

УДК 631.4:[551.4+528.9]:502.3/7:004.942

DOI <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2024.eco.4-55.35>

РОЗРОБКА ЕЛЕМЕНТІВ АДАПТИВНОГО МОНІТОРИНГУ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ НА МОДЕЛЬНИХ ЗАСАДАХ

Федоряк М.М.¹, Черлінка Л.В.², Черлінка В.Р.^{3,4},
Москалик Г.Г.¹, Легета У.В.¹, Жук А.В.¹,
Ситнікова І.О.¹, Москалик І.М.¹, Курищук А.Д.²

¹Навчально-науковий інститут біології, хімії та біоресурсів
Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича
вул. Коцюбинського, 2, 58012, м. Чернівці

²ГО ТГЗБ «Терра»

пров. Смотрицький, 8, 58009, м. Чернівці

³Institute of Geography, Pavol Jozef Šafárik University in Košice
Jesenná 5, 04001, Košice, Slovakia

⁴EOS Data Analytics

800 W El Camino Real, Mountain View, CA, 94040, USA

m.fedoriak@chnu.edu.ua, g.moskalyk@chnu.edu.ua,

u.legeta@chnu.edu.ua, a.zhuk@chnu.edu.ua,

i.sytnikova@chnu.edu.ua, liubov.cherlinka@gmail.com,

vasyl.cherlinka@upjs.sk, vasy.cherlinka@eosda.com

Запропоновано метод отримання високоякісної гідрологічно-коректної та екологічно відповідної цифрової моделі рельєфу, яка є базисом для подальшого різнопланового моделювання. Для заповнення прогалів у ґрунтовій карті та нівелювання наявних помилок у картографічних матеріалах розроблено і апробовано інноваційний спосіб картографічного прогнозного моделювання для суміжних територій, де відсутня або недостатня інформація про ґрунтовий покрив. В цьому підході використовуються 14 типів предикативних алгоритмів, зокрема алгоритм Random Forest, який показав найкращі результати для симуляції. Також досліджено ефективність моделі водної ерозії SIMWE для більш точної оцінки ерозійних явищ. Це важливо для розробки системи протиерозійних заходів на вищому рівні та оцінки різних сценаріїв та стратегій боротьби з ерозійними процесами. Додатково проведено прогнозне моделювання та картографування рівноважної щільності ґрунтів на основі розробленої педотрансферної моделі, що дозволяє оцінювати потенційну динаміку екологічних функцій ґрунтів в умовах посиленого антропогенного навантаження та ризиків втрати продуктивності ґрунтового покриву. Крім того, здійснено модельну реалізацію секвестрації Карбону за різними сценаріями збільшення надходження органічної речовини до ґрунтів. Виявлено, що навіть провідних практик землекористування часто недостатньо для нейтралізації розкладу органічного Карбону в ґрунтах. Тому для таких ареалів важливо приділити увагу прогресивним видам агротехніки та консерваційним практикам. Нарешті, розроблено картографічну методику визначення площ забруднення ґрунтів важкими металами та іншими поллютантами з урахуванням місцевих особливостей території. Цей підхід дозволяє передбачити ареали концентрацій забруднення на основі сукупності горизонтальної та вертикальної кривизн топографічної поверхні. *Ключові слова:* адаптивний моніторинг, екосистемні послуги, моделювання, ЦМР, предикативні алгоритми, ерозія, щільність ґрунту, секвестрація карбону.

Development of elements of adaptive monitoring of ecosystem services on a model basis. Fedoriak M., Cherlinka L., Cherlinka V., Moskalyk H., Legeta U., Zhuk A., Sytnikova I., Moskalyk I., Kuryshchuk A.

A method of obtaining a high-quality hydrologically correct and ecologically appropriate digital elevation model is proposed, which is the basis for further multi-faceted modeling. To fill the gaps in the soil map and level existing errors in the cartographic materials, an innovative method of cartographic predictive modeling was developed and tested for adjacent territories where there is no or insufficient information about the soil cover. This approach uses 14 types of predicative algorithms, in particular the Random Forest algorithm, which showed the best results for the simulation. The effectiveness of the SIMWE water erosion model for a more accurate assessment of erosion phenomena was also investigated. This is important for the development of a system of anti-erosion measures at the highest level and the evaluation of different scenarios and strategies for combating erosion processes. In addition, predictive modeling and mapping of the equilibrium density of soils was carried out based on the developed pedotransfer model, which allows evaluation of the potential dynamics of ecological functions of soils in conditions of increased anthropogenic load and risks of loss of soil cover productivity. In addition, a model implementation of carbon sequestration was carried out under various scenarios of increasing the supply of organic matter to the soil. It has been found that even leading land use practices are often insufficient to neutralize the decomposition of organic carbon in soils. Therefore, it is important to pay attention to progressive types of agricultural technology and conservation practices for such habitats. Finally, a cartographic method for determining the areas of soil contamination by heavy metals and other pollutants was developed, taking into account the local features of the territory. This approach allows predicting areas of pollution concentrations based on the combination of horizontal and vertical curvatures of the topographic surface. *Key words:* adaptive monitoring, ecosystem services, modeling, DEM, predictive algorithms, erosion, soil density, carbon sequestration.

Постановка проблеми. Ряд досліджень самої концепції моніторингу як такого, виділяють три основні проблеми, які перешкоджають його ефективності, зокрема: хибні рушійні сили (радше політичні рішення, ніж наукові); невдалий початковий дизайн; відсутність чіткості щодо цілей і компонентів [1, 2]. Знайденим рішенням даних проблем є створення так званого «адаптивного моніторингу», пов'язаного із екосистемними послугами. Відповідно, розробка методологічної основи для здійснення адаптивного просторового, багатопланового та різномасштабного моніторингу екосистемних послуг, є необхідним елементом, який дозволить охопити весь діапазон мінливості соціоecологічних систем в умовах агроландшафтів з різними фізичними властивостями за дії чинників соціальної та екологічної природи. Водночас такий підхід мінімізує ризики щодо згаданих базових проблеми, які перешкоджають ефективності моніторингу.

Актуальність дослідження. Необхідність слідування парадигмі адаптивного моніторингу явно назріла і якісна реалізація окремих положень вирішить багато проблем, які підірвали попередні спроби встановити довгострокові дослідження та моніторинг. Адаптивна структура моніторингу дозволяє програмам моніторингу розвиватися ітеративно, коли з'являється нова інформація та змінюються питання дослідження [1]. При цьому надзвичайно високу роль відіграють ґрунти, які є серцем наземних екосистем і мають вирішальну роль у їх функціонуванні.

Екосистемні послуги (ЕП) тісно пов'язані із властивостями ґрунтів і якщо раніше більшість досліджень зосереджені на забезпеченні та регулюванні ЕП, що стосуються фізико-хімічних властивостей ґрунтів, то в останні десятиліття значна увага звертається на вивчення регулюючих послуг, таких як поглинання Карбону ґрунтами, а відтак регулювання клімату та газообміну [3, 4]. Саме тому вивчення окремих аспектів системи ҐРУНТ-ЕП, зокрема моделювання секвестрації Карбону на різних типах агроландшафтів, моделювання ерозійно-денудаційних процесів для оцінки потенційного зниження стійкості агроecосистем, картографічне моделювання континуального розподілу щільності ґрунтів та розробка методики визначення ареалів потенційного забруднення ґрунтів можуть бути використані у розробці місцевої та національної політики та програми використання та управління природними ресурсами, що є, безмовно, необхідним та актуальним.

Зв'язок авторського доробку із важливими науковими та практичними завданнями.

Деградація ґрунтів в Україні – серйозна екологічна проблема та загроза для надання ними якісних екосистемних послуг [5]. Серед основних аспектів деградації ґрунтів науковці наводять: ерозію, забруднення, дефляцію органічної речовини, ущільнення ґрунтів тощо. Інтенсивний обробіток сильнозмитих

ґрунтів приречені на цілковиту деградацію [6]. Для вирішення окресленої проблеми ґрунтів необхідні комплексні заходи. Розглядається можливість [7] виведення таких угідь із постійного землекористування та формування агрофітоценозів на основі багаторічних енергетичних культур. У наведеному дослідженні пропонується метод моделювання, який дозволяє детально як аналізувати наявні показники, так і прогнозувати вплив різних факторів на ґрунти та розробляти оптимальні стратегії для їх збереження та відновлення.

Розв'язанню наведених актуальних завдань у науковому і практичному плані і присвячені як попередні, так і поточне дослідження, яке виконувалося на базі кафедри екології та біомоніторингу Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича в межах науково-дослідної роботи № 51.803 «Моніторинг і оптимізація екосистемних послуг в умовах деструктивних агровиробничих впливів на засадах концепції соціоecологічної системи» (2022–2024 рр.), зареєстрованої Українським інститутом науково-технічної експертизи та інформації (державний реєстраційний номер 0122U001217), відповідно до: наказу МОН України від 29.12.2021 № 1461 «Про затвердження переліку проєктів фундаментальних і прикладних досліджень та науково-технічних (експериментальних) розробок закладів вищої освіти та наукових установ на 2022 рік, що належать до сфери управління Міністерства освіти і науки України, з експертними оцінками, отриманими за результатами проведення наукової і науково-технічної експертизи», наказу МОН України від 21.01.2022 № 50 «Про обсяги фінансування наукових досліджень і розробок та фінансової підтримки наукових об'єктів, що становлять національне надбання, на 2022 рік за КПКВК 2201040, наказу МОН України від 31.01.2022 № 77 «Про формування тематичних планів наукових досліджень і розробок закладів вищої освіти та наукових установ на 2022 рік, рішення Науково-технічної ради ЧНУ (протокол № 1 від 26.01.2022 р.); наказу по Чернівецькому національному університету імені Юрія Федьковича від 27.01.2022 р. № 33 «Про затвердження переліку нових держбюджетних тем, що розпочинаються у 2022 р.».

Аналіз останніх досліджень і публікацій. Рівноважну щільність ґрунтів оцінюють як найбільш узагальнюючий параметр фізичних властивостей ґрунтів та використовують як індикатор змін фізичного стану ґрунту. Безпосереднє вимірювання щільності залежно від країни, досить широко використовується в сільськогосподарських дослідженнях для визначення ущільнення ґрунтів насамперед ріллі, що спостерігається при різних системах обробки ґрунту. Загалом ця проблема стоїть досить гостро як в Україні [8], так і в інших країнах [9, 10]. Проблема агрофізичної деградації ґрунтів, поряд з іншими її видами, несе загрозу сталому використанню ґрун-

тів та виконання ними своїх глобальних функцій. Практичне значення щільності пов'язане найперше з продуктивністю сільськогосподарських культур, які вимагають певного екологічного оптимуму ґрунтових умов і ґрунтових показників. Відхилення від оптимуму щільності лімітує засвоюваність нутрієнтів рослинами [11, 12].

Не менш важливим щодо практичного використання показника щільності є моніторинг секвестрації/емісії Карбону ґрунтами, що контролюється через визначення запасів Карбону у ґрунтах [13]. Такі підрахунки ведуться для певної площі з використанням власне вмісту Карбону, потужності генетичних горизонтів чи шарів ґрунту та щільності ґрунту [12, 14, 15]. При однаковому вмісті Карбону у ґрунтах, але різній їх щільності запаси Карбону будуть істотно відрізнятися. В моніторингу нейтрального рівня деградації ґрунтів виявлено, що зменшення власне вмісту органічного Карбону супроводжується зменшенням пористості ґрунтів, їх водоутримуючої здатності, пришвидженням ерозії.

Велику роль у плануванні обсягів виробництва та моніторингу за зміною ґрунтових показників належить польовим ґрунтовим обстеженням. Але в Україні, у п'ятирічному циклі досліджуються тільки основні агрохімічні параметри (вміст NPK, гумусу і рН), а інші показники, у т.ч. і щільність ґрунтів аналізуються час від часу, або взагалі не досліджуються [16–18]. Тому одним із завдань дослідження є розробка методології підбору адекватної моделі рівноважної щільності на основі скінченого набору параметрів та створенні континуальних карт цього показника для практичних потреб, зокрема оцінки деградаційних ризиків, оцінки запасів Карбону у ґрунтах і, в результаті цього, забезпечення сталого менеджменту землекористування на різних рівнях.

Величезна увага в світі прикута до потенціалу зв'язування Карбону ґрунтами сільськогосподарських ландшафтів, як одного з найбільш рентабельних з екологічної точки зору рішень для пом'якшення наслідків зміни клімату та адаптації до нього [19, 20]. Однак реалізація цього потенціалу залежить від створення ефективних механізмів моніторингу, звітності та перевірки змін в запасах органічного карбону ґрунтів [21]. У будь-якому разі, перший крок – це ініційована під егідою ФАО програма створення Глобальної карти потенціалу секвестрації органічного карбону на основі мережі національних карт [22]. Методи сталого управління ґрунтами, які розглядаються в рамках цього підходу, безпосередньо переводяться в три рівні надходження Карбону до ґрунту. Вони визначаються у відсотках збільшення знаходження Карбону відносно до звичайного сценарію землекористування. Використання заздалегідь визначених відсоткових показників при збільшенні обсягу надходження Карбону (Low/SSM1 – 5%, Medium/SSM2 – 10%, High/SSM3 – 20%) забезпечує застосування моделі RothC [23–25].

Очолує перелік деструктивних явищ щодо ґрунту водна та вітрова ерозія. Виникнення та розвиток процесів водної ерозії – одна з найактуальніших проблем для довкілля України. Ерозія – провідний чинник втрати родючого шару ґрунту, тобто його деградації як природно-економічного ресурсу. Вона є актуальною навіть для відносно посушливих районів, оскільки зливовий характер опадів передбачає моментальне виникнення тимчасових водних потоків, які зумовлюють виникнення лінійних ерозійних елементів. Проведений ґрунтознавцями України детальний аналіз засвідчив, що сукупність негативних факторів має позитивну динаміку [16]. Натурні обстеження в польових умовах попри очевидні переваги, мають величезний недолік – високу вартість як фінансову, так і часову. Тому використання сучасних способів діагностики, моніторингу та моделювання ерозійних явищ – це практично єдиний вихід із ситуації, яка склалася [26–28]. Акцент на запобіжні заходи з адекватними відповідями ризикам можливий за умов використання сучасних методів аналізу причинно-наслідкових взаємодій, які відбуваються у системі рельєф-ґрунт-вода. Практично єдиний засіб вирішення подібних завдань – це геоінформаційні системи, до яких входять і певні інструменти моделювання. Останні реалізують схеми поведінки та взаємодії факторів ерозійної небезпеки ґрунтоучись, залежно від складності, на більшу чи меншу кількість фізичних законів. Відповідно, точність передбачених ерозійних процесів і ареалів їх поширення визначатиметься базовою моделлю, форма і сутність якої повинна якнайкраще відповідати прикладним завданням землеустрою. Актуальна вимога до моделі – це її відносна простота та швидкість опрацювання даних, що надважливо для практики [29]. У дослідженнях водної ерозії ґрунтів і деградації внаслідок цього впливу земельних ресурсів рельєф загалом відіграє важливу роль. Тому в цій галузі розроблялися вагомні фізико-математичні моделі як емпіричного, так і теоретичного характеру [30–32]. Фундамент сучасних досягнень у сфері поєднання ерозійних моделей з геоінформаційними системами вже закладено, а ці результати є теоретичною основою для практичної реалізації просторового аналізу та моделювання. Вони також надають додаткову інформацію для правильного використання земельних ресурсів у районах поширення водної ерозії, мінімізації втрати земель сільськогосподарського призначення та обрання найефективніших протиерозійних заходів, незалежно від типу господарств.

Величезна кількість забруднюючих речовин різного роду має високу рухливість за рахунок міграції в розчиненому вигляді або адсорбованих на поверхні частинок ґрунту під час їх переміщення внаслідок ерозійних процесів. Сучасний моніторинг базується на кількох моделях руху водних потоків і наносів або на використанні поняття кривизни топографічної поверхні. Використання ГІС для його розрахунку та

використання для цілей моніторингу значно підвищує його ефективність [33]. Знаючи розташування точок зосередженого накопичення, можна встановити орієнтовні схеми розподілу потоку твердих частинок і розчинених речовин з метою прогнозування траєкторій руху всіх видів забруднюючих речовин. Застосування такого підходу особливо актуально при слабкому рельєфі, де неможливо візуально визначити розташування забруднюючих речовин. Проте загальною проблемою ретельного моніторингу, незалежно від його виду, є вибір мінімально необхідної кількості контрольних точок, у яких будуть відбиратися проби для проведення аналітичних процедур. У зв'язку з нерівномірним розподілом забруднення навколишнього середовища велике значення має створення мережі точок відбору проб на основі інноваційних методів (на відміну від класичних на основі рози вітрів, перетинів ліній кілометрової сітки, секторно-сегментних схем відбору). Сучасна геоморфологія вивчає польові форми рельєфу Землі з точки зору особливостей системи «земна поверхня – поле тяжіння» [34, 35]. З чотирьох класів морфометричних змінних і понять найбільший інтерес представляють ті, що визначають два основні механізми накопичення: кривизну в плані і профілі. Перший механізм акумуляції відображає конвергенцію поверхневих потоків [36]. Показано, що розбіжність ліній потоку дорівнює кривизні поверхні в плані (k_p). Це є основою для кількісного опису першого механізму накопичення. Другий механізм накопичення, як було доведено науковцями [36], є похідною від коефіцієнта градієнта вздовж лінії потоку і репрезентує вертикальну (або профільну) кривизну k_v . Таким чином, другий механізм накопичення діє на профільно-увігнутих схилах, де $k_v < 0$, і може бути описаний за допомогою k_v -карт (аналогічно k_p). Тому лінії току сходяться там, де $k_p < 0$ (зони конвергенції), і розходяться, де $k_h > 0$ (зони дивергенції). На відміну від першого типу накопичення, другий тип показує, що потоки сповільнюються там, де $k_v < 0$ (області відносного уповільнення), і прискорюються, де $k_v > 0$ (області відносного прискорення).

Для узагальнення цих двох основних типів акумуляції пропонується використовувати акумулятивну кривизну (K_a) [36]. K_a – добуток вертикальної та горизонтальної кривизни і дорівнює $K_a = k_p * k_v$. Класична теорія стверджує, що накопичувальна кривина – це інтегральна змінна, а одиницею K_a є m^{-2} . Однак при встановленні точок моніторингу цей алгоритм розрахунку нами дещо модифікований [33].

Отримані на основі такого підходу картографічні моделі з розташуванням потенційно максимальних концентрацій забруднюючих речовин розширюють можливості моніторингу навколишнього середовища, допомагають визначити швидкість розповсюдження забруднюючих речовин та визначити природні бар'єри, де можливе накопичення токсикантів.

Пропоновані нами моделі сприяють правильному визначенню контрольних точок при розробці відповідних програм моніторингу.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття. Об'єднання різноманітних підходів для комплексної розробки методологічної основи для здійснення адаптивного просторового, багатопланового та різномасштабного моніторингу екосистемних послуг, зосереджених, зокрема, в площинах оцінки та моделювання як їх прямих складових (щільність ґрунтів), опосередкованих (процеси ерозії), безпосередніх (моделювання секвестрації Карбону агроландшафтами) та побудова схеми ареалів моніторингу на основі геоморфологічного аналізу моделі рельєфу здійснюється вперше.

Новизна. Розроблено технологічну схему адаптивного просторового, багатопланового та різномасштабного моніторингу екосистемних послуг для отримання бажаних результатів, яка складається з ряду послідовних елементів:

1. створення/підготовка цифрової моделі рельєфу;
2. побудова предикативних ґрунтових карт із залученням 14 типів предикативних алгоритмів;
3. моделювання ерозійно-денудаційних процесів для оцінки потенційного зниження стійкості агроекосистем;
4. моделювання континуального розподілу щільності ґрунтів;
5. моделювання секвестрації Карбону на основі моделі RothC;
6. визначення ареалів потенційного забруднення ґрунтів із використанням картографічної методики на основі геоморфологічного аналізу.

Методологічне або загальнонаукове значення. Запропоновано способи підготовки цифрової моделі рельєфу (ЦМР) як базису для подальшого моделювання ґрунтової ситуації та прояву процесів водної ерозії (включно із параметризацією алгоритму інтерполяції поверхонь для отримання гідрологічно-коректних ЦМР). Описано методику оцифрування та геоприв'язки оригінальних сканів архівних ґрунтових карт та побудови предикативної ґрунтової карти. Удосконалено наявні методи моделювання та картографування об'ємної щільності ґрунту. Запропонована картографічна методика визначення ареалів забруднення ґрунтів.

Матеріал і методи досліджень. В якості об'єкта обрано фрагмент території України (Рис. 1а) в межах Чернівецької області – ареал колишнього Кіцманського району (Рис. 1б). Даний фрагмент загальною площею 610 км² має різне адміністративне підпорядкування та господарське використання, а при його виборі та підготовці матеріалів були вирішені типові проблеми, що часто виникають при роботах такого характеру [37–43]. На даний час великомасштабними ґрунтовими обстеженнями охоплено лише 366 км², або 60% території.

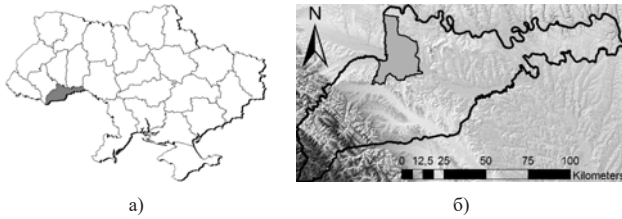


Рис. 1. Географічне розташування регіону досліджень в межах України (а), Кічманського району Чернівецької області (б), *для фону використано дані SRTM – NASA's Shuttle Radar Topography Mission

Основа моделювання – це цифрова модель рельєфу. Її джерелом на території України можуть бути як вільнодоступні дані дистанційного зондування (максимальна якість $1 \text{ arcsec} \approx 30 \text{ м}$), так і отримані власноруч шляхом оцифрування топографічних карт великого масштабу [44]. Як показало згадане дослідження, існує значний вплив джерел ЦМР на якісні характеристики предикативних карт ґрунтового покриву та на всі інші похідні карти. Навіть використання алгоритмів знешумлення [45] на глобальних ЦМР типу SRTM, ALOS, Aster у завданнях предикативного моделювання дає менш якісний результат ніж з використанням згенерованої з топографічних карт ЦМР [44].

Відповідно до поставленої мети нами визначені наступні завдання: а) оцифрування та атрибування картографічних матеріалів масштабу 1:10000; б) побудова ЦМР з роздільною здатністю рівною 10 м з використанням регуляризованих напружених сплайнів [46]; в) аналіз цифрових моделей рельєфу і виділення з них у ГІС GRASS набору карт морфометричних та інших похідних характеристик; г) генерація навчальних вибірок; д) створення в R-statistic симулятивної моделі ґрунтового покриву з використанням предикативного алгоритму Random Forest [47] як для ареалів з наявною ґрунтовою інформацією, так і для тих, де вона не представлена; е) моделювання водної ерозії; є) розробка педотрансферних функцій (залежність між рівноважною щільністю, вмістом гумусу та гранулометричним складом); ж) побудова картографічної моделі рівноважної щільності ґрунтів; з) RothC моделювання секвестрації Карбону; и) побудова картографічних моделей локацій з потенційно максимальними концентраціями забруднюючих речовин на основі акумулятивної кривизни.

Для опрацювання даних використані інструментальні можливості вільного програмного забезпечення: георектифікація і оцифрування картографічного матеріалу – ГІС Quantum [48], підготовка карт морфометричних параметрів і генерація ЦМР – ГІС GRASS [49] та симуляція карт ґрунтового покриву – мова статистичних розрахунків R-statistic [50]. На основі цифрової моделі рельєфу виділили ряд морфометричних характеристик рельєфу, які послу-

вали предикторами: крутизна та експозиція схилів, кривизни поверхні (поздовжньої та максимальної), сонячна радіація, форми рельєфу. Також згенеровані додаткові карти гідрологічних показників: топографічного індексу вологості, акумуляції, напрямку та довжини водних потоків і відстані до них.

Ерозійне моделювання та оцінку потенційних ризиків ерозійних явищ проводили на основі аналізу ЦМР з використанням моделі SIMWE [32, 51–53]. Параметри моделі обрані згідно даних S. Koko [54].

Для створення симулятивних моделей ґрунтового покриву використали розроблений нами скрипт на мові R-statistic [50], який включає ряд адаптацій для вирішення поставлених завдань та реалізує 14 основних типів предикативних алгоритмів.

Для оцінки якості отриманих моделей використали індекс каппа Коена k [55, 56]. В математичному експерименті на відміну від дослідження [44] аналізувалася картограма агро виробничих груп ґрунтів з дефініціями по гранулометричному складу, тобто використовувалися буквенні індекси шифрів гранулометричного складу агро виробничих груп ґрунтів.

Виявлення тісноти та виду зв'язків між рівноважною щільністю, вмістом гумусу та гранулометричним складом (зокрема вмістом фізичної глини) можливе при створенні відповідних моделей, або педотрансферних функцій [9, 10, 57–62]. Таке моделювання зменшує час експериментальних досліджень, а також дозволяє створити просторову континуальну модель щільності ґрунту для агроландшафтів. Емпіричні дані щодо об'ємної щільності (bd), гранулометричного складу ґрунту (фізичної глини) та вмісту гумусу (hum) для моделювання педотрансферних залежностей отримані з двох джерел: частина набору даних, наданого ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського» – 130 значень, та власний набір даних – 144 значення, 274 сумарно [63]. Дані сформованої вибірки використовували для розробки власних педотрансферних моделей. Надалі підібрана педотрансферна модель використовувалась для побудови картографічної моделі рівноважної щільності ґрунтів.

RothC-моделювання секвестрації Карбону проведено відповідно до етапів [22] із вдосконаленнями запропонованими у [64], які уточнюють реалізований процес моделювання секвестрації діоксиду Карбону ґрунтами [65, 66], зокрема:

1. підготовка даних (збір, гармонізація);
2. моделювання (підетапи Spin Up, Warm Up, Forward);
3. генерування карт (всього 28 варіацій для BAU, SSM1, SSM2, SSM3):
 - 3.1. базові результати (7 карт): фінальний вміст Карбону в ґрунтах (tC/ha) і невизначеності (%);
 - 3.2. абсолютні різниці вмісту Карбону (4 карти): SSM 1-3-T0 (tC/ha);
 - 3.3. абсолютна швидкість секвестрації (8 карт): Abs. Diff/20 years (tC/ha/year);

3.4. відносні різниці вмісту Карбону (3 карти): SSM1-3 – BAU (tC/ha/year);

3.5. відносна швидкість секвестрації (6 карт): Rel. Diff./20 years (tC/ha/year) і невизначеності (%).

Для перелічених етапів використані як вільні загальнодоступні джерела даних (кліматичні дані та землекористування із супутникових джерел), так і власні вхідні дані по ґрунтам, зокрема модельний вміст фізичної глини та вміст органічного карбону (Табл. 1). Для побудови картографічної моделі акумулятивної кривизни топографічної поверхні, яка відображає потенційну акумуляцію поллютантів на основі сукупності горизонтальної та вертикальної кривизни поверхні використано розроблену методику, яка нівелює притаманні оригінальній акумулятивній логічній протиріччя [33, 67] з реалізацією скрипта на Python [68] у середовищі ГІС GRASS [49].

Виклад основного матеріалу.

1. ЦМР та предикативна ґрунтова карта

Для побудови цифрової моделі рельєфу топографічні карти георектифікувалися з використанням створеної векторної математичної основи та залученням 40–45 точок прив'язки на лист, а відповідні горизонталі оцифровані та атрибутовані (Рис. 2а, фрагмент), і у подальшому на їх основі згенерували ЦМР у ГІС GRASS з використанням регуляризованих напружених сплайнів (Рис. 2б). Автоматизований підбір їх параметрів для мінімізації середньоквадратичної помилки RMSE згідно процедури кросс-валідації [69, 70] реалізували розробленим скриптом на bash [71], що дозволило отримати якісну гідрологічно-коректну та екологічно-відповідну ЦМР.

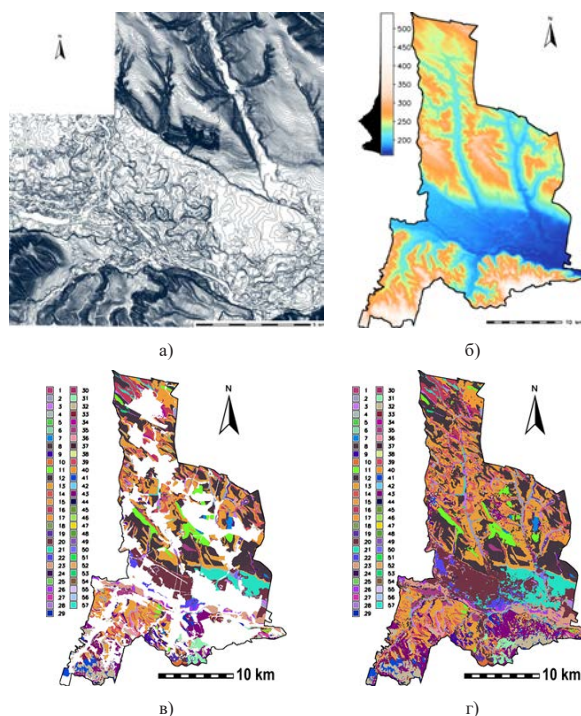


Рис. 2. Оцифровані горизонталі (а, фрагмент) та побудована на їх основі 10 м ЦМР (б); оригінальна картограма агровиробничих груп ґрунтів* (в) та повна предикативна модель ґрунтової ситуації* (г); *у легенді для полегшення візуального сприйняття ґрунтової текстури, що належать 57 агровиробничим групам (враховуючи індекси гранулометричного складу – 153 позиції) зведено до простого переліку агрогруп без диференціації за гранскладом

Таблиця 1

Джерела вхідних даних для моделі RothC, модифіковано на основі [22]

Дані	Вимоги до вхідних даних				Роздільна здатність
	Змінні	Часові серії	Одиниці	Тип даних	
Кліматичні	Місячна температура повітря	1980–2000; 2001–2023	°C	Растр	4x4 км переінтерпольовані до 10 м)
	Місячна евапотранспірація	1980–2000; 2001–2023	mm	Растр	4x4 км переінтерпольовані до 10 м)
	Місячні опади	1980–2000; 2001–2023	mm	Растр	4x4 км переінтерпольовані до 10 м)
Ґрунтові	Вміст глини (0–30 cm)	Власні дані	%	Растр	10 м
	Поточний вміст органічного Карбону (0–30 cm)	Власні дані	tC ha-1	Растр	10 м
Землекористування/ покрив	Землекористування/ покрив рекласифіковані до 12 класів FAO Global Land Cover – SHARE (GLC-SHARE)	Minimum: representative 2000–2020 (or last year available) Optimum: annual land use 2000 to 2020	1–11	Растр	10 м
	Помісячний вегетаційний покрив (відповідно до NDVI)	Середнє помісячно за 2015– 2023	0–1	Растр	10 м

Грунтові матеріали базувалися на серії архівних ґрунтових карт колгоспів та радгоспів Кіцманського району радянської доби (зйомка 1957 р. та корекція 1970–1980-х рр.) Після узагальнення номенклатурного списку ґрунтів та узгодження їх контурів, отримано дані щодо відсотка покриття території ґрунтовими обстеженнями: 60,3% від загальної площі, для решти дані повністю відсутні (Рис. 2в). Для заповнення прогалів у ґрунтовій карті та нівелювання наявних помилок у картографічних матеріалах використана симуляція на основі предикативного алгоритму Random Forest. Підготовлена ЦМР застосована для отримання карт морфометричних характеристик рельєфу, які послуговували предикторами в моделюванні, зокрема крутизна та експозиція схилів, кривизни поверхні (поздовжня та максимальна), сонячна радіація, форми рельєфу тощо. Також згенеровані додаткові карти гідрологічних показників: топографічного індексу вологості, акумуляції, напрямку та довжини водних потоків і відстані до них. У даному дослідженні нами використана методика по рандомізовано-зваженому створенні навчальної вибірки з 33% охопленням від площі обстежених ґрунтів [40]. При застосуванні такого підходу значення каппа Коена зростає до 0,92 для модельного варіанту прогнозу картою ґрунтів (Рис. 2г), що свідчить про високу достовірність отриманих даних. Згідно даної карти, найбільшу частину території займають темно сірі опідзолені ґрунти та чорноземи опідзолені (загалом близько 16%).

Поточні результати не поступаються рівню аналогічних за літературними даними, а по точності предикації їх значно перевищують. Це дозволяє пропонувати використання таких модельних підходів у прикладних задачах екології, ґрунтознавства, агрономії, землевпорядкування та землеустрою, тобто сферах, де потреба у таких даних стоїть найбільш гостро.

2. Моделювання ерозійно-денудаційних процесів для оцінки потенційного зниження стійкості агроєкосистем

Якщо вирахувати еродованість тільки за офіційними даними (нагадаємо, що вони мають давність 60–30 років), то загалом вона становить 15862 га,

або ж 26% від площі всього району (Рис. 3а). Проте, якщо для оцінки еродованості ґрунтових ресурсів брати дані змодельованої предикативної ґрунтової карти, то можна зауважити, що еродованість зростає на 224% (Табл. 2), причому сильно еродовані ґрунти займають майже в 2 рази більші площі (Рис. 3б). При цьому, площа намитих ґрунтів залишається на попередньому рівні.

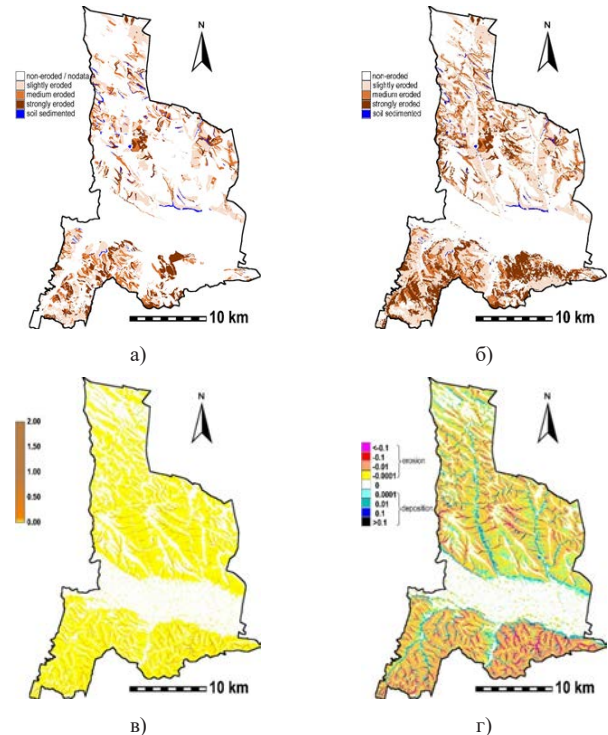


Рис. 3. Стан еродованості ґрунтів: еродовані ґрунти за офіційними даними (а) та предикативною картою (б); карти швидкості потоку седиментів (в) $\text{kg m}^{-1} \text{s}^{-1}$ та ерозії-осадження (г) згідно моделі SIMWE, $\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$

На відміну від попереднього підходу визначення кількості еродованих площ на основі предикативних ґрунтових карт, наступний підхід опирається на математичний модельний експеримент. Моделювання водної ерозії на основі моделі SIMWE показало цікаві результати. Насамперед, чітко спостерігається, що ерозійні процеси приурочені до рельєфу території.

Таблиця 2

Відмінності між офіційними і модельними даними про ерозію ґрунтів Кіцманського району

№	Рівень ерозії	Офіційні дані		Модельні дані		Зростання %
		га	%	га	%	
1	Немає даних	24230	39.7	-	-	-
2	Не змиті	20438	33.5	32956	54.0	161.2
3	Слабо змиті	8803	14.4	15180	24.9	172.4
4	Середньо змиті	3625	5.9	5773	9.5	159.3
5	Сильно змиті	3434	5.6	6621	10.8	192.8
6	Намиті	499	0.8	499	0.8	0.0
7	Всього досліджено	36799	60.3	61029	100.0	-
8	Всього	61029	100.0	61029	100.0	-

Седиментаційні потоки збільшують свою потужність на крутих схилах (Рис. 3в), що при подальшому моделюванні дозволило отримати повну картину ерозійної небезпеки (Рис. 3г). Ці результати показують, що ареали еродованих ґрунтів на офіційних картах насправді не мають необхідної точності, оскільки не враховують багато моментів, пов'язаних із протіканням реальних ерозійних процесів. Останні залежать, окрім похилу рельєфу (базовий параметр при виділенні контурів ґрунтів різного рівня змитості), від покриття (орні землі, культури суцільного висіву/просапні, залуженість території), коефіцієнту шорсткості поверхні Маннінга, гранулометричного складу ґрунтів тощо. Порівняння отриманих даних дозволяє зробити попередні висновки, про те, що оцінка еродованості за офіційними даними не дає її повної картини. Це пов'язано, передусім, з задовженістю картографічних даних, які при цьому ще й не покривають всю територію дослідження. Тому предикативне моделювання ґрунтового покриву, а далі ерозійне моделювання – один з найбільш доцільних шляхів оцінки потенційно небезпечних територій, де екосистемні послуги будуть радикальним чином погіршуватися. Відповідно, поєднання моделювання з верифікацією цих даних у польових умовах – максимально достовірний шлях виявлення і боротьби з ерозією ґрунтів. Це створює можливості реально оцінити ступінь прояву ерозійних процесів і на основі моделювання з широким спектром можливих параметрів створити різні сценарії боротьби з ерозійно-денудаційними процесами як в масштабі окремого поля так і в регіональній шкалі, проектувати протиерозійні гідротехнічні споруди тощо. Використання даних дистанційного зондування Землі, що належить до сфери нашого майбутнього наукового пошуку – це ще один шлях поліпшення діагностики ерозійних процесів. Загалом поєднання останніх двох підходів може дати найбільш обґрунтовану оцінку ерозії та основу для подальшої боротьби з її проявами.

Отож, наше дослідження підтверджує ефективність використання GRASS GIS та моделі водної ерозії SIMWE для більш коректної оцінки вияву ерозійних явищ. Це передумова для розробки системи протиерозійних заходів на якісно вищому рівні та дозволяє оцінювати різні сценарії та стратегії боротьби з виявами процесів ерозії. Такий підхід є масштабованим для всієї території України та може бути рекомендований для більш точної оцінки ризиків ерозії.

3. Педотрансферні функції та побудова картографічної моделі рівноважної щільності ґрунтів

Дані сформованої вибірки (Рис. 4а) використовували для розробки власних педотрансферних моделей. Надалі підібрана педотрансферна модель використовувалась для побудови картографічної моделі рівноважної щільності ґрунтів. Діаграма щільності споріднена з нормальним розподілом лише для фізичної глини (clay), для рівноважної щільності ґрунтів (bd) – розподіл проміжний між нормальним

та асиметричним, а для вмісту гумусу (humus) – чітко асиметричний. Щоб оцінити точність моделювання, ми використали суму помилок квадратів (SSE), де помилки зводяться в квадрат, а потім додаються. Вона використовується для визначення точності моделі прогнозування, коли точки даних подібні за величиною. Чим нижче SSE, тим точніший прогноз. За допомогою цієї статистики точності ми обирали, яка модель прогнозування найкраще відповідає нашим даним: $SSE = \sum_{i=1}^n (Y_i - \hat{Y}_i)^2$, де n – кількість прогнозів або точок даних, Y_i – вектор спостережуваних значень змінної, що прогнозується, і \hat{Y}_i є прогнозованим значенням.

Поставлені завдання (моделювання та картографування рівноважної щільності ґрунту) вирішувалися за таким алгоритмом: 1) моделювання карти агропромислових груп ґрунтів; 2) на основі отриманої карти ґрунтів – створення растрової карти вмісту глини у ґрунтах; 3) створення растрової карти вмісту гумусу на основі агрохімічних обстежень ґрунтів із залученням інтерполяційних або модельних технік; 4) підбір оптимального рівняння (педотрансферної функції) залежності щільності ґрунту від вмісту гумусу та глини; 5) імплементація отриманої формули в ГІС-середовище та побудова карти просторового континуального розподілу щільності ґрунтів.

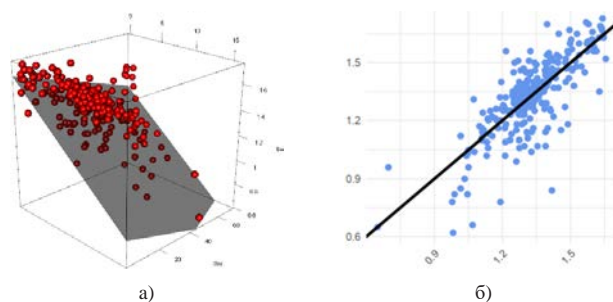


Рис. 4. Емпіричні дані (а) для рівноважної щільності ґрунтів ($g \cdot cm^{-3}$), гранулометричний склад (фізична глина, %) і вміст гумусу (%) для педотрансферного моделювання

Модельна карта ґрунтів (Рис. 2г) – основа для розробки карти вмісту фізичної глини (яка необхідна ще й для точного моделювання RothC). Моделювання вмісту глини носить нетривіальний характер, оскільки власне лабораторні вимірювання вмісту у ґрунтах глини в системі моніторингу України не проводяться. Тому для отримання такої інформації згідно рекомендацій [72] ми використовували шифри агропромислових груп (номер агропромислової групи та її буквенний індекс), які відповідають конкретному гранулометричному складу ґрунтів за Качинським (DSTU 4730:2007). Відповідно, для кожної з агрогруп ґрунтів ми обирали медіану вмісту глини в двочленній класифікації Качинського, де фізична глина (вміст часток розміром < 0.01 мм, а фізичний пісок – часток > 0.01 мм).

Ці дані в подальшому використані для побудови карт і розрахунків.

Основою обчислення значення рівноважної щільності було створення карти вмісту у ґрунтах гумусу, який є однією з факторних ознак. Для створення такої моделі нами використано відносно простий інтерполяційний варіант на основі регуляризованих напружених сплайнів [52, 69]. За точками, в яких відбиралися зразки ґрунтів та в лабораторіях визначався вміст гумусу шляхом інтерполяції для досліджуваної території нами створена карта вмісту гумусу. Підбір оптимального рівняння залежності щільності ґрунту від вмісту гумусу та вмісту глини проводився з використанням власної бази даних. Найкраща з перевірених функцій мала стати основою для моделювання карти щільності ґрунтів. Проведена апробація залежності щільності ґрунту (bd) від вмісту в ньому гумусу (hum) та фізичної глини (clay) за численними рівняннями: лінійними; з використанням лінеаризуючих перетворень для гумусу та глини із відповідними коефіцієнтами; варіанти поліноміальних залежностей; варіанти регресії із використанням логарифмів. Аналіз підібраних залежностей показує, що використання логарифмічних функцій дає незадовільні результати відповідності емпіричних та розрахункових даних. Попри подібність результатів розрахунків за численними формулами, одним з кращих є рівняння із $R=0,781$ та $SSE=3,92$:

$$bd = -3,889 + 422,507 / (86,141 + hum) + 45,982 / (68,263 + clay)$$

Графічна візуалізація даної залежності (Рис. 46) показує співпадіння розрахованих даних (вісь X) емпіричним (вісь Y). Також на рисунку відображена абліне, яка відображає ідеальну лінію тренду. При тотожних емпіричних та розрахункових значеннях точка лягатиме на цю лінію і при наростанні розходжень точка віддалятиметься від цієї лінії; при завищенні розрахункових даних відносно емпіричних, масив точок буде зміщуватися під цю лінію, і навпаки; у випадку відносно рівномірної похибки, точки розташовуватимуться рівномірно обабіч лінії, яка при таких умовах проходить від початку координат під кутом 45 градусів. Саме це рівняння пропонується нами для подальшого використання.

Фінальна стадія побудови карти континуального просторового розподілу щільності ґрунтів передбачає імплементацію обраного протестованого рівняння в GRASS GIS із використанням елементів map algebra [73]. З отриманих результатів насамперед відмітимо, що прогнозна карта щільності ґрунтів має розмах даних від 1,22 до 1,54 г·см⁻³ із переважанням значень від 1,29 до 1,40 г·см⁻³. Ця модель узгоджується із даними авторів [8, 16, 74] щодо агрофізичної деградації ґрунтів України. Сукупність агротехнологічних факторів і розвиток процесів площинної ерозії ґрунтів сприяли різкому зниженню запасів гумусу у ґрунтовому профілі, особливо у орному шарі і пов'язане з цим погіршення рівноважної щільності ґрунтів.

Отож, запропонований алгоритм дозволяє оперативно отримати прогнозні значення щільності ґрунтів, оскільки в умовах посиленого антропогенного навантаження існують високі ризики кінцевої втрати продуктивності ґрунтового покриву та здатності продукувати ним ряд базових екологічних функцій. Отримані карти мають всі передумови стати в умовах перехідного періоду (тобто без широкого запровадження безпосереднього інструментального контролю в системі моніторингу) методом оцінки ризиків та розробки стратегій сталого землекористування як в умовах окремого поля, так і для окремих регіонів.

4. RothC моделювання секвестрації Карбону

Останній етап у застосуванні моделі RothC – це власне обчислення запланованих показників, що дало змогу отримати всі результати у вигляді векторного точкового файлу з проміжними і фінальними даними, розташованими у відповідних полях його атрибутивної таблиці. Для цього послідовно залучалися доповнені та змінені для роботи на локальному рівні скрипти (загалом 15) на мові R-Statistic. Після відпрацювання останнього скрипта, результати rasterизуються з отриманням серії карт. Зауважимо, що дане дослідження є частинним варіантом попередніх – локального [75] та регіонального на прикладі всієї України [76] з отриманням аналогічних результатів, але у вищій роздільній здатності 10 м. З найбільш вагомим відмітимо, що головним позитивним ефектом при нарощуванні об'ємів поглинання CO₂ ґрунтами є зростання/відновлення їх потенційної родючості одночасно із відновленням екологічних функцій, що відбувається за рахунок значимого збільшення кількості органіки, яка надходить в ґрунти. Для даної території в найближчій часовій перспективі важко уявити повний перехід чи впровадження практик сталого управління ґрунтами, які передбачають практично повне виключення агротехнічних заходів із обертанням пласта ґрунту та перехід до різних варіантів мінімального обробітку. І хоча це різко зменшує мінералізацію органічної речовини і розвиток процесів водної та вітрової ерозії, а сукупність перелічених корисних ефектів і забезпечує відновлення родючості ґрунтів, «традиційність» землеробських підходів у регіоні зумовлює більшу увагу звертати на результати варіантів моделювання BAU – business as usual, які показують, що впродовж наступних 20-років (горизонт моделювання) спостерігатимуться помітні зміни з перевищенням територій, де вміст органічного Карбону ґрунтів зменшуватиметься. Водночас модельна реалізація сценаріїв із збільшенням надходження органічної речовини до ґрунтів на прикладі відносної різниці органічного вуглецю ґрунтів (SOC Relative Differences), яка визначається як різниця між практиками сталого землекористування та традиційним землеробством (SSM1-3–BAU) показує, що навіть у такому випадку залишатимуться досить значні

площі, де навіть провідних практик господарювання недостатньо для нейтралізації розкладу органічного Карбону ґрунтів. Відповідно, саме в цих ареалах доцільно приділити найбільше уваги видам агротехніки, які сприятимуть секвестрації Карбону чи мінімізації його емісії, або запроваджувати практики консервації. В умовах насиченого рельєфу, притаманного даній території, це зменшить антропогенне навантаження та мінімізує ризики втрати ґрунтами їх агроекологічних функцій, як через пряму мінералізацію органічної складової ґрунтів, так і внаслідок процесів водної ерозії, які, як було показано вище, є критично розповсюдженими по всій території.

5. Визначення ареалів потенційного забруднення ґрунтів із використанням картографічної методики на основі геоморфологічного аналізу

Забруднення ґрунтів – це вид антропогенної трансформації ґрунтів, при якій вміст хімічних речовин у ґрунтах, що піддаються антропогенному впливу, перевищує природний регіональний рівень їх вмісту у ґрунтах. Знаючи, де розташовуються точки акумуляції забруднень, можна встановити орієнтовні схеми розподілу стоку твердих часток і солей, з метою прогнозування траєкторій переміщення всіх видів забруднювачів. Це дасть змогу точніше і надійніше проводити відбір проб. Найбільш актуальне застосування такого підходу при слабо вираженому рельєфі, де візуально неможливо визначити місця локалізації поллютантів [77]. Для картографічного зображення ареалів потенційного забруднення ґрунтового покриву/концентрації поллютантів нами розроблено модель по визначенню точок акумуляції елементів на основі сукупності кривизн топографічної поверхні (Див. розділ «Методи і матеріали»). Основою цієї моделі стали два основні механізми акумуляції: горизонтальна (планова, або тангенціальна) та вертикальна (чи профільна) кривизни.

Горизонтальна кривизна перпендикулярна до напрямку схилу і впливає на конвергентність/дивергентність поверхневого стоку. Області з від'ємною плановою кривизною відповідають за увігнуті ділянки – зони конвергенції, де відбувається сходження ліній стоку, а з додатною – характеризують опуклі ділянки – зони дивергенції, де відбувається розходження ліній стоку. За рахунок цього планова кривизна може бути використана для диференціації між вододілами (підвищеннями), для яких властиве знесення матеріалу, та тальвегами (пониженнями), які цей матеріал акумулюють [33]. На основі описаної вище методики отримано картографічну модель планової кривизни ареалу досліджень (Рис. 5а) та переведено її у шкалу 0-100 (Рис. 5б), де білим кольором відображені зони дивергенції, а чорним – зони конвергенції.

Вертикальна (профільна) кривизна – кривизна лінії, утвореної перетинанням земної поверхні і вертикальної площини і описує градієнт ухилу уздовж заданого контуру, як похідна від рельєфу другого

порядку. Профільна кривизна використовується нами для характеристики процесів транспорту седиментів і швидкості стоку, оскільки вона являється мірою зміни градієнта. На опуклих ділянках швидкість поверхневого і внутрішньо-ґрунтового стоку прискорюється, а на увігнутих – сповільнюється. Таким чином, за допомогою вертикальної кривизни можна визначати місця розташування зон акумуляції матеріалів на увігнутих ділянках і зон його знесення – на опуклих. При цьому опуклі ділянки будуть характеризуватись додатними значеннями, а увігнуті – від'ємними, нульові значення відповідатимуть плоским поверхням в профілі. Аналогічно до планової кривизни, створено картографічну модель профільної кривизни досліджуваного ареалу (Рис. 5в,г).

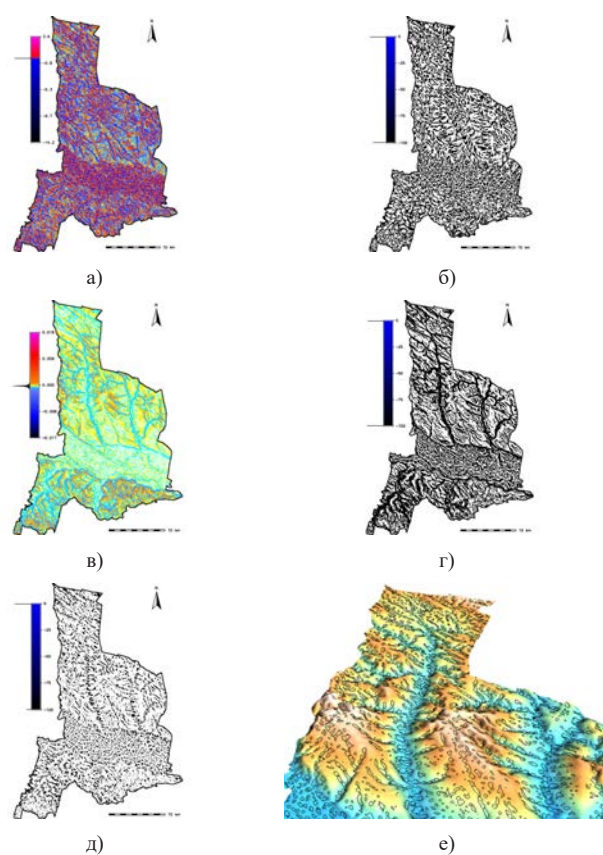


Рис. 5. Картограма планової кривизни з оригінальними (а) та перерахованими значеннями (б); профільної кривизни з оригінальними (в) та перерахованими значеннями (г); акумулятивна кривизна (д) та її тримірна візуалізація (е, фрагмент)

На основі узагальнення двох кривизн створена карта акумулятивної кривизни (Рис. 5д). Дана модель відображає ареали тільки тих ділянок, на яких горизонтальна і вертикальна кривизни перетинаються, тобто ті акумулятивні зони, які співпадають для обох кривизн. Саме така комбінація типів акумуляції дозволяє обрати найбільш характерні місця можливої просторової локалізації поллютантів, які добре візуалізуються на тримірному представленні (Рис. 5е).

Основний результат запропонованої методики – картографічна модель, яка чітко вказує місця потенційної концентрації або ж локалізації ареалів забруднення та акумуляції поллютантів на території досліджень до конкретних геоморфологічних параметрів. Отримана картограма добре масштабується і може бути використана для будь-яких територій. Пропоновані нами моделі сприяють більш коректному визначенню точок для контролю при розробці відповідних програм моніторингу на основі аналізу цифрової моделі рельєфу. Даний варіант не виключає можливості застосувати інші шляхи для побудови схем відбору зразків. Запропонований нами спосіб дозволяє адаптувати його для будь-яких прикладних задач моніторингу в екології, ґрунтознавстві, агрономії, землевпорядкуванні та землеустрої тощо.

Головні висновки. Запропоновано спосіб отримання високороздільної якісної гідрологічно-коректної та екологічно-відповідної ЦМР, яка є базисом у подальшому моделюванні. Для заповнення прогалів у ґрунтовій карті та нівелювання наявних помилок у картографічних матеріалах розроблено та апробовано інноваційний спосіб картографічного прогнозного моделювання для суміжних територій з відсутньою чи недостатньою інформацією про ґрунтовий покрив із залученням 14 типів предикативних алгоритмів (із найкращими результатами для симуляції на основі алгоритму Random Forest).

Показано ефективність моделі водної ерозії SIMWE для більш коректної оцінки ерозійних явищ, що є передумовою для розробки системи протиерозійних заходів на якісно вищому рівні та дозволяє оцінювати різні сценарії та стратегії боротьби з виявами процесів ерозії.

Здійснено прогнозне моделювання та картографування рівноважної щільності ґрунтів на основі розробленої педотрансферної моделі, що дозво-

ляє в умовах посиленого антропогенного навантаження та ризиків втрати продуктивності ґрунтового покриву оцінювати потенційну динаміку екологічних функцій ґрунтів.

Проведено модельну RothC-реалізацію секвестрації Карбону за різними сценаріями збільшення надходження органічної речовини до ґрунтів, яка показала, що навіть провідних практик землекористування часто недостатньо для нейтралізації розкладу органічного Карбону ґрунтів. Відповідно, для таких ареалів доцільно приділити найбільше уваги прогресивним видам агротехніки, які сприятимуть секвестрації Карбону чи мінімізації його емісії, або ж запровадженню консерваційних практик.

Розроблено картографічну методику визначення площ забруднення ґрунтів важкими металами чи іншими поллютантами із врахуванням місцевих особливостей території для передбачення ареалів концентрацій забруднень на основі геоморфологічного аналізу. Пропонований підхід враховує рух поллютантів та їх розподіл залежно від особливостей макро- і мікрорельєфу, ймовірність появи «гарячих точок» забруднення та уможливорює розробку ефективних антикризових заходів задовго до того, як ці зміни набудуть критичного характеру.

Перспективи використання результатів дослідження. Запропоновані різнопланові високоточні модельні підходи є масштабним для всієї території України і можуть бути застосовані у прикладних задачах екології, ґрунтознавства, агрономії, землевпорядкування та землеустрою, тобто у найбільш чутливих сферах, де потреба у суцільному континуальному покритті даними стоїть найбільш гостро, проте поточна політична та фінансові ситуації не дозволяють провести обстеження та дослідження на необхідному експериментальному рівні.

Література

- Lindenmayer D.B., Likens G.E. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in ecology & evolution*, 2009. № 24(9). P. 482–486. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.03.005>
- Chapman P.M. Adaptive monitoring based on ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 2012. № 415. P. 56–60. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.03.036>
- Adhikari K., Hartemink A.E. Linking soils to ecosystem services – A global review. *Geoderma*. 2016. № 262. P. 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.08.009>
- Wall D.H., Bardgett R.D., Behan-Pelletier V., Herrick J.E., Jones T.H., Six J., ... Ritz K. (Eds.). *Soil ecology and ecosystem services*. OUP Oxford, 2012. 406 p. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199575923.001.0001>
- Гамкало З.Г., Шпаківська І.М., Марискевич О.Г. Літогенний потенціал карбонізації педосфери: теоретико-методологічні, методичні та екосистемний підходи. *Агрохімія і ґрунтознавство*. Міжвід. тем. наук. збірник. 2021. Вип. 92. Харків: ННЦ «ІА ім. О.Н. Соколовського». С. 41–51. <https://doi.org/10.31073/acss92-051>.
- Cherlinka V., Dmytruk Y. Water erosion modelling in areas with absent soil maps in GRASS GIS. Asia-EC JRC Joint Conference 2017 on «All That Soil Erosion the Global Task to Conserve Our Soil Resources», Seoul, Korea, December 4 – 7. 2017. С. 55–56.
- Енергетичні культури як модифікатори агроекосистем: монографія / за заг. ред. проф. М.М. Федоряк. Чернівці: Чернівець. нац. ун-т ім. Ю. Федьковича, 2019. 176 с.
- Медведев В.В., Лактіонова Т.М., Линдіна Т.С. Оцінка втрат урожаю сільськогосподарських культур в Україні від переуцілювання ґрунтів. *Вісник аграрної науки*. 2002. № 3. С. 53–59.
- Jalabert S.M., Martin M.P., Renaud J.P., Boulonne L., Jolivet C., Montanarella L., Arrouays D. Estimating forest soil bulk density using boosted regression modelling. *Soil Use and Management*. 2010. №26(4). P. 516–528. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2010.00305.x>
- Makovníková J., Širán M., Houšková B., Pálka B., Jones A. Comparison of different models for predicting soil bulk density. Case study-Slovakian agricultural soils. *International agrophysics*. 2017. №31(4), P. 491–498. <https://doi.org/10.1515/intag-2016-0079>

11. Sequeira C.H., Wills S.A., Seybold C.A., West L.T. Predicting soil bulk density for incomplete databases. *Geoderma*. 2014. № 213, P. 64–73. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.07.013>
12. Schillaci C., Perego A., Valkama E., Märker M., Saia S., Veronesi F., ... Acutis M. New pedotransfer approaches to predict soil bulk density using WoSIS soil data and environmental covariates in Mediterranean agro-ecosystems. *Science of the total environment*. 2021. 780. 146609. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146609>
13. Dent D., Boincean B., Dmytruk Y., Bai Z. A candle in the wind. *International Journal of Environmental Studies*, 2022. 79(4). P. 587–596. <https://doi.org/10.1080/00207233.2022.2085454>
14. Lal R. Soil degradation as a reason for inadequate human nutrition. *Food Security*. 2009. 1(1). P. 45–57. <https://doi.org/10.1007/s12571-009-0009-z>
15. Tadiello T., Perego A., Valkama E., Schillaci C., Acutis M. Computation of total soil organic carbon stock and its standard deviation from layered soils. *MethodsX*. 2022. 9. 101662. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101662>
16. Національна доповідь «Про стан родючості ґрунтів України» / Під ред. С.А. Балюка, В.В. Медведєва, О.Г. Тараріко та ін. Київ: МАПУ, Центрдержродючість, НААНУ, ННЦ ІГА, НУБіП, 2010. 111 с.
17. Балюк С.А., Медведєв В.В., Мірошніченко М.М., Скрильник Є.В., Тимченко Д.О., Фатєєв А.І., Христенко А.О., Цапко, Ю.Л. Екологічний стан ґрунтів України. *Український географічний журнал*. 2012. 2. С. 38–42. URL: https://ukrgeojournal.org.ua/sites/default/files/UGJ-2012-2-38_0.pdf
18. Яцук І.П. Наукові основи відновлення природного потенціалу агроєкосистем України: автореф. дис. ... д-ра с.-г. наук: 03.00.16. Нац. акад. аграр. наук України, Ін-т агроєкології і природокористування. Київ, 2018. 53 с.
19. Vargas-Rojas R., Cuevas-Corona R., Yigini Y., Tong Y., Bazza Z., Wiese L. International Yearbook of Soil Law and Policy. In Ginzky H., Dooley E., Heuser I.L., Kasimbazi E., Markus T., Qin T. (Eds). International Yearbook of Soil Law and Policy. 2018. Cham, Springer International Publishing. P. 373–395. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-030-00758-4_18.
20. FAO. Unlocking the potential of soil organic carbon. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2017. Rome, Italy. 22 p. URL: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/584567aa-d89d-4d9a-82d8-1fad58266364/content>
21. FAO. A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes – GSOC-MRV Protocol. 2020. Rome. <https://doi.org/10.4060/cb0509en>.
22. FAO. Technical specifications and country guidelines for Global Soil Organic Carbon Sequestration Potential Map (GSOCseq). 2020. Rome, Italy. URL: <https://www.fao.org/documents/card/ru/c/cb0353en>
23. Jenkinson D.S., Rayner J.H. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil science*. 1977. 123(5). P. 298–305. <https://doi.org/10.1097/00010694-197705000-00005>
24. Jenkinson D.S. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: *Biological Sciences*. 1990. 329. P. 361–368. <https://doi.org/10.1098/rstb.1990.0177>
25. Sierra C.A., Müller M., Trumbore S.E. Models of soil organic matter decomposition: the SoilR package, version 1.0. Geoscientific Model Development. 2012. Vol. 5.4. P. 1045–1060. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-1045-2012>.
26. Aiello A., Adamo M., Canora F. Remote sensing and GIS to assess soil erosion with RUSLE3D and USPED at river basin scale in southern Italy. *Catena*. 2015. 131. P. 174–185. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.04.003>
27. Alatorre L.C., Begueria S. Identification of eroded areas using remote sensing in a badlands landscape on marls in the central Spanish Pyrenees. *Catena*. 2009. 76 (3). P. 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.11.005>
28. Meusburger K., Banninger D., Alewell C. Estimating vegetation parameter for soil erosion assessment in an alpine catchment by means of QuickBird imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 2010. 12(3). P. 201–207. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2010.02.009>
29. Дмитрук Ю.М., Черлінка В.Р. Використання моделей водної ерозії при розв'язанні прикладних завдань землеустрою: геоінформаційний підхід. *Землеустрій і кадастр*. 2012. № 1. С. 12–18. URL: https://www.researchgate.net/publication/328048942_Vikoristanna_modeliej_vodnoi_erozii_pri_rozv'azanna_prikladnih_zavdan_zemleustrou_geoinformacijnij_pidhid
30. Mitas L., Mitasova H. Distributed soil erosion simulation for effective erosion prevention. *Water Resources Research*. 1998. 34(3). P. 505–516. <https://doi.org/10.1029/97WR03347>
31. Schmidt J. (Ed.) Soil Erosion: Application of physically based models. Springer Science & Business Media. 2000. 318 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-04295-3>
32. Fernandes J., Bateira C., Soares L., Faria A., Oliveira A., Hermenegildo C., Moura R., Goncalves J. SIMWE model application on susceptibility analysis to bank gully erosion in Alto Douro Wine Region agricultural terraces. *Catena*. 2017. 153. P. 39–49. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2017.01.034>
33. Dmytruk Y., Cherlinka V. Cartographic technique for determining areas of soil contamination by heavy metals. *International Journal of Environmental Studies*. 2023. 80(2) P. 451–463. <https://doi.org/10.1080/00207233.2022.2147708>
34. Evans I.S., Minár J. A classification of geomorphometric variables. *Proceedings of the Geomorphometry 2011 Conference*. Redlands, California, USA, 2011. P. 105–108.
35. Krcho J. Morfometrická analýza a digitálne modely georeliéfu (Morphometric analysis and digital models of georelief). Bratislava: Veda, 1990. 426 p.
36. Shary P.A., Sharaya L.S., Mitusov A.V. Fundamental quantitative methods of land surface analysis. *Geoderma*. 2002. 107(1-2). P. 1–32. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00136-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00136-7)
37. Черлінка В.Р. Адаптація великомасштабних ґрунтових карт до їх практичного використання у ГІС. *Агрохімія і ґрунтознавство*. Вип. 84. Міжвідомчий тематичний науковий збірник. Харків: ТОВ «Смуґаста типографія», 2015. С. 20–28. URL: <https://agrosoil.yolasite.com/resources/2015-AiG-84-pp20-28.pdf>
38. Cherlinka V. Using Geostatistics, DEM and Remote Sensing to Clarify Soil Cover Maps of Ukraine. In: Dent, D., Dmytruk, Y. (Eds.). *Soil Science Working for a Living: Applications of soil science to present-day problems*. Springer-Verlag GmbH, Cham, Switzerland, Ch. 7, 2017a. P. 89–100. https://doi.org/10.1007/978-3-319-45417-7_7

39. Черлінка В.Р. Морфометричні параметри рельєфу як базис для предикативного моделювання просторового поширення ґрунтових відмін. *Агрохімія і ґрунтознавство*. Міжвід. тем. наук. зб. Вип. 86. Харків: ННЦ ІГА, 2017а. С. 5–16. URL: http://agrosoil.yolasite.com/resources/2017-86/2017_AiG-86_5-16_Cherlinka.pdf
40. Черлінка В.Р. Варіації прогновної ефективності ґрунтових карт залежно від способів побудови навчальних вибірок предикативних алгоритмів. *Ecology and noospherology*. 2017b. Vol. 28 (3-4). С. 55–71. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/etn_2017_28_3-4_8
41. Черлінка В.Р. Вплив роздільної здатності цифрових моделей рельєфу на якість предикативної симуляції ґрунтового покриву. *Ґрунтознавство*. 2017. Т. 18. № 1–2. С. 79–95. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/grunt_2017_18_1-2_11
42. Черлінка В.Р., Лобова О.В. Методичні підходи до узгодження ґрунтових картографічних матеріалів на межах адміністративно-територіальних одиниць України. *Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України*. 2018. №6. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nd_2018_6_12
43. Cherlinka V.R., Dmytruk Y.M. Solving existing problems with soil maps in Ukraine. *Biological systems*. 2018. Vol. 10. (1). P. 298–308. <https://doi.org/10.31861/biosystems2018.01.094>
44. Cherlinka V.R., Dmytruk Y.M., Bodyan Y.H. Effect of DEM sources on quality indicators of predictive maps of soil cover. *Agrochemistry and Soil Science*. Collected papers. No. 90. Kharkiv: NSC ISSAR, 2020. P. 36–46. DOI: <https://doi.org/10.31073/acss90-04>.
45. Stevenson J.A., Sun X., Mitchell N.C. Despeckling SRTM and other topographic data with a denoising algorithm, *Geomorphology*. 2010. 114/3. P. 238–252. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2009.07.006>
46. Mitašova H., Mitaš L. Interpolation by Regularized Spline with Tension: I. Theory and Implementation. *Mathematical Geology*. 1993. Vol. 25. №.6. P. 641–655. <https://doi.org/10.1007/BF00893171>
47. Breiman L. Random forests. *Machine learning*. 2001. 45 (1). P. 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
48. QGIS Development Team, 2024. QGIS Geographic Information System. URL <http://qgis.osgeo.org>
49. GRASS Development Team, 2024. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software. Version 8.3. URL <http://grass.osgeo.org>
50. R Development Core Team, 2024. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. URL <http://www.r-project.org>
51. Mitas L., Mitasova H. Distributed soil erosion simulation for effective erosion prevention. *Water Resources Research*. 1998. 34(3). P. 505–516. <https://doi.org/10.1029/97WR03347>
52. Mitasova H., Mitas L. Multiscale soil erosion simulations for land use management. In: Harmon, R. S., Doe, W.W. I. I. I. (Eds.), *Landscape Erosion and Evolution Modeling*. 2001. Springer Science & Business Media (Kluwer Academic & Plenum Publishers), New York, Ch. 11. P. 321–347. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-0575-4_11
53. Hofierka J., Mitasova H., Mitas L. et al. GRASS and modeling landscape processes using duality between particles and fields. In: *Proceedings of the Open Source GIS-GRASS users conference*. 2002. Trento, Italy. P. 11–13. URL: https://www.researchgate.net/publication/228547675_GRASS_and_modeling_landscape_processes_using_duality_between_particles_and_fields
54. Koko S. Simulation of gully erosion using the SIMWE model and GIS. *Landform Analysis*. 2011. 17. P. 81–86. URL: <https://www.semanticscholar.org/paper/Simulation-of-gully-erosion-using-the-SIMWE-model-Koko/7e0649bbe131ad453440459276f30244b8588d00>
55. Kuhn M. Building Predictive Models in R Using the caret Package. *Journal of Statistical Software*. 2008. 28(5). P. 1–26. URL <https://doi.org/10.18637/jss.v028.i05>
56. Landis J.R., Koch G.G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*. 1977. 33 (1). P. 159–174. URL <https://doi.org/10.2307/2529310>
57. Heuscher A.S., Brandt C.C., Jardine M.P. Using soil physical and chemical properties to estimate bulk density data. *Soil Sci. Soc. America J.* 2005. 6. P. 51–56. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0051a>
58. Houšková B. Assessment of the state of soil compaction in Slovakia. *Advances in geoecology 35*. A cooperating series of the IUSS. Catena Verlag, Germany, 2002. 379–386. URL: https://www.researchgate.net/publication/284824454_Assessment_of_state_of_soil_compaction_in_Slovakia
59. Kaur R., Kumar S., Gurung H. P. A pedo-transfer function (PTF) for estimating soil bulk density from basic soil data and its comparison with existing PTFs. *Soil Research*. 2002. 40(5). P. 847–858. <https://doi.org/10.1071/sr01023>
60. Назаренко І.І., Бербець М.А., Черлінка В.Р. Залежність рівноважної щільності ґрунтів від вмісту гумусу і параметрів вбирного комплексу. *Вісник аграрної науки*. 1998. № 5. С. 17–19.
61. Taalab K.P. Modelling Soil Bulk Density Using Data-mining and Expert Knowledge. 2013. 278 p. URL: <http://dspace.lib.cranfield.ac.uk/handle/1826/8273>
62. Tranter G., Minasny B., McBratney A.B., Murphy B., McKenzie N.J., Grundy M., Brough D. Building and testing conceptual and empirical models for predicting soil bulk density. *Soil Use and Management*. 2007. 23(4). P. 437–443. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00092.x>
63. Черлінка В.Р. Обґрунтування агроекологічної відповідності моделей ґрунтової родючості та її факторів вимогам польових культур: дис... канд. біол. наук: 03.00.27; Чернівецький національний ун-т ім. Юрія Федьковича. Чернівці, 2001. 224 с. URL: <https://archer.chnu.edu.ua/handle/123456789/998>
64. Cherlinka V.R., Dmytruk Y.M., Sobko V.I., Gunchak M.V., Balan T. I. Challenges and opportunities of modelling carbon dioxide sequestration potential in Ukrainian soils. *AgroChemistry and Soil Science*. 2021. 92. P. 62–70. <https://doi.org/10.31073/acss92-07>
65. Coleman K. Jenkinson D. S. RothC-26.3 – a model for the turnover of carbon in soil. Powlson, D. S., Smith, J. U. and Smith, P. (ed.) *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets (NATO ASI Series I, Vol. 38)*. 1996. Springer, Berlin. P. 237–246. URL: <https://repository.rothamsted.ac.uk/item/8746v/rothc-26-3-a-model-for-the-turnover-of-carbon-in-soil>

66. Falloon P., Smith P. Modeling Soil Carbon Dynamics. In: Kutsch W.L., Bahn M., Heinemeyer A. (Eds). Soil carbon dynamics: an integrated methodology. 2009. Cambridge University Press. P. 221–244. URL: <https://abdn.elsevierpure.com/en/publications/modelling-soil-carbon-dynamics>
67. Faybishenko B., Dwivedi D., O’Ryan D., Nico P., Birkholzer J., Zavarin M., Kersting A., Slessarev E., Nezgoduk A., Cherlinka V., Dmytruk Y., Romashchenko M., Yakirevich A., Shestopalov V. Assessment of Groundwater Radiological Vulnerability in Ukraine Using a GIS– and Modeling Based Approach. *VIII International Conference on Nuclear Decommissioning and Environmental Recovery*, INUDEC 2023, April 27–28, 2023, Slavutych, Ukraine.
68. Van Rossum G., & Drake Jr F. L. Python tutorial. Centrum voor Wiskunde en Informatica Amsterdam, The Netherlands. 1995. 73 p.
69. Hofierka J., Cebecauer T., Suri M. Optimisation of Interpolation Parameters Using Cross-validation. In: Peckham R.J., Jordan G., editors. Digital Terrain Modelling, Development and Applications in a Policy Support Environment. Berlin (Germany): Springer. 2007. P. 67–82. JRC43643. URL: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC43643>
70. Дмитрук Ю.М., Черлінка В.Р. Прикладні аспекти генерації гідрологічно-коректних та екологічно-відповідних цифрових моделей місцевості. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*. Івано-Франківськ, 2013. № 1(7). С. 126–131. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/ebzp_2013_1_27
71. GNU P. Free Software Foundation. Bash (3.2. 48)[Unix shell program]. 2007.
72. Cherlinka V., Dmytruk Y., Cherlinka L., Gunchak M., Sobko V. Methods of modeling and mapping of the soil bulk density: a case study from Chernivtsi region, Ukraine. *Geographia Cassoviensis*. 2022. XVI(2). P. 147–163. DOI: <https://doi.org/10.33542/GC2022-2-05>
73. Shapiro M., Westervelt J. R. MAPCALC: An Algebra for GIS and Image Processing. Champaign, IL: Environmental Division CERL, 1992. 22 p. URL: <https://grass.osgeo.org/gdp/raster/mapcalc-algebra.pdf>
74. Медведєв В.В. Відновлення еколого-відтворних і продуктивних функцій ґрунтів як найважливіший етап реалізації концепції сталого розвитку України. *Вісник аграрної науки*. 1997. №9. С. 16–20.
75. Cherlinka V.R., Dmytruk Y.M., Sobko V.I., Gunchak M.V., Balan T.I., Cherlinka L.V. Challenges and opportunities of modelling carbon dioxide sequestration potential in Ukrainian soils. *AgroChemistry and Soil Science*. 2021. 92. P. 62–70. <https://doi.org/10.31073/acss92-07>
76. Cherlinka V., Lelechenko L., Dmytruk Y. Soil organic carbon: assessment of dynamics and sequestration potential on the example of Ukraine. ESA Symposium on EO 4 Soil Protection and Restoration, 06-07 March 2024, ESA-ESRIN, Frascati (Rome), Italy URL: <https://az659834.vo.msecnd.net/eventsairwesteuprod/production-nikal-public/a6b01ba920ab4a98b9baba4788b6df51>
77. Singovszka E., Balintova M., Holub M. Heavy metal contamination and its indexing approach for sediment in Smolnik creek (Slovakia). *Clean Technologies and Environmental Policy*. 2015. 18(1). P. 305–313. <https://doi.org/10.1007/s10098-015-0991-0>