспекти, радіоекологічний моніторинг є необхідним інструментом для оцінки рівня радіоекологічної критичності територій.

У результаті аналізу методологічних підходів до розробки інтегрованого показника радіоекологічної критичності територій встановлено, що для ефективного картування радіоекологічних умов важливо використовувати вже існуючі дані з відкритих джерел, як-от OpenStreetMap, HydroSHEDS, Copernicus Land Monitoring

Service, і подібні. Це дасть можливість мінімізувати затрати на додаткові польові дослідження та гарантує оперативне оновлення інформації, зокрема для таких параметрів, як гідрографічні умови, морфологія рельєфу, типи ґрунтів і наземний покрив.

Використання глобальних баз даних, як-от SRTM, ASTER GDEM та Harmonized World Soil Database, є доцільним для отримання високоточної інформації про рельєф і ґрунтовий покрив, що особливо важливо для прогнозного картування та оцінки ризиків на територіях, забруднених радіонуклідами. Застосування цих даних дає змогу більш точно моделювати екологічні ризики та сприяти розробці заходів із радіоекологічної безпеки.

Обґрунтованою є необхідність інтеграції різних наборів даних, що включають локальні та глобальні ресурси, для формування комплексного підходу до оцінки радіоекологічної критичності територій. Такий підхід допоможе врахувати як локальні особливості, так і більш масштабні тенденції. Однак важливим є врахування обмежень кожного джерела даних. Наприклад, такі ресурси, як Copernicus DEM або USGS National Hydrography Dataset, мають високу точність, але обмежені територією Європи чи США. Це вимагає залучення альтернативних глобальних джерел даних для територій, які не охоплюються цими системами.

Отже, картування передбачає використання даних гідрографічних умов досліджуваної території та морфології її рельєфу, ґрунтового та рослинного покривів, рівня радіаційного забруднення ландшафту, дозованого навантаження на населення з остаточним встановленням рівня радіоекологічної критичності ландшафту. Тобто оцінку рівня радіоекологічної критичності території потрібно проводити з застосуванням комплексного інтегрального показника, що є відображенням сукупної дії внесків екологічних характеристик, представлених у використаних тематичних картах. До того ж агроландшафт розглядається як єдине ціле, тобто як система природних екосистем та агроекосистем, які перебува-

ють у взаємозв'язку і впливають одна на одну.

З огляду на вищесказане, на основі результатів власних багаторічних досліджень та загальнодоступних опублікованих даних щодо рівнів радіоактивного забруднення території Українського Полісся, сільськогосподарської продукції, отриманої в регіоні, і відповідних коефіцієнтів переходу, нами розроблено комплексний показник рівня радіоекологічної критичності території, який розраховується на основі переліку коефіцієнтів, які відображають складові карти і їх аналіз:

$$R_c = R_d \times S_l \times R_a \times S_o \times S_c + P_t \times P_c \times D_y \times D,$$

де R_c — рівень радіоекологічної критичності території; R_d — коефіцієнт гідрографічних умов (відстань від водойми); S_l — коефіцієнт морфології рельєфу території (крутизна схилу); R_a — коефіцієнт інтенсивності акумуляції стоку; S_o — коефіцієнт ґрунтового покриву, що переважає; S_c — коефіцієнт забруднення території ^{137}Cs ; P_t — коефіцієнт наземного покриву території; P_c — коефіцієнт рівня забруднення ландшафту; D_y — дозоване навантаження населення; D — коефіцієнт рівня дозованого навантаження.

Значення коефіцієнтів для окремих компонентів показника розподілені на кілька класів, що дає можливість врахувати різні рівні ризиків. Наприклад, гідрографічні умови (R_d), а саме віддаленість досліджуваної території від водойми, визначають, використавши базу загальнодоступних картографічних даних. Отриманим даним присвоюють значення відповідних розроблених коефіцієнтів (табл. 1).

Таблиця 1. Значення коефіцієнта гідрографічних умов (відстань від водойми, R_d)

Характеристика	Значення характеристики	Коефіцієнт R_d
Відстань від водойми	Клас 1 — 0–500 м	1,3
	Клас 2 — >500 м	1

Морфологія рельєфу (S_f) оцінюється за п'ятьма класами, починаючи від рівнинних ділянок до крутих схилів (табл. 2).

Інтенсивність акумуляції стоку (R_a) класифіковано за трьома класами, що включають високу, середню та низьку інтенсивність (табл. 3).

Ґрунтовий покрив (S_o) доцільно визначати за результатами досліджень, які представлені у публічній кадастровій карті України, відповідно до генетичної класифікації ґрунтів (картою передбачене врахування 77 типів ґрунту з відповідними коефіцієнтами) [24].

На основі загальнодоступних даних Національного атласу України встановлено рівні забруднення території ^{137}Cs (S_c) (табл. 4). На цьому етапі можливе використання даних математичного моделювання або ж фактичних результатів радіологічних досліджень.

Для визначення типу наземного покриття (P_t) потрібно використовувати загальнодоступні супутникові дані, до прикладу із порталу The Copernicus Global Land Service (CGLS), позначивши кодом та присвоївши відповідні коефіцієнти, що відповідають певним екологічним характеристикам. Окрім того, враховані такі типи рослинності (табл. 5): чагарники, трав'яна рослинність (луки), сільськогосподарські угіддя, забудована територія (урботериторія), відкритий ґрунт / нещільна рослинність, водні об'єкти, водно-болотні угіддя, густий хвойний ліс (проективне покриття кронами дерев $>70\%$), густий широколистяний ліс (проективне покриття кронами дерев $>70\%$), хвойний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев $15-70\%$), широколистяний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев $15-70\%$), мішаний ліс.

Відповідно до рівня антропогенного навантаження на ландшафти (P_c) присвоюють певні коефіцієнти. Інтенсивність експлуатації ландшафтів (екосистем) визначається наявністю проведення агрохімічних, агротехнічних і меліоративних заходів (рілля), поліпшенням (луки і пасовища), удобренням, використанням продукції лі-

Таблиця 2. Значення коефіцієнта морфології рельєфу (S_f)

Характеристика	Значення характеристики	Коефіцієнт S_f
Крутизна схилу	Клас 1 — $0-1^\circ$	1
	Клас 2 — $1-5^\circ$	0,9
	Клас 3 — $5-20^\circ$	0,8
	Клас 4 — $20-40^\circ$	0,6
	Клас 5 — $>40^\circ$	0,3

Таблиця 3. Значення коефіцієнта інтенсивності акумуляції стоку (R_a)

Характеристика	Значення характеристики	Коефіцієнт R_a
Інтенсивність акумуляції стоку	Клас 1 — висока	3
	Клас 2 — середня	1,4
	Клас 3 — низька	0,3

Таблиця 4. Значення коефіцієнта забруднення території ^{137}Cs (S_c)

Рівень забруднення території ^{137}Cs , $\text{кБк}/\text{м}^2$, відповідно до легенди карти	Коефіцієнт S_c
<2	1,0
2–4	1,1
5–10	1,4
11–20	2,3
21–40	7,1
41–100	10,3
101–185	15,8
186–555	25,6
556–1480	48,6
>1480	73,5

сового походження (деревина, дикорослі гриби та ягоди, лікарська сировина, дичина) (табл. 6).

Дозоване навантаження населення досліджуваної території (D_y) визначено за загальнодоступними даними Загальнодозиметричної паспортизації в населених пунк-

Таблиця 5. Значення коефіцієнта типу наземного покриття (P_t)

Код	Тип наземного покриття	Коефіцієнт P_t
20	Чагарники	1,3
30	Трав'яна рослинність (луки)	1,6
40	Сільськогосподарські угіддя	1,5
50	Забудована територія (урботериторія)	1,0
60	Відкритий ґрунт / рідка рослинність	1,2
80	Водні об'єкти	1,0
90	Водно-болотні угіддя	1,7
111	Густий хвойний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%)	2,0
112–114	Густий широколистяний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%)	1,9
121	Хвойний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15–70%)	1,8
122	Широколистяний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15–70%)	1,6
115, 116, 125, 126	Мішаний ліс	1,7

Таблиця 6. Значення коефіцієнта рівня антропогенного навантаження (P_c)

Код	Досліджувані ландшафти чи їх елементи	Коефіцієнт P_c
20	Чагарники, сади	0,9
30	Трав'яна рослинність (луки, пасовища)	1,3
40	Сільськогосподарські угіддя	0,8
60	Відкритий ґрунт / рідка рослинність	1,1
80, 90	Водно-болотні угіддя	2,8
111	Густий хвойний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%)	3,3
112 – 114	Густий широколистяний ліс (проективне покриття кронами дерев >70%)	2,9
121	Хвойний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15–70%)	2,9
122	Широколистяний ліс, рідколісся (проективне покриття кронами дерев 15–70%)	2,4
115, 116, 125, 126	Мішаний ліс	2,6

тах України [25]. Використовують дані по найближчому населеному пункту.

Коефіцієнт дозованого навантаження на населення визначається 4-ма позиціями (табл. 7).

Варто зазначити, що радіоекологічне районування та відповідне картографування агроландшафтів має передбачати ландшафтний підхід з інтегруванням даних низки тематичних карт за принципом сітки

Таблиця 7. Значення коефіцієнта дозованого навантаження на населення (D)

Рівень дозованого навантаження на населення, мЗв/рік	Коефіцієнт D
>5	2,8
1–5	1,9
0,1–1,0	1,1
<0,1	1,0

(радіоекологічні чинники мають бути подані в комірках регулярної сітки залежно від обраного масштабу простору). Інформація щодо відповідної характеристики територій представлена картографічними даними із відкритих джерел інформації з метою економії часу і ресурсів на їх отримання. Однак для локального рівня потрібна передбачена можливість використання даних безпосередніх вимірювань чи математичного моделювання.

ВИСНОВКИ

Проведене дослідження доводить, що розробка інтегрованої радіоекологічно-ландшафтної карти Полісся України на основі комплексного показника радіоекологічної критичності є ключовим інструментом для оцінки та прогнозування динаміки радіоекологічного забруднення в регіоні. Інтеграція природних (грунтовий покрив, гідрологія, рельєф) та антропогенних (сільськогосподарське використання, дозоване навантаження тощо) чинників допомогла створити багатошарову модель, яка не лише відображає поточний стан території, але й визначає зони підвищеного ризику для населення та агроєкосистем.

Важливим результатом є обґрунтування необхідності використання відкритих

геопросторових даних (Copernicus, SRTM, Harmonized World Soil Database тощо) у поєднанні з локальними радіометричними вимірюваннями. Такий підхід значно знижує витрати на моніторинг і забезпечує оперативне оновлення інформації, що особливо актуально в умовах обмежених ресурсів післявоєнного відновлення. Встановлено, що традиційне зонування, засновано виключно на щільності забруднення ґрунтів, недостатньо для повноцінної оцінки ризиків, оскільки не враховує ландшафтну міграцію радіонуклідів та їх накопичення в харчових ланцюгах.

Розроблений комплексний показник радіоекологічної критичності демонструє чутливість до змін у структурі землекористування, що дає можливість прогнозувати наслідки рекультивації забруднених земель або їх виведення з сільськогосподарського обігу.

Отримані результати підтверджують ефективність застосування ГІС-методів і дистанційного зондування для радіоекологічного моніторингу великих територій. Запропонована методологія дає змогу не лише ідентифікувати критичні ділянки, але й оптимізувати управлінські рішення щодо реабілітації земель з урахуванням європейських стандартів екологічної безпеки. Це становить наукову основу для подальших досліджень із моделювання радіонуклідного переносу в різних сценаріях кліматичних змін та антропогенного навантаження.

Тому, ця робота є внеском у розвиток радіоекології та практичне впровадження геоінформаційних технологій для забезпечення сталого розвитку постраждалих від радіаційного забруднення регіонів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. (б. д.). *Національна доповідь України. Радіоекологічні наслідки. Динаміка радіоактивного забруднення наземних екосистем та ефективність захисних заходів. Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього*. URL: <https://komekolog.rada.gov.ua/uploads/documents/36564.pdf>.
2. Чоботько, Г. М., Райчук, Л. А., Швиденко, І. К., Уманський, М. С., & Лях, С. В. (2022). *Методичні рекомендації щодо оцінки можливості повернення радіоактивно забруднених земель Українського Полісся в сільськогосподарське виробництво*. Київ: ДІА.
3. Кучма, Т. Л., Райчук, Л. А., & Швиденко, І. К. (2021). Радіоекологічне районування ландшафтів як різновид прогнозного радіоекологічного моніторингу. *Грааль науки*, 4, 166–172. DOI: <https://doi.org/10.36074/grail-of-science.07.05.2021.030>.

4. Лев, Т. Д., Пристер, Б. С., Виноградська, В. Д., Тищенко, О. Г., & Піскун, В. Н. (2018). Басейно-ландшафтний принцип в оцінюванні ступеня радіоекологічної критичності території України. *Український географічний журнал*, 4(104), 49–58. DOI: <https://doi.org/10.15407/ugz2018.04.049>.
5. Пристер, Б. С., Барбашев, С. В., Виноградская, В. Д., & Тищенко, О. Г. (2013). Комплексное радиоэкологическое районирование территории в целях усовершенствования систем контроля, мониторинга и аварийного реагирования в зонах влияния АЭС. *Проблеми безпеки атомних електростанцій і Чорнобиля*, 21, 74–82. URL: <http://jnas.nbuv.gov.ua/article/UJRN-0000140526>.
6. Паньковська, Г. П., Райчук, Л. А., & Качур, Д. (2010). Сучасні пріоритети розвитку аграрного виробництва на радіоактивно забруднених територіях Українського Полісся. *Екологічні проблеми сільськогосподарського виробництва* (с. 187–189). Київ: ІА УААН.
7. Chobotko, H., Raichuk, L., Cherniavskiy, A., Liubashenko, N., & McDonald, I. (2019). Complex analysis and mathematical modeling of the internal exposure dose of the Ukrainian Polissya rural population. *Nuclear Physics and Atomic Energy*, 20(4), 397–404. DOI: <https://doi.org/10.15407/jnpae.2019.04.397>.
8. Landin, V., Chobotko, H., & Raichuk, L. (2020). The formation of current internal exposure doses of the Ukrainian Polissia rural population. *Ukrainian Journal of Ecology*, 10(6), 249–254. DOI: https://doi.org/10.15421/2020_290.
9. Aarkrog, A. (1979). *Environmental studies on radioecological sensitivity and variability with special emphasis on the fallout nuclides ^{90}Sr and ^{137}Cs* (Report No. Riso-R-437, Part 1). Riso National Laboratory.
10. Howard, B. J. (2000). The concept of radioecological sensitivity. *Radiation Protection Dosimetry*, 92(1–3), 29–34. URL: https://www.academia.edu/19144532/The_Concept_of_Radioecological_Sensitivity.
11. International Atomic Energy Agency. (2013). *Environmental sensitivity in nuclear emergencies in rural and semi-natural environments (IAEA–TECDOC–1719)*. URL: https://www-pub.iaea.org/MTCD/Publications/PDF/TE-1719_web.pdf.
12. Виноградська, В. Д. (2014). Прогнозування забруднення сільськогосподарської продукції ^{137}Cs з використанням моделі поведінки радіонукліду в системі «грунт — рослина». *Вісник Житомирського національного агроекологічного університету*, 2(1), 13–20. URL: [http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vzhnau_2014_2\(1\)_4](http://nbuv.gov.ua/UJRN/Vzhnau_2014_2(1)_4).
13. Пристер, Б. С. (2008). *Проблеми сільськогосподарської радіоекології та радіобіології при забрудненні навколишнього середовища молодий суміш продуктів ядерного поділу*. Чернівці.
14. Шевченко, О. Л., & Акініф'єв, Г. О. (2020). Генералізація чинників залучення радіонуклідів до водної міграції. *Геомілія техногенезу*, 31, 41–52.
15. Шевченко, О. Л., & Бублясь, В. М. (2013). Роль западинного мікрорельєфу та інших чинників у формуванні водного виношення радіоактивного стронцію. *Збірник наукових праць УкрДГРІ*, 3, 84–97.
16. Пазинич, Н. В., & Філіпович, В. Є. (2014). Аналіз впливу рельєфу на поверхневий перерозподіл радіонуклідів територій, що зазнали радіаційного забруднення (на прикладі зон відчуження атомних електростанцій Чорнобиль і Фукусіма–1). *Ukrainian Journal of Remote Sensing*, 3, 40–43.
17. Паренюк, О., Рубан, Ю., Нестерова, Н., & Шаванова, К. (2020). Вплив рельєфу на формування дозового навантаження на АЕС *Cryptomeria japonica*, сформованого внаслідок аварії на АЕС Фукусіма-1. *Науковий вісник Східноєвропейського національного університету імені Лесі Українки. Сер.: Біологічні науки*, 2(390), 45–49. DOI: <https://doi.org/10.29038/2617-4723-2020-390-2-45-49>.
18. Громик, О. М. (2012). Вміст радіонуклідів у ґрунтах Західного Полісся (на прикладі Маневицького та Любешівського адміністративних районів). *Географія та туризм*, 18, 301–308.
19. Краснов, В. П., Орлов, А. А., Бузун, В. А., Ландін, В. П., & Шелест, З. М. (2007). *Прикладна радіоекологія лісу Полісся*.
20. Перцьовий, І. В. (2013). Формування дози внутрішнього опромінення сільського населення, що проживає на радіоактивно забруднених територіях лісостепової. *Агробіологія: Збірник наукових праць*, 10(100), 44–47.
21. Розпутний, О. І., Перцьовий, І. В., Скиба, В. В., & Герасименко, В. Ю. (2016). Радіоекологічна ситуація на присадибних ділянках південної частини Київської області у віддалений період після Чорнобильської катастрофи. *Вісник ЖНАЕУ*, 1(55), 101–109.
22. Ткачук, В. П., & Ковальов, В. Б. (2018). Вплив механічного обробітку та удобрення на міграцію радіоцезію в орному шарі дерново-підзолистого ґрунту. *Агропромислове виробництво Полісся*, 11, 110–113.
23. Ліхтарьов, І. А., Ковган, Л. М., Іванова, О. М., Масюк, С. В., Чепурний, М. І., Бойко, З. Н., ... Губіна, І. Г. (2016). Загальнодозиметрична паспортизація населених пунктів України та реконструкція індивідуалізованих доз суб'єктів державного реєстру України осіб, які постраждали внаслідок Чорнобильської катастрофи (досвід, результати та перспективи). *Журнал НАМН України*, 22(2), 208–221. URL: http://www.irbis-nbuv.gov.ua/cgi-bin/irbis_nbuv/cgiirbis_64.exe?C21COM=2&I21DBN=UJRN&P21DBN=UJRN&IMAGE_FILE_DOWNLOAD=1&Image_file_name=PDF/jnamnu_2016_22_2_11.pdf.
24. Raichuk, L., Kuchma, T., Shvydenko, I., Chobotko, H., Umanskiy, M., & Baranovska, N. (2025). Components of the comprehensive radioecological criticality index (RECI) for territories [Data set]. *Zenodo*. DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.15133442>.
25. International Atomic Energy Agency (IAEA). (2012). *Загальнодозиметрична паспортизація та результати ЛВЛ моніторингу в населених пунктах України, які зазнали радіоактивного забруднення після Чорнобильської катастрофи. Дані за 2011 р. Збірник 14*. Київ. URL: https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/52/022/52022270.pdf.

Стаття надійшла до редакції журналу 25.02.2025