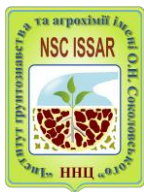




НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ АГРАРНИХ НАУК
УКРАЇНИ



НАЦІОНАЛЬНИЙ НАУКОВИЙ ЦЕНТР
«ІНСТИТУТ ҐРУНТОЗНАВСТВА та АГРОХІМІЇ
імені О. Н. СОКОЛОВСЬКОГО»

АГРОХІМІЯ і ҐРУНТОЗНАВСТВО

***AGROCHEMISTRY and SOIL SCIENCE
(ACSS)***

100

***Випуск присвячено 70-річчю з дня заснування
ННЦ «ІА імені О. Н. Соколовського» та
60-річчю – збірника «Агрохімія і ґрунтознавство»***

ХАРКІВ
2026

УДК 631.4+631.8:001(662.552)

A 26

DOI 10.31073/acss100

Агрохімія і ґрунтознавство / ННЦ «ІГА ім. О. Н. Соколовського». Харків, 2026.
Вип. 100. 84 с. <https://doi.org/10.31073/acss100>

Збірник публікує наукові статті за результатами теоретичних, експериментальних та методичних досліджень з актуальних напрямів ґрунтознавства, агрохімії, агроєкології, землеробства та інших наук, які містять оригінальну інформацію та обґрунтовані висновки.

Згідно з наказом МОН України № 928 від 11.06.2026 збірник включено до Переліку наукових фахових видань України в категорії «Б» у межах кластера «Сільськогосподарські і ветеринарні науки».

Спеціальності: Н1 Агрономія; Н3 Садово-паркове господарство; Н4 Лісове господарство; Н7 Агроінженерія

Мови видання: українська, англійська

Головний редактор

С. А. Балюк, академік НААН, д-р с.-г. наук, ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського», Харків, Україна

Члени редколегії

- А. Б. Ачасов**, д-р с.-г. наук, Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна, Харків, Україна
- А. О. Ачасова**, канд. біол. наук, Науково-дослідний інститут моніторингу та охорони ґрунтів, Прага, Чеська Республіка
- Л. І. Воротинцева**, д-р с.-г. наук, ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського», Харків, Україна
- Є. Ю. Гладкіх**, канд. с.-г. наук, ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського», Харків, Україна
- Ю. М. Дмитрук**, д-р біол. наук, Заклад вищої освіти «Подільський державний університет», Кам'янець-Подільський, Україна
- О. В. Круглов**, канд. геол. наук, ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського», Харків, Україна
- Т. Г. Лях**, д-р с.-г. наук, Національний інститут прикладних досліджень у сільському господарстві та ветеринарній медицині, Кишинів, Молдова
- М. М. Мірошніченко**, д-р біол. наук, ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського», Харків, Україна
- Г. Б. Недбала**, д-р с.-г. наук, Познанський університет природничих наук, Познань, Польща
- М. Пікутовська**, канд. біол. наук, Поморський університет у Слупську, Польща
- Є. В. Скрильник**, д-р с.-г. наук, ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського», Харків, Україна
- В. Р. Черлінка**, д-р біол. наук, Дослідження та Рішення, Онтаріо, Канада
- С. Г. Чорний**, д-р с.-г. наук, Чорноморський національний університет імені Петра Могили, Миколаїв, Україна

Відповідальний за випуск

Т. М. Лактіонова, канд. с.-г. наук, ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського», Харків, Україна

Склад редакційної колегії затверджено Вченою радою
ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського», протокол № 6 від 09.04.2026

Рік заснування: 1966

Свідоцтво про державну реєстрацію KB № 20942-10742Пр. Ідентифікатор медіа: R30-02658

Засновник: Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського» <https://ror.org/0074rcv14>

Адреса редакції: вул. Михайля Семенка, 4, м. Харків, 61024.
Тел. +38(057) 704 16 69. E-mail: agrochemsoilsci.org@gmail.com
Вебсайт видання: agrochemsoilsci.org

Індексування та реферування:

База даних CrossRef; Реєстр наукових фахових видань України;
Портал Національної бібліотеки України ім. В. І. Вернадського;
Загальнодержавна реферативна база даних (РБД) «Україніка наукова»;
Пошукова система і база даних наукових цитувань «Open Ukrainian Citation Index (OUCI)»;
ICI World of Journals database (Index Copernicus); CiteFactor; Research Bible; WorldCat;
Directory of Research Journal Indexing (DRJI)

Рекомендовано до видання Вченою радою ННЦ «ІГА імені О. Н. Соколовського», протокол № 11 від 08.06.2026.

ISSN 0587-2596
e-ISSN 2616-6852

© Національний науковий центр
«Інститут ґрунтознавства та агрохімії
імені О. Н. Соколовського»

ЗМІСТ / CONTENT

МОНІТОРИНГ І ВЛАСТИВОСТІ ҐРУНТУ / MONITORING AND SOIL PROPERTIES

Дмитрук Ю. М., Черлінка В. Р., Горбачова Н. П.

Моніторинг деградації ґрунтів та динаміки органічного вуглецю: адаптація європейського досвіду та дорожня карта для України

Dmytruk Y. M., Cherlinka V. R., Gorbacheva N. P. Monitoring soil degradation and organic carbon dynamics: adapting European experience and developing a roadmap for Ukraine..... 4–21

Бігун О. М.

Педотрансферні функції фізичних властивостей ґрунтів: методологічні підходи до розроблення, каталог моделей та схеми локальної валідації

Bihun O. M. Pedotransfer functions of soil physical properties: methodological approaches to development, model catalogue, and local validation schemes 22–37

ФАКТОРИ ЕРОЗІЇ ҐРУНТУ / FACTORS OF SOIL EROSION

Круглов О. В., Коляда В. П., Шерстюк О. І.

Методичні підходи до моделювання фактора К моделі втрат ґрунту від ерозії RUSLE

Kruglov O. V., Kolyada, V. P., Sherstyuk, O. I. Methodological approaches to modeling the K factor of the RUSLE soil losses model from erosion 38–48

Чорний С. Г.

Кліматичний чинник вітрової ерозії на Півдні України: статистичний аналіз та тенденції в контексті зміни клімату

Chornyy S. G. The climatic factor of wind erosion in southern Ukraine: statistical analysis and trends in the context of climate change 49–58

БІОЛОГІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ ҐРУНТОВИХ УМОВ ЖИВЛЕННЯ РОСЛИН / BIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF SOIL CONDITIONS FOR PLANT NUTRITION

Левішко А. С., Гуменюк І. І., Маменко П. М., Колодяжний О. Ю., Ященко Л. А., Ровна Г. Ф.

Вплив інтегрованого застосування добрив та меліорантів на мікробіоценоз кислого дерново-підзолистого ґрунту в ризосфері сої

Levishko A. S., Gumeniuk I. I., Mamenko P. M., Kolodiazhnyi O. Yu., Yashchenko L. A., Rovna G. F. The effect of integrated application for fertilizers and ameliorants on the microbiocenosis of acidic sod-podzolic soil within the soybean rhizosphere..... 59–72

Ревтьє-Уварова А. В., Новосад К. Б.

Характеристика результатів визначення мінералізації азотовмісних сполук у ґрунті біологічними методами

Revtye-Uvarova A. V., Novosad K. B. Characteristics of the results of determining the mineralization of nitrogen-containing compounds by substantiated biological methods 73–83

МОНІТОРИНГ І ВЛАСТИВОСТІ ҐРУНТУ MONITORING AND SOIL PROPERTIES

УДК 631.417.1:632.125(4+477)

Моніторинг деградації ґрунтів та динаміки органічного вуглецю: адаптація європейського досвіду та дорожня карта для України

Ю. М. Дмитрук^{1, 2, а, в}, В. Р. Черлінка^{3, б}, Н. П. Горбачова^{4, с}¹ЗВО Подільський державний університет, Кам'янець-Подільський, Україна;²ДУ «Інститут охорони ґрунтів України», Київ, Україна;³Research & Solutions, Торонто, Канада,⁴Чернівецький національний університет ім. Ю. Федьковича, Чернівці, Україна

ІНФОРМАЦІЯ	АНОТАЦІЯ
<p>Отримано 15.02.2026 Отримано після доопрацювання 02.06.2026 Затверджено до видання 08.06.2026 Доступно онлайн 30.06.2026</p> <hr/> <p><i>Ключові слова:</i></p> <p>деградація ґрунтів; органічний вуглець ґрунту; моніторинг; європейські стандарти; сільськогосподарські угіддя; гармонізація національного законодавства</p>	<p>Деградація ґрунтів є однією з найкритичніших екологічних проблем, що загрожує сільськогосподарській стійкості та продовольчій безпеці в Європі та в усьому світі. Європейський Союз, визнаючи актуальність цього питання, створив комплексні системи для моніторингу та захисту ґрунтів, що завершилося нещодавніми законодавчими ініціативами. Однак впровадження ефективних систем моніторингу ґрунтів вимагає значних фінансових та технічних ресурсів, що створює особливі труднощі для країн з економікою, що розвивається. Основна мета цього дослідження полягає в тому, щоб надати рекомендації для створення функціональної системи моніторингу ґрунту в Україні, яка б збалансувала наукову точність з економічною доцільністю, забезпечуючи при цьому сумісність з європейськими стандартами. Особливий акцент робиться на методах запобігання поширенню деградації та збереженню запасів органічного вуглецю у ґрунтах на сільськогосподарських землях. Україна входить до числа провідних світових виробників сільськогосподарської продукції, але стикається зі зростаючим тиском на виробництво і через процеси деградації ґрунтів. Плани європейської інтеграції вимагають узгодження зі стандартами ЄС щодо захисту ґрунтів, водночас діючи в умовах жорстких бюджетних обмежень. Це створює нагальну потребу критично оцінити європейський досвід та визначити економічно ефективні підходи до моніторингу, адаптовані до українських умов. На основі огляду доступних джерел проведено комплексний аналіз європейського досвіду моніторингу деградації ґрунтів та управління органічним вуглецем (SOC) на сільськогосподарських землях. Проаналізовано десятиліття європейських досліджень з оцінки деградації ґрунтів, динаміки органічного вуглецю та методологій моніторингу з особливим акцентом на сільськогосподарські угіддя. Дослідження охоплює огляд 54 рецензованих публікацій, систематизованих навколо методологічних кластерів: 1) деградація ґрунтів у Європі; 2) моніторинг та картування ґрунтів; 3) релевантність європейського досвіду для України. Показано, що Європейський центр даних про ґрунти (ESDAC) та база даних LUCAS (близько 20 тис. точок на 4,2 млн км²) забезпечують стандартизовану платформу для моніторингу стану ґрунтів у масштабі континенту. Встановлено, що втрати SOC на орних землях Європи за останнє десятиліття становлять 0,3–0,5 % щорічно, що реально загрожує продуктивності агроєкосистем. Критичний аналіз економічних витрат від деградації ґрунтів в Англії та Уельсі (£0,9–1,4 млрд щорічно) підтверджує необхідність превентивних заходів. Для умов України запропоновано поетапне впровадження системи моніторингу ґрунтів, яка включає: 1) впровадження мережі реперних ділянок (щонайменше 650–700 точок для базової сітки; повне охоплення контрольованої на 2026 рік території — близько 2000 точок) для довгострокового спостереження за SOC; 2) створення національної бази даних ґрунтів (з вико-ристанням ДСТУ ISO 28258 як «інтерфейсу» бази даних), а також термінологічних та методичних стандартів (ISO 11074, ISO 25177) і стандартів геоінформаційних систем; 3) використання супутникових даних Sentinel-2 для картування деградації ґрунтів, насамперед ерозії; 4) застосування методів машинного навчання для цифрового картування властивостей ґрунтів при обмежених фінансових ресурсах. Серед запропонованих підходів: впровадження новітніх економічно ефективних методів (pXRF, vis-NIR спектроскопія), краудсорсингове залучення громадськості (Soil Citizen Science) для верифікації моделей дистанційного зондування, а також MRV-підходи для оцінювання ефективності агропрактик (4R, покривні культури, мінімальний обробіток ґрунту). Запропоновані рекомендації сприятимуть збереженню родючості ґрунтів і дозволять забезпечити гармонізацію української системи моніторингу ґрунтів з ЄС відповідно до вимог Soil Monitoring Law.</p>

✉ dmytruk.yur@gmail.com

ORCID: ^а 0000-0002-3157-0503, ^б 0000-0001-5354-4851, ^с 0009-0007-9862-2463

Форма цитування: Дмитрук Ю. М., Черлінка В. Р., Горбачова Н. П. Моніторинг деградації ґрунтів та динаміки органічного вуглецю: адаптація європейського досвіду та дорожня карта для України. *Агрохімія і ґрунтознавство* / ННЦ «Ін-т ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського». Харків, 2026. Вип. 100. С. 4–20. <https://doi.org/10.31073/acss100-01>

Поширення статті здійснюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY-NC 4.0

1. Вступ. Політика управління ґрунтами в ЄС

Сучасна політика ЄС базується на визнанні ґрунтів, як обмеженого ресурсу, що перебуває під критичним тиском [1]. Управління ґрунтами в Європі більше не розглядається лише в межах сільського господарства; воно інтегроване в глобальний порядок денний Цілей сталого розвитку ООН (ЦСР ООН). Ґрунти мають прямий вплив на досягнення більшості з 17 цілей, зокрема щодо продовольчої безпеки, чистих вод та кліматичних дій [2]. Тому основним трендом європейської «ґрунтової» політики є перехід від вузькоспеціалізованого ґрунтознавства до трансдисциплінарного управління, де ґрунт є ключовим інструментом досягнення ЦСР ООН. Політика управління в ЄС адаптується до зростаючого тиску глобальних змін. Інтенсивне землекористування та зміна клімату визнані основними драйверами деградації, що вимагає впровадження практик «сталого управління ґрунтами» для пом'якшення наслідків викидів парникових газів [3]. Ключовим викликом для політики ЄС вважають розрив між науковими знаннями та їх впровадженням. Тому Ґрунтова місія ЄС передбачає трансдисциплінарні дослідження, які об'єднують ґрунтознавців, землекористувачів, соціум та політиків [4]. Метою є перетворення наукових дескрипторів ґрунту на зрозумілі показники «екосистемних послуг», що дозволяє аргументувати політичні рішення на рівні Єврокомісії. Важливо підкреслити, що рішення розробляються з врахуванням регіональних проблем та особливостей, як наприклад для ідентифікації зон ризику деградації та опустелювання в реальному часі для Середземномор'я [5, 6].

2. Матеріали та методи. Дизайн та охоплення дослідження

Дослідження проведено у форматі систематизованого аналітичного огляду рецензованої наукової літератури та офіційних програмно-цілевих публікацій, присвячених процесам деградації ґрунтів, динаміці органічного вуглецю ґрунту (ОВГ), а також системам моніторингу ґрунтів в агроландшафтах Європи, з особливим акцентом на можливості їх застосування в Україні. Дизайн огляду передбачав досягнення таких цілей: – синтез сучасних наукових знань щодо домінуючих загроз деградації ґрунтів у Європі; – аналіз методологічних підходів до моніторингу ґрунтів та оцінки вмісту ОВГ; – ідентифікація адаптивних елементів європейських структур моніторингу ґрунтів, придатних для впровадження на національному рівні в умовах економічних обмежень.

Критерії відбору літератури. Процес відбирання літературних джерел здійснювали у три етапи. *Бази даних та джерела.* Пошук наукових публікацій проводили у таких міжнародних бібліографічних базах даних: Web of Science (Core Collection), Scopus, Google Scholar (для пошуку «сірої» літератури та останніх звітів). Крім того, було залучено офіційні документи та масиви даних європейських інституцій, зокрема: Європейського центру ґрунтових даних (ESDAC), публікації Спільного дослідницького центру (JRC), а також звіти Європейської Комісії щодо захисту та моніторингу ґрунтів.

Часові межі. Основний період огляду охоплює 2010–2024 роки, що відображає стрімку методологічну еволюцію у сферах моніторингу ґрунтів, цифрового ґрунтового картографування та моделювання динаміки ОВГ протягом цього часу. Для забезпечення концептуальної наступності було включено окремі класичні дослідження, опубліковані до 2010 року, які заклали фундаментальні методологічні засади (наприклад, ранні оцінки запасів ОВГ, концепції моделювання ерозії).

Критерії включення та виключення. Публікації включали до аналізу за умови відповідності всім наведеним критеріям: об'єктом дослідження є ґрунти Європи на землях с.-г. призначення або порівнянних регіонів помірною поясу; фокус на процесах деградації ґрунтів, динаміці ОБГ або методологіях ґрунтового моніторингу; опубліковані у рецензованих журналах або видані визнаними науковими чи державними інституціями; наявність кількісних даних, методологічних структур або синтезу, релевантного для цілей моніторингу чи управління.

Публікації не включали, якщо вони: стосувалися виключно несільськогосподарських екосистем; обмежувалися лабораторними експериментами без прив'язки до ландшафтного рівня; не мали методологічної прозорості або відтворюваності. У результаті для детального аналізу було відібрано 54 публікації.

Кластеризація публікацій. Для забезпечення аналітичної чіткості відібрані публікації було згруповано у три тематичні кластери: 1. Процеси деградації ґрунтів (водна та вітрова ерозія, ущільнення ґрунту, хімічна деградація, засолення). 2. Динаміка та моделювання органічного вуглецю ґрунту (запаси ОБГ, потенціал секвестрації, вплив землекористування, облік вуглецю). 3. Структури моніторингу та оцінювання ґрунтів (мережі моніторингу *in situ*, обстеження LUCAS, цифрове картографування ґрунтів, інтеграція даних дистанційного зондування Землі). Така кластеризація дозволила здійснити цільовий синтез у межах кожної галузі, зберігаючи при цьому взаємозв'язки між фізичною деградацією, біогеохімічними процесами та методологіями моніторингу.

Синтез та аналітичний підхід. Синтез базувався на порівняльному якісно-кількісному підході, що поєднував: нарративний синтез методологічних трендів; порівняння масштабів моніторингу, щільності відбору проб та індикаторів; оцінку економічної доцільності та складності впровадження. Особлива увага приділялася: гармонізації для різних просторових масштабів; інтеграції польових спостережень із даними дистанційного зондування; можливості застосування європейських моделей моніторингу в умовах дефіциту даних.

На заключному етапі аналізу увагу було зосереджено на виокремленні адаптивних принципів та формулюванні поетапної «дорожньої карти» розвитку системи моніторингу ґрунтів в Україні, узгодженої з європейськими стандартами з урахуванням національних обмежень.

Методологічні обмеження. Автори визнають, що оскільки це дослідження має характер огляду, аналіз залежить від доступності та якості опублікованих даних. Проте використання декількох баз даних, актуальної літератури та офіційних європейських масивів даних нівелює потенційну упередженість і забезпечує обґрунтованість висновків.

3. Результати та обговорення

3.1. Деградація ґрунтів у Європі

3.1.1. Розвиток методологій оцінювання

Систематичне оцінювання деградації ґрунтів на континентальному та глобальному рівнях розпочалося з новаторської роботи Oldeman et al. [7], у якій розроблено методологію глобального оцінювання деградації ґрунтів, спричиненої людиною (GLASOD). Деградацію ґрунтів було класифіковано за типом (водна ерозія, вітрова ерозія, хімічна та фізична деградація), інтенсивністю та ступенем. Це стало основою для подальших регіональних оцінок [8]. Підхід GLASOD, незважаючи на свої обмеження в просторовій роздільній здатності та точності, забезпечив піонерний системний огляд моделей деградації.

Подальші методологічні вдосконалення зменшили ці обмеження за допомогою глобальних оцінок на основі проксі-показників. Bai et al. [9] розробили підхід до оцінки деградації земель на основі чистої первинної продуктивності (NDVI), включаючи дані дистанційного зондування та біофізичні показники. Еволюція методологій, заснованих на даних, продовжилася картографуванням деградації з високою роздільною здатністю, як запропонували Gibbs та Salmon [10], які створили карти глобальної деградації ґрунтів з безпрецедентною просторовою деталізацією.

3.1.2. Огляд проблем деградації ґрунтів агроєкосистем

Водна ерозія залишається найпоширенішим процесом деградації, що впливає на ґрунти на землях сільськогосподарського призначення Європи. Panagos et al. [11, 12] провели комплексне оцінювання втрат ґрунту внаслідок водної ерозії по всьому ЄС, використовуючи вдосконалену модель (RUSLE, 2015) універсального рівняння втрат ґрунту. Вони оцінили середні темпи втрат ґрунту в $2,46 \text{ т га}^{-1} \text{ рік}^{-1}$, при цьому на сільськогосподарські угіддя припадає 20,8 % від загальної ерозії. Ці дослідження, що включали дані високої роздільної здатності [13] та вдосконалені карти еродованості ґрунту, демонструють значну просторову неоднорідність, при цьому середземноморські регіони та райони інтенсивного сільського господарства зазнають втрат ґрунту, що перевищують $10 \text{ т га}^{-1} \text{ рік}^{-1}$.

Проведений метааналіз 2500 вимірювань у масштабі ділянок по всьому світу [14] продемонстрував, що темпи ерозії в Європі, хоча й помірні, порівняно з тропічними регіонами, значно перевищують темпи ґрунтоутворення (зазвичай $0,3\text{--}1,4 \text{ т га}^{-1} \text{ рік}^{-1}$). Регіональні дослідження надають критично важливі дані для підтвердження: Evans [15] задокументував десятилітні результати моніторингу ерозії ґрунтів в Норфолку (Англія), при цьому 75 % річних втрат ґрунту відбувається під час екстремальних опадів. Аналогічно, Steinhoff-Knopf та Burkhard [16] представили результати моніторингу за 23 роки на території Нижньої Саксонії, (Німеччина), демонструючи часову мінливість темпів ерозії від 0,1 до $15,8 \text{ т га}^{-1} \text{ рік}^{-1}$. Prasuhn [17] проаналізував 20 років вимірювань на фермах у Швейцарії, продемонструвавши, що програми збереження (контурна оранка, покривні культури) зменшили втрати ґрунту на 30-50 %. Однак, рівень ерозії залишався вищим, ніж допустимі рівні на схилах стрімкістю понад 15 %, що підкреслює постійну необхідність захисту вразливих сільськогосподарських угідь.

У результаті стандартизації великих масивів вимірювань інтенсивності опадів з різних регіонів світу створено глобальні карти ерозійної здатності опадів і показано їх просторові закономірності. Наголошено, що саме цей показник є критично важливим для точного оцінювання ерозійного ризику, а отримані результати можуть використовуватися для глобального та регіонального моделювання водної ерозії, оцінки деградації земель і планування ґрунтозахисних заходів в умовах змін клімату [13]. Ці результати використали для розрахунку показників ерозійної здатності опадів (rainfall erosivity, фактор R у рівняннях водної ерозії), що найбільш чутливо відображають інтенсивні зливові події.

Вітрова ерозія спостерігається приблизно на 42 млн га європейських сільськогосподарських угідь, особливо в Середземноморському, Атлантичному та Континентальному регіонах [18]. Використовуючи переглянуте рівняння вітрової ерозії (RWEQ), адаптоване до європейських умов, Borrelli et al. [18] оцінили загальні втрати ґрунту, спричинені вітром, у $0,87 \text{ т га}^{-1} \text{ рік}^{-1}$ для сільськогосподарських районів, і концентровані прояви вітрової ерозії, приурочені до південного сходу Іспанії, північної Німеччини та східноєвропейських рівнин.

Просторовий розподіл відображає взаємодію кліматичних факторів (швидкість вітру, опади), властивостей ґрунту (структура, грансклад, вміст органічних речовин) та методів управління земельними ресурсами (агроекологічні та ґрунтозахисні практики, планування та організація землекористування, економічні та фінансові інструменти тощо). На відміну від водної, вітрова ерозія має виражену сезонність, причому 70–80 % річних втрат припадає на весняні місяці, коли поверхня ґрунту оголена після обробітку ґрунту [18].

Ущільнення ґрунту є поширеним, але часто недооціненим процесом деградації, прояви якого виявлені на 32–36 % площ сільськогосподарських ґрунтів Європи [19]. Проведені дослідження [20–21] встановили механістичне розуміння динаміки ущільнення, документуючи вплив на об'ємну щільність, пористість, гідравлічну провідність та біологічну активність. Тиск техніки спричиняє деформацію порового простору, що змінює тензорні властивості насиченої гідравлічної провідності, роблячи потік води в ґрунті анізотропним та обмеженим [22].

Аналіз європейського масштабу DPSIR: «Рушійні сили (Driving Forces) – Тиск (Pressure) – Стан (State) – Вплив (Impact) – Реакція (Responses)» проведений Schjonning et al. [19], визначив механізацію агровиробництва як основну причину ущільнення, при цьому середнє навантаження на вісь за 50 років зросло з 3 Мг до >10 Мг. Автори [23] кількісно оцінили цю історичну тенденцію, продемонструвавши, що збільшення ваги техніки призвело до незворотної структурної деградації в підґрунтових шарах багатьох типів ґрунтів. Регіональні оцінки ущільнення ґрунтів виявляють істотну диференціацію [24] — встановлено, що 25 % сільськогосподарських ґрунтів Нідерландів мають ущільнене підґрунтя. Проведений економічний аналіз [25] дозволив оцінити щорічні збитки від зниження врожайності та втрат екосистемних послуг для ґрунтів Великобританії, спричинені ущільненням та збільшенням потреб в енергії для обробітку ґрунту. Ці результати підкреслюють економічну необхідність превентивних стратегій управління, включаючи контрольоване землеробство та зменшення навантаження на осі.

Фізичну деградацію вважають «тихою» загрозою: вона часто передуює хімічному виснаженню. Структура ґрунту сьогодні розглядається не просто як фізична характеристика, а як інтегрований індикатор здатності ґрунту виконувати свої екосистемні функції. Глобальний мета-аналіз доводить, що перехід від природних екосистем до інтенсивної ріллі суттєво погіршує водопровідність та здатність ґрунту утримувати вологу [26]. Деградація структури — це перехід від складної, зв'язаної мережі пор (природна архітектура пор) до ізольованої або хаотичної системи. Короткострокова регенерація структури часто не здатна відновити складність мережі пор, що критично впливає на газотранспортні функції та утримання води [27]. Прямим наслідком деградації структури ґрунту є зниження повітропроникності. Це обмежує доступ кисню до кореневої системи та мікробіому, що стає проблемою для врожайності [28]. Структуру ґрунту вважають посередником між фізичними процесами та біологічною продуктивністю [29]. Деградований ґрунт втрачає здатність до інфільтрації, що призводить до посилення поверхневого стоку, ерозії та підвищення ризику паводків. До того ж фізично деградовані ґрунти мають меншу опірність як до посух, так і до надмірного зволоження.

Траєкторії підкислення та забруднення ґрунтів. Довгостроковий моніторинг змін рН ґрунту дає уявлення про динаміку підкислення та відновлення після скорочення викидів. Проаналізовані зміни рН ґрунту в Англії та Уельсі у роки з 1978 до 2003 [30], задокументували підвищення рН (0,2–0,6 одиниці) у відповідь на зменшення кількості кислотних опадів після впровадження Закону про чисте повітря. Відновлення демонструвало просторову мінливість, що відображає початковий рН, буферну здатність ґрунту, зміни в методах вапнування

та землекористування, а також скорочення опадів. Інші автори [31] досліджували підкислення ґрунтів на півдні Швейцарії протягом 1987–1997 років, використовуючи рамки критичного навантаження. Незважаючи на скорочення осадження сірки, осадження азоту продовжувалося на рівнях, що перевищують критичні навантаження для чутливих лісових ґрунтів, що призводило до стійкого підкислення ґрунтів із низькою буферністю. Це підкреслює складну часову динаміку відновлення хімічного складу ґрунту та важливість управління кількома факторами підкислення.

Атмосферні відкладення азоту впливають на сільськогосподарські системи як безпосередньо (через хімію ґрунту), так і опосередковано (через зміну напівприродного середовища існування на узбіччях полів) [32]. Масштабним науковим переглядом і оновленням емпіричних критичних навантажень азоту на природні та напівприродні екосистеми Європи та основою для оновлення рекомендацій у межах Конвенції про транскордонне забруднення повітря на великій відстані (CLRTAP) став звіт [33], який обґрунтовує вибір показників-індикаторів, наприклад, зміни видового складу рослинності або хімізму ґрунту для систем моніторингу.

Результати багатоточкових експериментальних навантажень азоту в контрастних європейських екосистемах, демонструють підкислення ґрунту, змінені співвідношення поживних речовин та зміни у складі мікробного співтовариства [34]. Ці висновки мають значення для управління агроландшафтами, де буферні зони та живоплоти можуть зазнавати хронічного збагачення азотом внаслідок атмосферних відкладень у поєднанні з перенесенням добрив. Встановлено [35] взаємозв'язки між відкладеннями азоту та вимиванням нітратів з європейських лісів, та надано критично важливі дані для захисту якості ґрунтових вод. Функції «доза-відповідь» виявили нелінійні реакції з пороговою поведінкою, що свідчить про те, що невелике скорочення відкладень може мати непропорційні переваги в чутливих регіонах.

Тривале агровиробництво призводить до накопичення важких металів через внесення добрив, атмосферні опади та залишки пестицидів. Використовуючи дані LUCAS, автори [36] оцінили вміст важких металів у сільськогосподарських ґрунтах ЄС, визначивши перевищення (для кадмію, свинцю та ртуті) нормативних порогів для 6,2 % досліджуваних ділянок. У просторовому розподілі виявлено «гарячі точки», пов'язані з історичним видобутком корисних копалин, промисловими викидами та районами інтенсивного агровиробництва.

Детальний аналіз вмісту і розподілу окремих важких металів дозволили виділити на карті пріоритетні області для детальної оцінки на основі балів ризику забруднення [37]. Окремо досліджували ртуть [38], задокументувавши підвищені концентрації в середземноморських регіонах, пов'язані з геологічними джерелами та історичним видобутком ртуті (мінерал кіновар). Ці закономірності відображають тривалий час перебування важких металів у ґрунтах (від десятиліть до століть) та підкреслюють важливість превентивного управління, щоб уникнути незворотного забруднення. Контроль можливих джерел надходження важких металів (вибір фосфатних добрив, стандарти якості біотвердих речовин) є вагомим важелем управління.

3.1.3. Динаміка органічного вуглецю ґрунту (SOC)

Органічний вуглець ґрунту є найбільшим наземним резервуаром вуглецю, а ґрунти сільськогосподарських угідь відіграють вирішальну роль у глобальному вуглецевому циклі. Проведена комплексна глобальна оцінка вмісту SOC [39], демонструє, що перехід до сучасного агровиробництва призвів до втрат 25–50 % від «досільськогосподарської» кількості SOC, що відповідає викидам 40–90 Pg C

в атмосферу. Зокрема, на європейських сільськогосподарських угіддях історичні втрати SOC становлять в середньому 30–40 % порівняно з базовими рівнями природних екосистем. Автори оцінили, що верхній шар ґрунтів (0–30 см) сільськогосподарських угідь світу (1 410 мільйонів гектарів) містить 83 Pg C. Додатковий потенціал зберігання SOC у верхньому шарі ґрунту сільськогосподарських угідь світу становить 29–65 PgC.

Зв'язок між SOC та урожайністю був оцінений з використанням метааналітичних підходів. Проаналізувавши 273 дослідження в масштабах світу, автори [40] встановили послідовну позитивну кореляцію між вмістом SOC та врожайністю сільськогосподарських культур з коефіцієнтами еластичності 0,3–0,6 залежно від гранскладу ґрунту та клімату. Цей зв'язок залишається стійким у різних виробничих системах, хоча абсолютна реакція на врожайність залежить від типу культури та інтенсивності менеджменту.

Критично переглянули поширене твердження, що перехід від традиційного обробітку ґрунту до мінімального або no-till автоматично забезпечує значне секвестрування SOC [41]. Показано, що значна частина доказів зростання SOC у системах «conservation tillage» може бути результатом методичних похибок, насамперед через те, що багато досліджень оцінювали зміни вмісту SOC переважно у верхньому шарі ґрунту, без адекватного врахування глибших горизонтів та перерозподілу вуглецю по профілю. Автори підкреслюють, що no-till часто супроводжується збільшенням вмісту SOC у поверхневому шарі ґрунту, але це не завжди означає приріст загального запасу SOC в усьому ґрунтовому профілі. Тому в статті пропонується проводити розрахунки запасів вуглецю за еквівалентною масою ґрунту (а не тільки за фіксованою глибиною), оскільки зміни щільності будови ґрунту можуть суттєво спотворювати оцінки.

Дослідження врожайності зернових культур у Китаї [42] показали, що підтримка SOC запобігає стагнації врожайності в інтенсивних системах вирощування, що має пряме відношення до європейських зернових регіонів. Результати [43] демонструють, що вищі рівні органічної речовини ґрунту поліпшують утримання води в ґрунті, а це означає, що вони можуть пом'якшити втрати врожаю сільськогосподарських культур від посухи. Причому кожне збільшення вмісту SOC на 1 % під час сильної посухи було пов'язане зі збільшенням врожайності на $2,2 \pm 0,33 \text{ Mg/ga}^{-1}$ та зниженням середньої частки виплачених страхових зобов'язань на $36 \pm 4,76 \%$. Автори [43] стверджують, що дані про органічну речовину ґрунту доцільно використовувати в аграрній політиці та фінансовому плануванні, наводячи кількісні докази супутніх переваг органічної речовини ґрунту, яка вважається фундаментальною для просування ініціатив щодо здоров'я ґрунту та поглинання вуглецю.

Аналіз часової динаміки запасів SOC після зміни землекористування в умовах помірної зони забезпечив узагальнений підхід до моделювання через так звані «carbon response functions» [44]. Автори кількісно описали, як швидко і в якому напрямі змінюється SOC після переходів між основними типами землекористування (зокрема рілля ↔ пасовище/луки ↔ ліс та ін.). Показано, що SOC реагує не миттєво, а за траєкторіями, які мають характерні фази: початкові швидкі зміни після перетворення (зазвичай втрати після розорювання) і поступове наближення до нового рівноважного стану протягом десятиліть. Запропоновані функції реакції вуглецю дозволяють оцінювати напрям, амплітуду та часовий масштаб змін SOC залежно від типу переходу землекористування і часу, що минув після нього. Модель розкриває важливі висновки: 1) 50–70 % загальних змін SOC відбувається протягом перших 20 років після перетворення типу землекористування; 2) зміни вмісту вуглецю для підґрунтя відстають від змін верхнього шару ґрунту на 5–10 років; 3) величини рівноваги залежать від нових

методів управління та умов довкілля. Ці висновки свідчать про те, що поточні запаси SOC відображають кумулятивну спадщину рішень щодо землекористування, які охоплюють десятиліття, що ускладнює короткостроковий моніторинг.

3.2. Моніторинг та картування ґрунтів

3.2.1. Європейська інфраструктура ґрунтових даних

Європейський центр ґрунтових даних (ESDAC), створений у 2006 році, є основою управління ґрунтовою інформацією континентального масштабу [45]. ESDAC об'єднує різноманітні джерела даних, включаючи національні опитування, дослідницькі бази даних та гармонізовані національні мережі моніторингу в єдину платформу, що підтримує розробку політики та оцінку стану довкілля. Роль центру виходить за рамки функцій сховища даних і включає протоколи стандартизації, рамки забезпечення якості та розробку інтерфейсу користувача.

Набір даних ґрунтів в рамках обстеження землекористування/покриття площі (LUCAS) є найбільшою стандартизованою базою даних ґрунтів для Європи, що охоплює понад 20 000 точок відбирання проб у державах-членах ЄС на сітці 18×18 км [46]. Протокол обстеження передбачає відбір проб з верхнього (0–20 см) шару ґрунту з аналізом фізичних (грансклад, об'ємна щільність), хімічних (рН, вміст органічного вуглецю, елементи живлення, полютанти) та біологічних показників. Трирічний цикл відбирання проб (з 2009 по 2018) забезпечив оцінку часових тенденцій, хоча існуюча просторова роздільна здатність обмежує великомасштабні застосування, специфічні для конкретної ділянки.

Геостатистичні підходи [47] продемонстрували корисність даних LUCAS щодо картографування в континентальному масштабі, для прогнозування фізичних властивостей верхнього шару ґрунту з роздільною здатністю 500 м. Подальші дослідження поширилися на картографування хімічних властивостей [48, 49], а саме — просторових закономірностей розподілу міді, елементів живлення та «гарячих точок» забруднення. Вказані результати надають базові довідкові дані для оцінки деградації ґрунтів і розробки політики. Запропоновані гармонізовані бази даних профілів ґрунтів [50], поєднали національні системні набори даних, задовольняючи критичну потребу в інформації про підґрунтя. Ця ініціатива забезпечує тривимірну характеристику ґрунту, необхідну для моделювання руху води, перенесення забруднюючих речовин та динаміки вуглецю на глибинах нижче відбору проб LUCAS.

3.2.2. Дистанційне зондування і картування

Інтеграція даних дистанційного зондування і наземного моніторингу ґрунтів розширила можливості часового та просторового охоплення. Досягнення в моделюванні ерозії розглянули з використанням супутникових даних [11], виділивши застосування зображень Landsat, SPOT та MODIS для отримання ключових вхідних даних моделі: коефіцієнтів рослинного покриву (на основі NDVI), типу землекористування та похідних рельєфу з цифрових моделей рельєфу. Використані спектральні підходи до оцінки властивостей ґрунту [51], показали, що спектроскопія видимого та ближнього інфрачервоного діапазонів може виявляти зміни щільності ґрунту внаслідок ущільнення. Хоча лабораторна спектроскопія досягає високої точності ($R^2 > 0,80$ для багатьох властивостей), проте дистанційне зондування стикається з проблемами, пов'язаними з атмосферними перешкодами та перекриттям рослинним покривом.

Цифрове картографування ґрунтів стало економічно ефективним підходом до просторового прогнозування властивостей ґрунту, особливо цінним у регіонах

з обмеженими даними [49]. Застосували гауссівську регресію до даних хімічних властивостей LUCAS, досягнувши точності прогнозування ($R^2 = 0,40\text{--}0,70$), придатної для застосування на регіональному масштабі. Метод використовує екологічні коваріати (клімат, топографію, літологію, землекористування) як предиктори, застосовуючи алгоритми машинного навчання для встановлення емпіричних зв'язків. Цей підхід пропонує значні переваги для країн з обмеженою інфраструктурою ґрунтових досліджень: 1) ефективно використовує існуючі точкові спостереження; 2) включає вільно доступні екологічні коваріати; 3) надає оцінки невизначеності, необхідні для підтримки рішень; 4) дозволяє оновлювати дані, коли з'являються нові результати. Однак, точність прогнозування критично залежить від репрезентативності навчальних даних та екологічної подібності між вибірковими та прогнозованими місцями.

3.3. Релевантність європейського досвіду для України

3.3.1. Економічна доцільність упровадження системи моніторингу деградації ґрунтів

Аналіз європейських досліджень щодо критичних проблем деградації ґрунтів є підставою для формулювання імплікації для України в контексті розбудови національної мережі моніторингу ґрунтів. З огляду на потребу збалансувати науковість, економічну доцільність і сумісність із європейськими стандартами, очевидним є поетапний сценарій створення системи моніторингу деградації ґрунтів і запасів органічного вуглецю (SOC) в Україні. Сенс полягає в тому, щоб розпочати з визначеної кількості реперних ділянок для довгострокових спостережень за SOC та показниками деградації, паралельно формуючи національну інфраструктуру даних (FAIR/інтероперабельність) і поступово масштабуючи мережу до рівня, співставного з європейськими підходами.

Проведений економічний аналіз для Англії та Уельсу [52] підтвердив середню величину річних втрат внаслідок деградації ґрунтів в 1,2 млрд фунтів стерлінгів, що еквівалентно 150–200 фунтів стерлінгів на 1 га сільськогосподарських угідь. Більшість збитків зв'язані з утратами SOC (47 %), ущільненням (39 %) та ерозією (12 %). Екстраполяція цих питомих втрат на 32 млн гектарів сільськогосподарських угідь України показує потенційні щорічні втрати в розмірі 4,8–6,4 млрд євро від деградації ґрунту, що становить 3–4 % сільськогосподарського ВВП. Близько 80 % всіх утрат — це не втрати продуктивності, а опосередковані збитки. Основний акцент [53] комплексної оцінки глобальних економічних утрат від деградації (використовуючи підхід загальної економічної вартості, Total Economic Value) зроблено на тому, що деградація — це не лише втрата врожаю, а руйнація екосистемних послуг (регулювання клімату, фільтрація води, утримання вуглецю). Щорічні втрати від деградації земель через зміну наземного покриву оцінюються приблизно у 300 млрд доларів США (0,4 % світового ВВП). Дослідження доводить, що вартість запровадження заходів щодо відновлення земель у середньому в 5 разів нижча, ніж економічні втрати, спричинені подальшою деградацією за умови відсутності втручання. Ці оцінки підкреслюють, що витрати на моніторинг (які оцінюються в 3–5 млн євро щорічно для комплексної національної системи) є скромними інвестиціями порівняно з економічними втратами від неконтрольованої деградації. Європейський досвід показує, що моніторинг дозволяє цілеспрямовано втручатися, зменшуючи загальні витрати шляхом запобігання, а не відновлення.

Таблиця

Рекомендована дорожня карта створення дієвої системи моніторингу деградації ґрунтів і SOC в Україні (2026–2030)

Етапи	Головні завдання	Очікувані результати	Ключові індикатори діяльності (KPIs)
Етап 1 (2026) Підготовка та запуск реперної мережі SOC	1) Створення регламенту управління даними 2) Уніфікація протоколів пробовідбору (глибини, повторність). 3) Запуск мережі реперних ділянок для SOC (мін. 650–700 точок). 4) Впровадження QA/QC та міжлабораторних звірок. 5) Підготовка структури Національної бази даних ґрунтів (місце–зразок–аналіз–метадані). 6) побудова моделей для переходу від вмісту гумусу до вмісту SOC	- Опис методики моніторингу SOC та деградації. - Мінімальний пакет показників (родючість + SOC + індикатори ризику). - Перша версія Нац. бази даних (архітектура + метадані). - Пілотні карти SOC/деградації для вибраних регіонів.	≥650 точок з коректними метаданими. ≥90 % проб із повним набором показників та QA/QC. Запуск централізованого реєстру точок і протоколів. Є дані про щільність і можливість оцінки запасів SOC (τ C/га).
Етап 2 (2027–2028) Масштабування до національного мінімуму та інтеграція	1) Розширення мережі до ~2000 точок* (контрольована територія) за принципом стратифікації + ризик-орієнтованого ущільнення (для оптимізації витрат і ресурсів). 2) Інтеграція наявних агрохімічних даних (паспортизація) у базу. 3) Впровадження цифрових сервісів: геопортал, API, базові продукти для користувачів. 4) Прив'язка до ДЗЗ (EO) і моделей для “гарячих точок”. 5) моделювання вмісту SOC у верхньому горизонті ґрунтів земель с.-г. призначення.	- Національний набір базових (фонових) даних для SOC та індикаторів деградації. - Розробка та впровадження протоколу залучення крауд-сорсингових даних (Citizen Science) для верифікації моделей дистанційного зондування та ущільнення національної мережі моніторингу ґрунтів - Публічний геопортал/дашборди для узагальнених даних. - Карти пріоритетних “гарячих точок” деградації. - Протоколи інтеперабельності (FAIR/INSPIRE-орієнтація).	≥2000 точок у базі, ≥85–90 % з повним пакетом даних. Підготовка національних карт SOC та ризиків деградації. Доступність узагальнених даних для органів влади/громад. Документований формат обміну даними та словники.
Етап 3 (2029–2030) Перехід до системи управління і повторні цикли	1) Повторний відбір проб на реперних ділянках (аналіз трендів). 2) Ущільнення мережі лише в пріоритетних зонах (ерозія/зрошення/засолення/вуглецеві програми). 3) Впровадження MRV-логіки для оцінки ефекту практик (4R, покривні культури, мінімальний обробіток). 4) Регулярні звіти та підтримка рішень (рекомендації для державної політики).	- Оцінка трендів SOC і деградації (до/після; 3–5 років). - MRV-протоколи для національних/пілотних програм. - Набір управлінських рекомендацій із пріоритизацією заходів. - Інтеграція моніторингу в планування охорони земель.	Частка реперних точок з повторним пробовідбором ≥50–70 %. Виявлені просторові тренди SOC/деградації з довірчими інтервалами. Регулярні звіти для Мінагро/Міндовкілля Використання даних у програмах підтримки ґрунтозахисних практик

Примітка: LUCAS-бенчмарк (≈1 точка/210 км²) може бути орієнтиром для масштабування: для України це ≈2900 точок, а для контрольованої території — орієнтовно ~2000 точок, із корекцією під доступність і стратифікацію. Абревіатури: QA/QC (Quality Assurance / Quality Control) – система забезпечення та контролю якості аналітичних даних, що охоплює стандартизацію методик, міжлабораторні порівняння та внутрішній аудит вимірювань; MRV (Monitoring, Reporting, Verification) – система моніторингу, звітності та верифікації результатів впровадження агропрактик, зокрема щодо динаміки запасів органічного вуглецю; 4R – принцип раціонального застосування добрив (правильне добриво, правильна норма, правильний час, правильне місце внесення), спрямований на підвищення агрономічної ефективності та мінімізацію екологічного навантаження; БД – база даних. Розширення мережі моніторингу за принципом стратифікації передбачає поділ території України на однорідні зони (страти) за ключовими критеріями (тип ґрунту, клімат, інтенсивність землекористування та ризики деградації), з подальшим розподілом точок спостережень у межах кожної страти пропорційно до її площі та рівня ризику. Такий підхід забезпечує статистично репрезентативне охоплення всіх агроекологічних умов України за мінімально необхідної кількості точок.

3.4. Пріоритетні процеси оцінювання деградації ґрунтів

В Україні на сільськогосподарських угіддях ерозію оцінюють у 3–15 т га⁻¹ рік⁻¹ на схилах, що перевищує середні показники в Європі [54]. Пріоритетні дії включають: картування ризиків ерозії високої роздільної здатності з використанням RUSLE2015, адаптованої до місцевих умов; проведення заходів з запобігання ерозії (контурне землеробство, терасування, покривні культури) — тільки для визначених за допомогою моделювання ареалів («гарячі точки»); ефективність моніторингу контролюється повторним дистанційним зондуванням та вимірюваннями об'ємів осадів.

Оціночні величини вмісту SOC в чорноземах 200–400 мг С га⁻¹, що є глобально значними запасами вуглецю [55]. Поточні агротехнології (інтенсивний обробіток ґрунту, видалення рослинних решток, монокультура) зменшують ці запаси. Пріоритети моніторингу для SOC мають такий алгоритм: базова оцінка SOC на реперних ділянках моніторингу (таблиця); відстеження часових тенденцій (не більше 5-річних інтервалів для виявлення змін); оцінка результатів природоохоронного землеробства за змінами вмісту SOC; впровадження підходів реагування відповідно до динаміки SOC. Ущільнення: економічно ефективні підходи включають моніторинг об'ємної щільності на контрольних ділянках методами моделювання (наприклад, SOCOMO), для виявлення високоризикових комбінацій показників ґрунту та використовуваної техніки [56].

Найбільш проблемним залишається вибір індикаторів для оцінювання процесів деградації ґрунтів. Вимоги до таких показників відомі, але не завжди є можливість їх дотримання. Обґрунтування та детальний опис індикаторів деградації ґрунтів, зважаючи на їх важливість та труднощі в інтерпретації, потребують окремої статті, а тому автори мають плани щодо цього в найближчому майбутньому.

3.5. Адаптивна система моніторингу і її економічні аспекти

Зважаючи на стратегічну ціль України — приєднання до ЄС, моніторинг ґрунтів апіорі потребує інтеграції з європейськими рамками. Нещодавні законодавчі зміни ЄС, включаючи запропонований Закон про моніторинг ґрунтів, встановлюють конкретні зобов'язання для держав-членів. Хоча терміни вступу України залишаються невизначеними, узгодження з цими стандартами сприятиме подальшій інтеграції та підвищить конкурентоспроможність експорту сільськогосподарської продукції. Ключові сфери узгодження включають: стандарти даних (прийняття ISO 28258 як стандарту обміну даними (SoilML), директиви INSPIRE [57] для інфраструктури просторових даних (директива INSPIRE (2007/2/EC) є частиною екологічного та цифрового блоку законодавства, обов'язкового для всіх держав-членів); впровадження спільних індикаторів оцінки деградації; розробка протоколів, сумісних з вимогами ЄС щодо звітності; розвиток потенціалу: навчальні програми, узгоджені з рамками компетенцій в ЄС.

Україна стикається з подвійним викликом створення системи моніторингу ґрунтів, сумісної з ЄС, водночас працюючи в умовах серйозних бюджетних обмежень. Європейський досвід пропонує поетапну стратегію впровадження, пріоритетами якої є: 1) створення стабільної мережі моніторингу, яка, зберігаючи риси національної, відповідатиме вимогам ЄС (EU Soil Monitoring and Resilience Law); 2) розробка сучасної національної бази даних ґрунтів, гармонізованої є європейською; 3) інтеграція існуючих джерел даних; 4) нарощування потенціалу для передових технологій в моніторингу ґрунтів та забезпечення інституційних і політичних змін.

3.5.1. Реперні пункти моніторингу

Створення 650–700 постійних контрольних пунктів (можливе часткове використання мережі існуючих моніторингових ділянок), що представляють основні комбінації ґрунт-клімат-управління, дозволить виявити часові тенденції. Для цих пунктів є необхідність включення: 1) детальної характеристики (описи профілів, повний аналітичний набір); 2) щорічного моніторингу ключових показників (вуглець, рН, щільність, поживні речовини); 3) наближеності до метеорологічних станцій; 4) інтеграції з існуючими довгостроковими експериментами.

3.5.2. Національна база даних ґрунтів

Відповідно до протоколів LUCAS, адаптованих до українських умов, ми рекомендуємо створити сітку моніторингу згідно алгоритму, наведеного у таблиці (етапи 1, 2). Це забезпечить мінімально необхідне просторове покриття, залишаючись при цьому економічно доцільним. Польовий відбір проб і лабораторні визначення повинні виконуватися за стандартизованими методиками, тоді як структура метаданих і цифровий обмін результатами мають відповідати DSTU ISO 28258 для забезпечення міжнародної сумісності. Цей стандарт визначає, як структурувати дані, щоб вони залишалися доступними для системи (ESDAC). До того ж, ISO 28258 є технічною основою для виконання Директиви INSPIRE щодо ґрунтів.

Для забезпечення порівнюваності результатів у часі та інтероперабельності з європейськими системами моніторингу рекомендується: а) застосовувати стандарти серії ISO 18400 для планування та виконання пробовідбору, включно зі стратегіями та процедурами реєстрації; б) виконувати пакування, доставку, зберігання та консервацію проб згідно з ISO 18400-105:2017 у поєднанні з рекомендаціями ISO 18512:2007; в) проводити підготовку проб до фізико-хімічного аналізу відповідно до ISO 11464:2006 (в ЄС все частіше наголошують на важливості підготовки проб для аналізу летких сполук та мікробіології, де цей стандарт може доповнюватися ISO 18400-106). Валідація методів: Всі лабораторії, залучені до проєкту, повинні бути акредитовані за ISO/IEC 17025; Аналіз органічного вуглецю (SOC) повинен проходити верифікацію методом сухого спалювання згідно з ISO 10694:1995.

Важливо, що дані, зібрані за цими стандартами, неможливо оскаржити в міжнародних судах (що надає актуальність для репарацій); вуглецеві сертифікати, базовані на ISO-валідованих даних, мають найвищу ціну на ринку; з економічної сторони, відпадає потреба в «пересертифікації» даних при подачі звітів до Європейської Комісії.

3.5.3. Економічно ефективні технології

Враховуючи обмежені ресурси, Україна повинна надати пріоритет технологіям, що пропонують максимальну інформаційну віддачу від інвестицій: 1) дистанційне зондування (Sentinel-2, Landsat) для картування ризиків ерозії та моніторингу стану рослинності (вільний доступ до даних); 2) цифрове картографування ґрунтів з використанням машинного навчання для використання існуючих результатів обстежень; 3) оптимізація витрат на моніторинг шляхом інтеграції технології pXRF як методу попереднього скринінгу in-situ, що дозволяє раціоналізувати кількість дороговартісних лабораторних досліджень за принципом «Smart Sampling» (стратегія в моніторингу, яка передбачає замість вибору точок

контролю за «регулярною сіткою» математично обґрунтований та економічно ефективний вибір точок). Це дозволяє оптимізувати бюджет моніторингу шляхом використання багаторівневого підбору точок (Tiered Sampling Strategy), що включає попередній суцільний скринінг методами рXRF та дистанційного зондування з подальшою селективною лабораторною верифікацією лише у репрезентативних та критичних локаціях; 4) проксимальне зондування (vis-NIR спектроскопія) для рутинних аналізів ґрунту; 5) краудсорсинговий відбір проб, «Soil Citizen Science» (залучення неспеціалістів до збору первинних даних або зразків ґрунту для державної системи моніторингу) для доповнення професійного моніторингу

Зважаючи на прогалини в дослідженнях, у законодавстві та в системі моніторингу ґрунтів України, (зокрема відсутність: контролю ущільнення ґрунтів та вмісту SOC, що призвело до недостатнього розуміння динаміки SOC в умовах інтенсивного агровиробництва; калібрування моделей ерозії, специфічного для України; комплексних базових даних про важкі метали та інше), *рекомендуємо для України:*

1. Невідкладні пріоритети (2026–2027):

- провести інвентаризацію існуючих даних про ґрунти для інтеграції та створення національної бази даних показників ґрунтів відповідно до стандартів ISO 28258;

- впровадити пілотну мережу моніторингу (650–700 ділянок) для пріоритетних агрорегіонів;

- розробити сучасні карти ризику ерозії з використанням вільно доступних супутникових даних.

2. Середньостроковий розвиток (2026–2028):

- розширити мережу моніторингу до 2000 ділянок для всієї країни;

- впровадити програму цифрового картографування ґрунтів;

- визначити базовий рівень SOC та розпочати моніторинг його часових тенденцій;

- розробити національну систему інформації про ґрунти, сумісну з INSPIRE.

3. Довгострокові цілі (2028–2035):

- повна інтеграція з рамками моніторингу ґрунтів ЄС;

- забезпечення можливостей для комплексного оцінювання деградації та втрати екосистемних послуг;

- прогнозне моделювання для оцінки сценаріїв управління здоров'ям ґрунтів;

- створена система підтримки оперативних рішень для фермерів та політиків.

4. Висновки

Європейський досвід демонструє, що ефективний моніторинг ґрунтів вимагає довгострокових зобов'язань, достатніх ресурсів та інтеграції в різних масштабах. Європейська інфраструктура моніторингу (ESDAC, LUCAS) демонструє цінність стандартизованого довгострокового моніторингу для підтримки політики та оцінки деградації ґрунтів. Україна володіє ґрунтовими ресурсами світового класу, збереження яких є важливим для національної продовольчої безпеки та світового агровиробництва. Запропонована система моніторингу забезпечує дорожню карту для досягнення цієї мети, забезпечуючи сумісність з міжнародними стандартами та оптимізуючи обмежені фінансові ресурси.

1. Для створення дієвої та економічно обґрунтованої системи моніторингу деградації ґрунтів і управління органічним вуглецем в Україні доцільно впровадити трирівневу модель індикаторів (Рівень 1/2/3), де Рівень 1 виступає обов'язковим

мінімумом національного покриття, Рівень 2 – розширеним модулем для локацій підвищеного ризику деградації, а Рівень 3 – спеціалізованим інструментом для “гарячих точок”, рекультивації та MRV-проектів.

2. Як стартовий крок у поточному році рекомендовано розгортання мережі реперних ділянок (650–700 точок) із повторним пробовідбором кожні 3–5 років, що підтримає методично коректне відстеження трендів SOC та ключових деградаційних процесів в агроландшафтах.

3. Подальше масштабування мережі до ~2000 точок на контрольованій території України є доцільним як стратегічний «національний мінімум», який забезпечить достатню просторову репрезентативність, можливість цифрового картографування “гарячих точок” та потенціал гармонізації з європейськими підходами на зразок LUCAS/ESDAC у контексті інтеграції до системи ґрунтового моніторингу ЄС.

4. Інтеграція дистанційного зондування, цифрового картографування ґрунтів та стратегічного наземного моніторингу забезпечує економічно ефективні підходи для контекстів з обмеженими даними. Потрібен перехід до інтерпретації даних моніторингу через призму екосистемних послуг, щоб зробити їх релевантними для стратегії відновлення України.

Використані джерела / References

1. FAO and ITPS. Status of the world's soil resources (SWSR). *Main report FAO ITPS*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, – FAO, 2015.
2. Lal, R., Bouma, J., Brevik, E., Dawson, L., Field, D. J., Glaser, B., ... Zhang, J. (2021). Soils and sustainable development goals of the United Nations: An International Union of Soil Sciences perspective. *Geoderma Regional*, 25, e00398. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00398>
3. Smith, P., House, J. I., Bustamante, M., Sobocká, J., Harper, R., Pan, G., ... Pugh, T. F. M. (2016). Global change pressures on soils from land use and management. *Global Change Biology*, 22(3), 1008–1028. <https://doi.org/10.1111/gcb.13068>
4. Bouma, J., & Montanarella, L. (2016). Facing policy challenges with inter- and transdisciplinary soil research focused on the UN Sustainable Development Goals. *SOIL*, 2, 135–145. <https://doi.org/10.5194/soil-2-135-2016>
5. Ferrara, A., Kosmas, C., Salvati, L., Padula, A., Mancino, G., & Nole, A. (2020). Updating the MEDALUS-ESA framework for worldwide land degradation and desertification assessment. *Land Degradation & Development*, 31(12), 1593–1607. <https://doi.org/10.1002/ldr.3559>
6. Ferreira, C. S. S., Seifollahi-Aghmiuni, S., Destouni, G., Ghajarnia, N., & Kalantari, Z. (2022). Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Science of the Total Environment*, 805, 150106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150106>
7. Oldeman, L. R., Hakkeling, R. T. A., & Sombroek, W. G. (1991). World map of the status of human-induced soil degradation: An explanatory note. Wageningen : ISRIC. Retrieved from <https://edepot.wur.nl/287507>
8. Bridges, E. M., & Oldeman, L. R. (1999). Global assessment of human-induced soil degradation. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 13(4), 319–325. <https://doi.org/10.1080/089030699263212>
9. Bai, Z. G., Dent, D. L., Olsson, L., & Schaepman, M. E. (2008). Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use & Management*, 24(3), 223–234. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00169.x>
10. Gibbs, H. K., & Salmon, J. M. (2015). Mapping the world's degraded lands. *Applied Geography*, 57, 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.11.024>
11. Panagos P., Karydas C. G., Borrellia P., Ballabio B., & Meusburger K. (2014). Advances in soil erosion modelling through remote sensing data availability at European scale. *Proceedings of SPIE*, 9229. <https://doi.org/10.1117/12.2066383>
12. Panagos P., Borrelli P., Poesen J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., ... Alewell, C. (2015). The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environmental Science & Policy*, 54, 438–447. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.012>
13. Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Yu, B., Kijak, A., JAE, K., ... Ballabio, C. (2017). Global rainfall erosivity assessment based on high-temporal resolution rainfall records. *Scientific Reports*, 7(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04282-8>
14. Garcia-Ruiz, J. M., Begueria, S., Nadal-Romero, E., González-Hidalgo, J. C., Lana-Renault, N., & Sanjuán, Y. (2015). A meta-analysis of soil erosion rates across the world. *Geomorphology*, 239, 160–173. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2015.03.008>
15. Evans R. (2017). Factors controlling soil erosion and runoff and their impacts in the upper Wissey catchment, Norfolk, England: A ten year monitoring programme. *Earth Surface Processes and Landforms*, 42(14), 2266–2279. <https://doi.org/10.1002/esp.4182>
16. Steinhoff-Knopp, B., & Burkhard, B. (2018). Soil erosion by water in Northern Germany: Long-term monitoring results from Lower Saxony. *Catena*, 165, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.02.017>
17. Prasuhn, V. (2020). Twenty years of soil erosion on-farm measurement: Annual variation, spatial distribution and the impact of conservation programmes for soil loss rates in Switzerland. *Earth Surface Processes and Landforms*, 37(4), 1539–1554. <https://doi.org/10.1002/esp.4829>
18. Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., & Panagos, P. (2017). A new assessment of soil loss due to wind erosion in European agricultural soils using a quantitative spatially distributed modelling approach. *Land Degradation & Development*, 28(1), 335–344. <https://doi.org/10.1002/ldr.2588>

19. Schjonning, P., van den Akker, J. J. H., Keller, T., Greve, M. H., Lamande, M., Simojoki, A., ... Breuning-Madsen, H. (2015). Chapter five – Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) analysis and risk assessment for soil compaction — A European perspective. *Advances in agronomy*, 133, 183–237. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.06.001>
20. Hamza, M. A., & Anderson, W. K. (2005). Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage Research*, 82(2), 121–145. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009>
21. Batey, T. (2009). Soil compaction and soil management – A review. *Soil Use & Management*, 25(4), 335–345. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2009.00236.x>
22. Horn, R., Mordhorst, A., Fleige, H., Zimmermann, I., Burbaum, B., Filipinski, M., & Cordsen, E. (2020). Soil type and land use effects on tensorial properties of saturated hydraulic conductivity in Northern Germany. *European Journal of Soil Science*, 71(2), 179–189. <https://doi.org/10.1111/ejss.12864>
23. Keller, T., Sandin, M., Colombi, T., Horn, R., & Or, D. (2019). Historical increase in agricultural machinery weights enhanced soil stress levels and adversely affected soil functioning. *Soil and Tillage Research*, 194, 104293. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104293>
24. Brus, D. J., & van den Akker, J. J. H. (2018). How serious a problem is subsoil compaction in the Netherlands? A survey based on probability sampling. *Soil*, 4(1), 37–45. <https://doi.org/10.5194/soil-4-37-2018>
25. Chamen, T. W. C., Moxey, A. P., Towers, W., Balana, B., & Hallett, P. D. (2015). Mitigating arable soil compaction: A review and analysis of available cost and benefit data. *Soil and Tillage Research*, 146, 10–25. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.09.011>
26. Robinson, D. A., & Nemes, A., Reinsch S., Radbourne, A., Bentley, L., & Keith, A. M. (2022). Global meta-analysis of soil hydraulic properties on the same soils with differing land use. *Science of the Total Environment*, 852, 158506. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158506>
27. Arthur, E., Moldrup, P., Schjonning, P., & de Jonge, L. W. (2013). Water retention, gas transport, and pore network complexity during short-term regeneration of soil structure. *Soil Science Society of America Journal*, 77(6), 1965–1976. <https://doi.org/10.2136/sssaj2013.07.0270>
28. Ball, B., & Schjonning, P. (2002). Air permeability. In J. H. Dane, G. C. Topp (Eds.) *Methods of Soil Analysis: Part 4 Physical Methods*, 5.4. (pp. 1141–1158). SSSA Book Series. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.4.c46>
29. Rabot, E., Wiesmeier, M., Schluter, S., & Vogel, H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314, 122–137. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>
30. Kirk, G. J. D., Bellamy, P. H., & Lark, M. (2010). Changes in soil pH across England and Wales in response to decrease acid deposition. *Global Change Biology*, 16(11), 3111–3119. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02135.x>
31. Blaser, P., Zysset, M., Zimmermann, S., & Luster, J. (1999). Soil acidification in southern Switzerland between 1987 and 1997: A case study based on the critical load concept. *Environmental Science and Technology*, 33(14), 2383–2389. <https://doi.org/10.1021/es9808144>
32. Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, I., Alkemade, R., Ashmore, M. ... De Vries, W. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications*, 20(1), 30–59. <https://doi.org/10.1890/08-1140.1>
33. Bobbink, R., & Hettelingh, J.-P. (Eds.). (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). RIVM Report.
34. Phoenix, G. K., Emmett, B. A., Britton, A. J., Caporn, S. I., M., Dise, N. B., Helliwell, R. (2012). Impacts of atmospheric nitrogen deposition: Responses of multiple plant and soil parameters across contrasting ecosystems in long-term field experiments. *Global Change Biology*, 18(4), 1197–1215. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02590.x>
35. Dise, N. B., & Wright, R. F. (1995). Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 71(1), 153–161. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)06092-w](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)06092-w)
36. Toth, G., Hermann, T., Da Silva, M. R., & Montanarella, L. (2016). Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*, 88, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>
37. Toth, G., Hermann, T., Szatmari, G., & Pasztor, L. (2016). Maps of heavy metals in the soils of the European Union and proposed priority areas for detailed assessment. *Science of the Total Environment*, 565, 1054–1062. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.115>
38. Ballabio, C., Jiskra, M., Osterwalder, S., Borrelli, P., Montanarella, L., & Panagos, P. (2021). A spatial assessment of mercury content in the European Union topsoil. *Science of the Total Environment*, 769, 144755. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144755>
39. Stockmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., de Brogniez, D., Montanarella, L., ... Field, D. (2015). Global soil organic carbon assessment. *Global Food Security*, 6, 9–16. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2015.07.001>
40. Oldfield, E. E., Bradford, M. A., & Wood, S. A. (2019). Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields. *Soil*, 5(1), 15–32. <https://doi.org/10.5194/soil-5-15-2019>
41. Baker, J. M., Ochsner, T. E., Venterea, R. T., & Griffis, T. J. (2007). Tillage and soil organic carbon sequestration – What do we really know? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1–4), 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.014>
42. Pan, G., Smith, P., & Pan, W. (2009). The role of soil organic matter in maintaining the productivity and yield stability of cereals in China. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129(1), 344–348. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.10.008>
43. Kane, D. A., Bradford, M. A., Fuller, E., Oldfield, E. E., & Wood, S. A. (2021). Soil organic matter protects US maize yields and lowers crop insurance payouts under drought. *Environmental Research Letters*, 16(4), 044018. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe492>
44. Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., van Vesemael, B., Scumacher, J., & Gensior, A. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – Carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17(7), 2415–2427. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>
45. Panagos, P., Van Liedekerke, M., Jones, A., & Montanarella, L. (2012). European Soil Data Centre: Response to European policy support and public data requirements. *Land Use Policy*, 29(2), 329–338. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.07.003>
46. Orgiazzi, A., Ballabio, C., Panagos, P., Jones, A., & Fernandez-Ugalde, O. (2018). LUCAS soil, the largest expandable soil dataset for Europe: A review. *European Journal of Soil Science*, 69(1), 140–153. <https://doi.org/10.1111/ejss.12499>
47. Ballabio, C., Panagos, P., & Montanarella, L. (2016). Mapping topsoil physical properties at European scale using the LUCAS database. *Geoderma*, 261, 110–123. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.006>

48. Ballabio, C., Panagos, P., Lugato, E., Huang, J.-H., Orgiazzi, A., Jones, A., ... Montanarella, L. (2018). Copper distribution in European topsoils: An assessment based on LUCAS soil survey. *Science of the Total Environment*, 636, 282–298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.268>
49. Ballabio, C., Lugato, E., Fernandez-Ugalde, O., Orgiazzi, A., Jones, A., Borelli, P. ... Panagos, P. (2019). Mapping LUCAS topsoil chemical properties at European scale using Gaussian process regression. *Geoderma*, 355, 113912. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113912>
50. Kristensen, J. A., Balstrom, T., Jones, R. J., Jones, A., Montanarella, L., Panagos, P., & Breuning-Madsen, H. (2019). Development of a harmonised soil profile analytical database for Europe: A resource for supporting regional soil management. *Soil*, 5(2), 289–301. <https://doi.org/10.5194/soil-5-289-2019>
51. Dematte, J. A. M., Nanni, M. R., Da Silva, A. P., de Melo Filho, J. F., Dos Santos, W. C., & Campos, R. C. (2010). Soil density evaluated by spectral reflectance as an evidence of compaction effects. *International Journal of Remote Sensing*, 31(2), 403–422. <https://doi.org/10.1080/01431160902893469>
52. Graves, A. R., Morris, J., Deeks, L. K., Rickson/ R. J., Kibblewhite, M.G., Harris, J. A., ... Truckle, I. (2015). The total costs of soil degradation in England and Wales. *Ecological Economics*, 119, 399–413. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.07.026>
53. Nkonya, E., Anderson, W., Kato, E., Koo, J., Mirzabaev, A., Braun, J., & Meyer, S. (2016). Global cost of land degradation. In: E. Nkonya, A. Mirzabaev, J. von Braun (Eds.), *Economics of Land Degradation and Improvement – A Global Assessment for Sustainable Development* (pp. 117–165). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-19168-3_6
54. Achasov, A., Achasova, A., Siedov, A., Seliverstov, O. (2025). Geoinformation modeling of the risk of water erosion of soils. *Proceedings of EAGE*, 2025. Retrieved from <https://eage.in.ua/wp-content/uploads/2025/04/Mon25-015.pdf>
55. Balyuk, S. A., Medvedev, V. V., Kucher, A., Solovey, V., Levin, A., & Kolmaz, Y. (2017). Ukrainian chernozems as a factor in global food security and resilience of agriculture to climate change. In: *Global Symposium on Soil Organic Carbon*, Rome, Italy, 21–23 March 2017. FAO, Rome. Retrieved from <http://www.fao.org/3/a-bs034e.pdf>
56. van den Akker, J. J. H. (2004). SOCOMO: a soil compaction model to calculate soil stresses and the subsoil carrying capacity. *Soil and Tillage Research*, 79(1), 113–127. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.021>
57. INSPIRE Knowledge Base. Retrieved from <https://knowledge-base.inspire.ec.europa.eu/>

UDC 631.417.1:632.125(4+477)

Monitoring Soil Degradation and Organic Carbon Dynamics: Adapting European Experience and Developing a Roadmap for Ukraine

Y. M. Dmytruk^{1, 2, a, ✉}, V. R. Cherlinka^{3, b}, N. P. Gorbacheva^{4, c}¹ Higher Education Institution "PSU" Kamianets-Podilskyi, Ukraine² State Institution "Institute of Soil Protection of Ukraine," Kyiv, Ukraine³ Research & Solutions, Toronto, Canada⁴ Yuriy Fedkovych Chernivtsi National University, Chernivtsi, Ukraine

✉ dmytruk.yur@gmail.com

ORCID: ^a 0000-0002-3157-0503, ^b 0000-0001-5354-4851, ^c 0009-0007-9862-2463

Received 12.03.2026; Revised 02.06.2026; Accepted 08.06.2026; Available online 30.06.2026

Abstract

Soil degradation represents one of the most critical environmental challenges threatening agricultural sustainability and food security both in Europe and globally. Recognizing the urgency of this issue, the European Union has established comprehensive frameworks for soil monitoring and protection, culminating in recent legislative initiatives such as the Soil Monitoring Law. However, the implementation of effective soil monitoring systems presents significant obstacles for developing economies due to substantial financial and technical resource requirements. The primary objective of this review is to provide recommendations for establishing a functional soil monitoring system in Ukraine that balances scientific precision with economic feasibility while ensuring compatibility with European standards. Special attention given to degradation prevention methods and the preservation of soil organic carbon (SOC) stocks in agricultural lands. Despite being a leading global agricultural producer, Ukraine faces increasing production pressures exacerbated by soil degradation processes. Ukraine's European integration plans necessitate alignment with EU soil protection standards, creating the dual challenge of meeting EU requirements while managing stringent budgetary constraints. This situation underscores the urgent need to critically evaluate European experience and identify cost-effective monitoring approaches adapted to the Ukrainian context. A comprehensive analysis of European experience in soil degradation monitoring and SOC management conducted through systematic evaluation of peer-reviewed literature. This review synthesizes a decade of European research on soil degradation assessment, organic carbon dynamics, and monitoring methodologies, with specific focus on agricultural landscapes. The analysis encompasses 54 peer-reviewed publications categorized into three methodological clusters: (1) soil degradation in Europe; (2) soil monitoring and mapping; and (3) the relevance of European experience for Ukraine. Key findings indicate that the European Soil Data Centre (ESDAC) and the LUCAS database (approximately 20,000 sampling points across 4.2 million km²) provide standardized platforms for continental-scale soil health monitoring. Evidence demonstrates that SOC losses on European arable lands have averaged 0.3–0.5 % annually over the last decade, posing a tangible threat to agroecosystem productivity. Analysis of economic costs associated with soil degradation in England and Wales (£0.9–1.4 billion annually) underscores the economic urgency of preventive measures—a consideration of even greater importance for Ukraine given its substantial dependence on agricultural output. For the Ukrainian context, a stepwise implementation of a soil monitoring system is proposed, comprising four main components: (1) Establishment of a reference plot network with minimum coverage of 650–700 baseline points, expanding to approximately 2,000 points by 2026 to ensure full territorial coverage for long-term

SOC observation; (2) Creation of a national soil database aligned with DSTU ISO 28258, supported by terminological and methodological standards (ISO 11074, ISO 25177) and geographic information system protocols; (3) Integration of Sentinel-2 satellite data for mapping soil degradation with emphasis on erosion assessment; and (4) Application of machine learning techniques for digital soil mapping to maximize accuracy under resource constraints. The proposed recommendations will facilitate preservation of soil fertility and ensure harmonization of the Ukrainian soil monitoring system with EU requirements, in alignment with the Soil Monitoring Law.

Keywords: Soil degradation; SOC; soil monitoring; European standards; agricultural land; harmonization of legislation.

Cite: Dmytruk, Y. M., Cherlinka, V. R., & Gorbacheva, N. P. (2026). Monitoring soil degradation and organic carbon dynamics: adapting european experience and developing a roadmap for Ukraine. *AgroChemistry and Soil Science*, 100, 4–20. <https://doi.org/10.31073/acss100-01> [in Ukrainian].

This work is distributed under the Creative Commons Attribution 4.0 License.

УДК 631.43:519.24

Педотрансферні функції фізичних властивостей ґрунтів: методологічні підходи до розроблення, каталог моделей та схеми локальної валідації

О. М. Бігун

Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського», Харків, Україна

ІНФОРМАЦІЯ	АНОТАЦІЯ
<p>Отримано 12.03.2026 Отримано після доопрацювання 02.06.2026 Затверджено до видання 08.06.2026 Доступно онлайн 30.06.2026</p> <p><i>Ключові слова:</i></p> <p>педотрансферні функції (ПТФ); щільність будови; щільність твердої фази; каталог ПТФ; схеми локальної валідації ПТФ</p>	<p>Педотрансферне моделювання застосовують як альтернативний метод визначення ґрунтових властивостей, пряме вимірювання яких є технічно складним та фінансово витратним. Фізичні властивості ґрунту, такі як щільність будови, щільність твердої фази, загальна пористість, часто визначають за допомогою педотрансферних функцій (ПТФ) та використовують для оцінювання якості ґрунтів, виявлення деградації, параметризації процесних моделей. Розроблення достовірних ПТФ здійснюють з дотриманням певних методологічних підходів, а апробація моделей із інших регіонів на локальних даних потребує обов'язкової гармонізації вхідних даних і незалежної валідації, оскільки відмінності у методах визначення предикторів і межах гранулометричних фракцій можуть знижувати точність прогнозів. Метою дослідження є узагальнення методичних підходів до побудови ПТФ фізичних властивостей ґрунтів, формування каталогу моделей та схем їх апробації на локальних наборах даних. Використано теоретико-аналітичний метод для узагальнення підходів та вибору ПТФ. Результатами досліджень встановлено, що локально-специфічні ПТФ розробляються із застосуванням стратифікації даних, методів статистичної регресії та машинного навчання. Надійність моделей оцінюється за допомогою валідації — як статистичної, так і шляхом порівняння із ПТФ інших регіонів. Сформовано каталог, що включає 14 ПТФ щільності будови та 5 — щільності твердої фази, верифікованих на європейських ґрунтових вибірках, що використовують, як предиктори, органічний вуглець, гумус та/або гранулометричний склад. Подано схеми їх валідації залежно від доступності даних та необхідності застосування конвертації вхідних змінних через неузгодженість національної та міжнародних систем класифікації ґрунтових гранулометричних фракцій. Окреслено пріоритетні напрями розвитку педотрансферного моделювання в Україні, що включають систематичне поповнення національних баз ґрунтових даних, формування відкритих тематичних наборів, розроблення ПТФ для специфічних екосистем, впровадження інноваційних методів отримання вхідних даних (спектроскопії, ISP+) та створення доступних програмних інструментів для практичного застосування моделей. З метою гармонізації національної класифікації гранулометричного складу з міжнародними системами (FAO/USDA) запропоновано доповнити стандартний аналітичний протокол додатковими вимірюваннями вмісту часток розміром 2 та 0,002 мм, що забезпечить придатність результатів для використання за чинними державними нормативами оцінювання якості ґрунтових ресурсів, а також порівнюваність із загальноєвропейськими і глобальними ґрунтово-інформаційними продуктами</p>

✉ oksana_bigun@ukr.net

ORCID: 0000-0002-8461-4928

Форма цитування: Бігун О. М. Педотрансферні функції фізичних властивостей ґрунтів: методологічні підходи до розроблення, каталог моделей та схеми локальної валідації. *Агрохімія і ґрунтознавство* / ННЦ «Ін-т ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського». Харків, 2026. Вип. 100. С. 21–37. <https://doi.org/10.31073/acss100-02>

Поширення статті здійснюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY–NC 4.0

1. Вступ

Кількісне оцінювання властивостей ґрунтів необхідне для визначення їх якості, виявлення деградаційних процесів, а також параметризації процесних моделей прогнозування змін ґрунтових екосистем під впливом клімату та антропогенних чинників [1]. Водночас пряме вимірювання фізичних та водно-фізичних характеристик часто є технічно складним, фінансово витратним і трудомістким. Через ці обмеження відповідні показники переважно відсутні у базах даних моніторингу та матеріалах традиційних ґрунтових обстежень [2]. Для подолання дефіциту інформації та доповнення прогалів у даних застосовують

метод педотрансферного моделювання — визначення необхідних параметрів на основі емпіричних статистичних залежностей (педотрансферних функцій, ПТФ) із використанням доступних ґрунтових показників [3–5].

Підходи педотрансферного моделювання досить широко застосовуються у сучасних ґрунтознавчих дослідженнях. Зокрема, у цифровому картографуванні — для збільшення просторової щільності даних при створенні тематичних карт [6]. ПТФ окремих властивостей інтегровано в біофізичні моделі для прогнозування ґрунтових процесів та еволюції ґрунтів. Також, у деяких національних [7–9] та загальноєвропейській системах оцінювання ґрунтів [10] визначення показників, пряме вимірювання яких є фінансово витратним, запропоновано здійснювати за допомогою локально верифікованих ПТФ. У недавній дискусійній статті, присвяченій майбутній ролі ґрунтознавства в суспільстві, Bouma [11] розглядає розвиток педотрансферного моделювання як один із пріоритетних напрямів для кількісного оцінювання внеску ґрунтів у надання екосистемних послуг відповідно до Цілей сталого розвитку.

Водночас, попри тривалий період розроблення ПТФ, досі бракує узгодженості щодо застосовності ПТФ за межами територій їх калібрування [3, 12]. У зв'язку з цим сучасні дослідження спрямовані не лише на створення нових моделей, а й на оцінювання ефективності вже опублікованих ПТФ на локальних наборах даних. Зокрема, Kaur et al. [13] використали базу даних із 224 зразків із Індії для оцінювання 12 опублікованих ПТФ. Подібні дослідження також були проведені De Vos et al. [14] для ґрунтів Бельгії, Vasiliniuc & Patriche [15] — Румунії, Abdelbaki et al. [16] — США. McBratney et al. [17] пропонують більш ефективно використовувати вже опубліковані ПТФ шляхом створення їхніх каталогів і колекцій, а також інтеграції всіх доступних рівнянь у систему, що підказуватиме досліднику найбільш придатну модель для конкретного типу ґрунту.

В Україні розробленню та апробації ПТФ присвячено небагато робіт: зокрема, моделі для окремих типів ґрунтів запропонували Laktionova & Nakisko [18], Лядська [19], Dmytruk et al. [20], ґрунтів ріллі — Медведєв та ін. [21]; приклади їх застосування для створення цифрових ґрунтових карт продемонстровано у працях Осипова та Бігун [22], Cherlinka et al. [23]. Втім, попри накопичений досвід, цей напрям залишається недостатньо розвиненим порівняно з європейською практикою.

Дослідники наголошують — найбільш достовірні ПТФ можна отримати на даних, параметри яких визначено за єдиними стандартизованими протоколами [12]. Перед застосуванням (апробації) моделей розроблених для інших територій на локальних даних необхідно враховувати особливості методів визначення предикторів і виконувати відповідні процедури гармонізації вхідних змінних. Крім того, важливо коректно відібрати моделі, потенційно придатні для конкретних ґрунтово-кліматичних умов [24].

Розроблення локальних ПТФ фізичних властивостей залишається актуальним напрямом досліджень, оскільки отримання нових ґрунтових даних часто обмежене. Зокрема, показники щільність будови необхідні для обчислення запасів органічного вуглецю, продуктивної вологи та поживних елементів, а також в імітаційному моделюванні для прогнозування впливу агротехнічних заходів на функціонування ґрунту [24]; щільності твердої фази — для визначення загальної пористості та діагностування переущільнення ґрунтів [25].

Метою дослідження є: 1) узагальнення методичних підходів до побудови локально-специфічних педотрансферних функцій (ПТФ) фізичних властивостей ґрунту на основі систематизації досвіду країн Європейського континенту; 2) формування каталогу ПТФ, потенційно придатних для апробації в ґрунтово-кліматичних умовах України; 3) розробка, на локальних наборах даних, схем

валідації ПТФ, що враховують особливості конвертації показників національної класифікації гранулометричного складу у міжнародні.

2. Матеріал і методи дослідження

Дослідження базується на аналізованні рецензованих наукових публікацій, що присвячені розробці та апробації ПТФ фізичних властивостей ґрунтів, а саме щільності будови та щільності твердої фази ґрунту. Для узагальнення методологічних підходів використано теоретико-аналітичний метод.

3. Результати дослідження

3.1. Методологічні підходи до розроблення ПТФ

Систематизацію та узагальнення методичних підходів побудови педотрансферних моделей фізичних властивостей ґрунтів здійснено на основі публікацій, де описано їх розробку виключно на ґрунтових наборах даних Європейського континенту (Табл. 1).

Таблиця 1

Підходи до опрацювання ґрунтових даних для педотрансферного моделювання фізичних властивостей ґрунтів

Регіон дослідження, прогнозований показник, публікація	Джерело даних для калібрування ПТФ	Стратифікація вибірки	Метод прогнозування	Валідація ПТФ	Призначення та застосування ПТФ
Австрія (ЩБ) [26], Бельгія (ЩБ) [14], Греція (ЩБ) [27], Естонія (ЩБ) [28], Словаччина (ЩБ) [29], Іспанія (ЩБ) [30], Ірландія (ЩБ) [31], Польща (ЩБ) [32], Словенія (ЩБ) [33], Угорщина (ЩБ) [5], Франція (ЩБ) [34], Велика Британія (ЩБ) [35], Швеція (ЩБ) [36], Данія (ЩТФ) [37]	- національні ґрунтові бази даних та набори даних [5, 14, 26, 28-37]; - спеціальні кампанії обстеження ґрунтів [27]	- за типом землекористування [14, 26, 29]; - за рівнем вмісту органічної речовини / гумусу [33, 36-37]; - за генетичними горизонтами, глибиною [5, 28, 31, 32, 35, 36]; - за текстурними класами [28, 36]	- множинна регресія (побудова нових локальних ПТФ) [5, 26-30, 32, 33, 35-37]; - множинна регресія (рекалібрування ПТФ) [14, 31]; - регресія найменших квадратів [27]; - регресія головних компонент [27]; - узагальнені адитивні моделі [5, 34]; - моделі змішаних ефектів [28]; - випадковий ліс [5, 30]; - нейронні мережі [5, 30]	- поділ вибірки на підмножини для калібрування та валідації [14, 28, 30, 31, 34]; - незалежний набір даних [32, 33, 35-37]; - крос-валідація [5, 26]; - порівняння із опублікованими ПТФ із інших регіонів [14, 26, 27, 29, 31-34, 36]	- розроблення локально каліброваних ПТФ, у тому числі для специфічних екосистем [14, 27-28, 32, 34-37]; - побудова національних карт властивостей ґрунтів [29-31]; - інвентаризація запасів органічного вуглецю в лісових і сільськогосподарських ґрунтах [26, 29, 33]; - створення еталонного набору даних щільності будови національної інформаційної системи моніторингу ґрунтів [5]
Україна (ЩБ) [21]	- база даних «Властивості ґрунтів України»	- за типом землекористування	- лінійна та множинна регресії	- не виконували	- розроблення локальних ПТФ

Примітка. ЩБ – щільність будови ґрунту, ЩТФ – щільність твердої фази ґрунту

Аналіз даних, представлених у таблиці 1, свідчить, що розроблення локальних ПТФ у європейських дослідженнях базується на використанні національних або тематичних ґрунтових баз даних. Для підвищення прогностичної точності та валідності моделей дослідники застосовують стратифікацію вихідної інформації за варіантами землекористування (орні землі, лісові угіддя), вмістом органічного вуглецю, генетичними горизонтами, глибинами. Найпоширенішим методом моделювання залишається множинна лінійна регресія, яку застосовують як для рекалібрування до локальних умов моделей, розроблених для інших регіонів, так і для побудови нових ПТФ. Водночас дослідники застосовують алгоритми машинного навчання, зокрема випадкового лісу та штучних нейронних мереж. Надійність моделей оцінюють за допомогою незалежних наборів даних, крос-валідації, поділу вибірки на калібрувальну та валідаційну частини, а також шляхом порівняльного аналізу із опублікованими ПТФ з інших регіонів (Табл. 1).

Слід звернути увагу, що локальні ПТФ, запропоновані Медведєвим та ін. [21], розроблено лише для верхнього шару сільськогосподарських орних ґрунтів, що обмежує можливість їх застосування для глибших шарів. Крім того, валідацію розроблених моделей не було проведено, тому перед їх використанням доцільно виконувати попереднє тестування цієї ПТФ на наявних локальних даних та порівняти результати з альтернативними ПТФ, створеними для подібних ґрунтово-кліматичних умов.

3.2. Каталог ПТФ щільності будови та щільності твердої фази ґрунту

У науковій літературі доступний великий вибір ПТФ. Так, наприклад, для тестування ПТФ щільності будови на локальних даних Do et al. [38] було відібрано 36 ПТФ, Sevastas et al. [27] — 56, Arbor et al. [39] — 73. Однак існують певні обмеження щодо перенесення ПТФ за межі географічних регіонів та кліматичних зон, для яких вони були побудовані. Зокрема доведено, що моделі, розроблені на основі даних із помірнього клімату, демонструють низьку точність прогнозування для ґрунтів тропічних регіонів [3, 40], що зумовлено суттєвими відмінностями у фізичних, хімічних та мінералогічних властивостях ґрунтів цих зон.

У межах даної роботи сформовано каталог ПТФ фізичних властивостей, до якого включено моделі, розроблені для ґрунтів Європейського континенту або продемонстрували найвищу прогностичну точність під час верифікації на європейських наборах даних (Табл. 2). Застосований принцип відбору дозволяє припустити, що відібрані ПТФ потенційно придатні для апробації та застосування у ґрунтово-кліматичних умовах України.

До каталогу відібрано ПТФ, у яких використано як єдиний предиктор вміст органічного вуглецю або гумусу, лише гранулометричний склад або поєднання цих показників. Така різноманітність моделей за набором вхідних змінних дає змогу застосовувати їх до різних типів ґрунтів залежно від наявності даних. Порогові значення статистичної точності на етапі відбору не застосовували з метою забезпечення максимального розмаїття математичних форм моделей для подальшої локальної верифікації.

Окрім оригінального рівняння, для кожної ПТФ зібрано опис метаданих домену її створення [41], зокрема інформацію про регіон та специфікацію вибірки, а також статистичні характеристики точності моделі. Варто звернути увагу, що усі змінні у ПТФ гармонізовані до єдиних одиниць вимірювання, для цього в оригінальних формулах деяких моделей використано відповідні коефіцієнти перерахунку.

Перелік ПТФ для визначення щільності будови включає моделі, розроблені Makovníková et al. [29], Kobal et al. [33], Hollis et al. [35], Медведєвим та ін. [21] для

мінеральних і органічних ґрунтів країн Європи (Табл. 2). Каталог також містить моделі Manrique & Jones [42], Alexander [43] та Hossain et al. [44], створені на ґрунтових наборах даних США та Канади, ефективність яких підтверджено під час тестування на європейських наборах даних [15, 24].

Таблиця 2

Каталог ПТФ фізичних властивостей ґрунтів (щільність будови та щільність твердої фази ґрунту)

Позначення ПТФ, публікація	Рівняння ПТФ	Регіон та розмір вибірки	Специфікація вибірки для розроблення моделі	Статистичні характеристики ПТФ
ПТФ для визначення щільності будови ґрунту				
Alexander_1 [43]	$\text{ЩБ} = 1,66 - 0,308 \times \text{ОВ}^{0,5}$	США, 386	Мінеральні ґрунти	$R^2 : 0,462$; SE: 0,19
Alexander_2 [43]	$\text{ЩБ} = 1,72 - 0,294 \times \text{ОВ}^{0,5}$	США, 335	Мінеральні ґрунти	$R^2 : 0,332$; SE: 0,16
Manrique [42]	$\text{ЩБ} = 1,66 - 0,318 \times \text{ОВ}^{0,5}$	США, 19651	Мінеральні ґрунти	$R^2 : 0,41$; SE: 0,19
Hossain_1 [44]	$\text{ЩБ} = 0,071 + 1,322 \times \exp(-0,071 \times \text{ОВ})$	Канада, 1376	Мінеральні та органічні ґрунти, 0-100 см	$R^2 : 0,98$
Hossain_2 [44]	$\text{ЩБ} = 0,701 + 0,952 \times \exp(-0,29 \times \text{ОВ})$	Канада, 702	Мінеральні ґрунти, 0-100 см	$R^2 : 0,99$
Hossain_3 [44]	$\text{ЩБ} = 0,074 + 2,632 \times \exp(-0,076 \times \text{ОВ})$	Канада, 674	Органічні ґрунти, 0-100 см	$R^2 : 0,93$
Kobal_1 [33]	$\text{ЩБ} = 1,4842 - 0,1424 \times \text{ОВ}$	Словенія, 106	Мінеральні ґрунти (лише лісові угіддя) $\text{ОВ} < 3,6\%$	$R^2 : 0,79$; SE: 0,1257 *
Kobal_2 [33]	$\text{ЩБ} = 1,1253 - 0,0452 \times \text{ОВ}$		Мінеральні ґрунти (лише лісові угіддя) $\text{ОВ} > 3,6\%$	
Hollis_1 [35]	$\text{ЩБ} = 0,80806 + (0,823844 \times (\exp(-0,27993 \times \text{ОВ}))) + (0,0014065 \times \text{Пісок}_{063}) - (0,0010299 \times \text{Глина}_{002})$	Велика Британія, 333	Мінеральні ґрунти, орний шар	$R^2 : 0,62$; RMSE: 0,13
Hollis_2 [35]	$\text{ЩБ} = 0,69794 + (0,750636 \times (\exp(-0,230355 \times \text{ОВ})) + (0,0008687 \times \text{Пісок}_{063}) - (0,0005164 \times \text{Глина}_{002})$	Велика Британія, 925	Мінеральні ґрунти, підорні шари та горизонти	$R^2 : 0,63$; RMSE: 0,15
Hollis_3 [35]	$\text{ЩБ} = 1,4903 + 0,33293 \times \log(\text{ОВ})$	Велика Британія, 67	Органічні горизонти	$R^2 : 0,68$; RMSE: 0,10
Mačková_1 [29]	$\text{ЩБ} = 2,662 - 0,0076 \times \text{Ф.Глина} - 0,0102 \times \text{Пісок} - 0,0108 \times \text{Пил} - 0,0855 \times \text{ОВ}$	Словаччина, 262	Мінеральні ґрунти, шар 0-10 см	$R^2 : 0,46$; RMSE: 0,11
Mačková_2 [29]	$\text{ЩБ} = 3,1482 - 0,0118 \times \text{Ф.Глина} - 0,017 \times \text{Пісок} - 0,0152 \times \text{Пил}$	Словаччина, 262	Мінеральні ґрунти, шар 0-10 см	$R^2 : 0,27$; RMSE: 0,084
Медведев [21]	$\text{ЩБ} = 1,6929 - 0,0103 \times \text{Ф.Глина} - 0,0645 \times \text{Гумус} + 0,0001 \times \text{Ф.Глина}^2 - 0,0001 \times \text{Ф.Глина} \times \text{Гумус} + 0,0006 \times \text{Гумус}^2$	Україна, 665	Мінеральні ґрунти, шар 0-30 см	$R^2 : 0,63$; SE: 0,13
ПТФ для визначення щільності твердої фази ґрунту				
Schjønning_1 [37]	$\text{ЩТФ} = 2,686 - 2,649 \times (\text{Гумус}/100)$	Данія, 79	Мінеральні ґрунти	$R^2 : 0,769$; RMSE: 0,019
Schjønning_2 [37]	$\text{ЩТФ} = 2,652 + 0,216 \times (\text{Глина}_{002}/100) - 2,237 \times (\text{Гумус}/100)$	Данія, 79	Мінеральні ґрунти	$R^2 : 0,919$; RMSE: 0,011
Schjønning_3 [37]	$\text{ЩТФ} = 2,610 + 0,337 \times (\text{Глина}_{002}/100)$	Данія, 79	Мінеральні ґрунти, уміст гумусу $\leq 6,2\%$	$R^2 : 0,433$; RMSE: 0,030
Schjønning_4 [37]	$\text{ЩТФ} = 2,648 + 0,209 \times (\text{Глина}_{002}/100)$	Данія, 79	Мінеральні ґрунти, уміст гумусу $< 1\%$	$R^2 : 0,766$; RMSE: 0,010
Ruehlmann [45]	$\text{ЩТФ} = (((1 - (\text{Гумус}/100)) / \text{ЩТФ}_M) + ((\text{Гумус}/100) / \text{ЩТФ}_O))^{-1}$, де $\text{ЩТФ}_M = 2,663 + 0,107 \times (\text{Глина}_{002}/100)$; $\text{ЩТФ}_O = 1,241 + 0,173 \times (\text{Гумус}/100)$	Скомпільовані дані з різних країн Європи, Азії, Північної Америки та Нової Зеландії, 501	Мінеральні ґрунти, переважно орні	$R^2 : 0,972$; RMSE: 0,056; ME: 0,004
<p><i>Примітки.</i> ЩБ — щільність будови, г/см³; ЩТФ — щільність твердої фази, г/см³; ОВ — вміст органічного вуглецю, %; Гумус — вміст гумусу, %; Вміст гранулометричних часток за розміром, %: Ф.Глина — $< 0,01$ мм; Пісок — $> 0,05$ мм; Пісок_063 — $> 0,063$ мм; Пил — $0,05-0,001$ мм; Глина_002 — $< 0,002$ мм. ЩТФ_M — щільність частинок мінеральної складової ґрунту; ЩТФ_O — щільність частинок органічної речовини ґрунту.</p> <p>R^2 — коефіцієнт детермінації, RMSE — корінь середньоквадратичної похибки, ME — середня похибка, SE — стандартна похибка. Одиниці визначення RMSE, ME, SE такі ж як і в прогнозованого показника.</p> <p>*Статистичні показники розраховано для повного набору даних із застосуванням двох сегментованих за вмістом органічного вуглецю ПТФ.</p>				

Зокрема, під час апробації різних ПТФ, описаної у роботі Szabó et al. [24] на основі загальноєвропейської бази даних EU-HYDI, встановлено, що модель Alexander_2 (Табл. 2) забезпечує найвищу точність для мінеральних ґрунтів з умістом органічного вуглецю менше 12 %, тоді як модель Hossain_3 дозволяє коректно оцінювати параметри щільності будови в органічних горизонтах.

ПТФ щільності будови ґрунту мають різні параметри точності, із середньоквадратичними помилками (RMSE) в діапазоні від 0,084 до 0,15 г/см³ і коефіцієнтами детермінації (R^2) від 0,27 до 0,99 (Табл. 2). Органічний вуглець виступає ключовим предиктором у моделюванні щільності будови ґрунту Дослідження, присвячені тестуванню різних ПТФ на локальних даних, свідчать, що моделі, побудовані лише на основі органічного вуглецю або гумусу забезпечують вищу точність прогнозування порівняно із іншими ПТФ [14–16, 39]. Апробація різних ПТФ на лісових ґрунтах Бельгії демонструє, що моделі, які базуються на показниках органічного вуглецю, здатні пояснити близько 55 % загальної варіації щільності будови та мають нижчу RMSE порівняно з моделями, розробленими на основі характеристик гранулометричного складу [14]. Подібні висновки отримано на ґрунтах Румунії, де моделі з органічним вуглецем або гумусом як основними предикторами мали нижчі значення середньої абсолютної похибки (ME) порівняно з моделями, які додатково враховували показники гранулометричного складу [15]. Валідація ПТФ на ґрунтових даних Чернівецької області також підтвердила, що вміст гумусу має значно більший вплив на мінливість щільності будови, ніж вміст глини [23]. Водночас, поєднання органічного вуглецю та гранулометричного складу у моделях дозволяє пояснювати понад 60 % варіації показника [29].

Локальна ПТФ щільності будови, розроблена на основі репрезентативної вибірки з бази даних «Властивості ґрунтів України», базується на використанні двох ключових предикторів – вмісту гумусу та фізичної глини (<0,01 мм) [21]. Запропонована модель описується поліноміальним рівнянням другого порядку, яке пояснює 63 % ($R^2 = 0,63$) загальної варіації показника. Калібрувальна вибірка охоплювала орний шар (0–30 см) основних типів ґрунтів України з широким діапазоном вхідних параметрів: вміст гумусу варіював від 0,1 до 21,7 %, фізичної глини – від 2,1 до 86,4 %, а значення щільності будови – від 0,71 до 1,69 г/см³.

Хотілося б зауважити, недавніми дослідженнями Fuentes-Guevara et al. [46] виявлено, що ефективність ПТФ при застосуванні до нових масивів даних визначається насамперед подібністю кореляційної структури між предикторами, а також предикторами та цільовою (прогнозованою) властивістю. Таким чином, якщо структура кореляцій у новому наборі даних відрізняється від тієї, на основі якої була розроблена модель, навіть локальні ПТФ можуть втрачати прогностичну надійність, що підкреслює необхідність обов'язкової валідації та, за потреби, рекалібрування ПТФ перед застосуванням.

До каталогу також відібрано ПТФ для визначення параметрів щільності твердої фази необхідних для розрахунку загальної пористості – одного із ключових показників, що використовуються для виявлення ущільнення ґрунту [25]. Зазвичай, за відсутності прямих вимірювань щільність твердої фази приймають рівною 2,65 г/см³ [24, 25]. Проте параметри даного показника варіюють від 2,4 до 2,9 г/см³ залежно від типу ґрунту, його генезису та співвідношення мінеральних і органічних компонентів [45]. Недавні дослідження Szabó et al. [24] та Robinson et al. [25] підтвердили, що застосування ПТФ щільності твердої фази забезпечує вищу точність розрахунку загальної пористості порівняно з використанням фіксованого значення 2,65 г/см³.

Існує два основних типи ПТФ щільності твердої фази: регресійні моделі, що використовують як предиктори гумус та/або гранулометричний склад [37], та двокомпонентні змішувальні моделі, що визначають параметри показника на

основі масових часток органічної та мінеральної складових ґрунту [25, 37, 47]. Апробація різних типів ПТФ на локальних даних демонструють різні результати, так, наприклад, у дослідженнях Qin et al. [47] для ґрунтів із низьким вмістом органічної речовини найвищу точність продемонстрували регресійні моделі, в той час як Szabó et al. [24] та Robinson et al. [25] вказують на переваги змішаних ПТФ, особливо для ґрунтів із вмістом органічної речовини понад 1 %.

3.3. Схеми локальної валідації ПТФ

На рис. 1 та 2 подано схеми, що демонструють методологічний підхід до апробації відібраних ПТФ щільності будови та щільності твердої фази на локальних наборах даних.

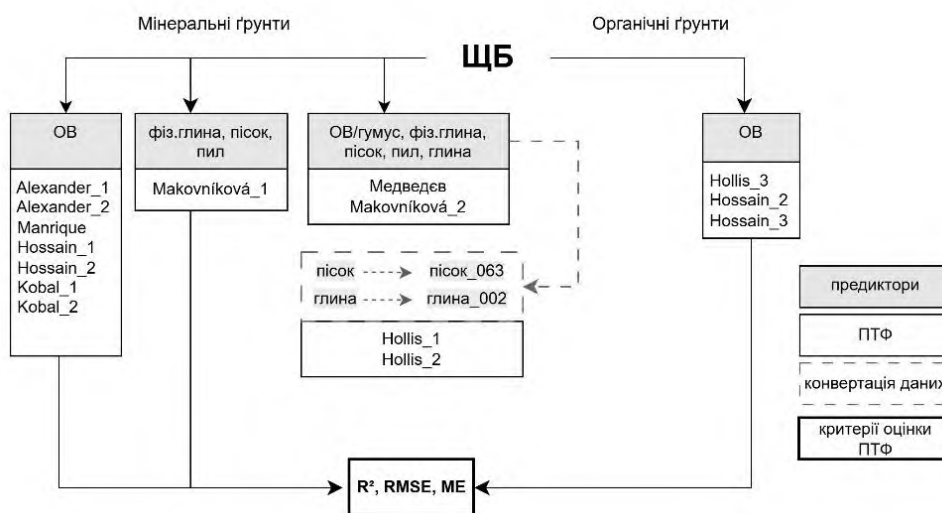


Рис. 1. Схеми апробації ПТФ щільності будови (ЩБ) на локальних наборах даних залежно від наявності даних щодо вмісту органічного вуглецю, гумусу та/або фракцій гранулометричного складу (Скорочення ті самі, що у табл. 2; ОВ – вміст органічного вуглецю; гумус – вміст гумусу. Вміст гранулометричних фракцій за розміром: пісок – >0,05 мм; пісок_063 – >0,063 мм; пил – 0,05–0,001 мм; глина – <0,001 мм; глина_002 – <0,002 мм; фіз. глина – <0,01 мм)

Важливо підкреслити, апробація ПТФ, розроблених на основі даних з інших регіонів, вимагає попередньої гармонізації вхідних змінних, особливо щодо гранулометричного складу. Оскільки національні класифікації різних країн використовують різні діапазони розмірів часток для віднесення їх до груп піску, пилу чи глини [48], необхідно виконати трансформацію локальних даних до меж, які прийняті в оригінальних ПТФ. Зокрема, для визначення вмісту фракції глини із розміром часточок <0,002 мм доцільно застосовувати рівняння, запропоноване Лактіоною [49], яке дозволяє розрахувати цей показник на основі фракцій <0,005 мм та <0,001 мм, отриманих за допомогою національного стандартизованого методу. Для розрахунку фракції піску (>0,063 мм), необхідної для застосування моделей Hollis_1 та Hollis_2 (Табл.2, Рис.1), потрібно виконати два послідовні етапи: спочатку провести конверсію даних гранулометричного складу за методом Лактіоною [49] для обчислення трьох груп фракцій — піску (>0,05 мм), пилу (0,05-0,002 мм) та глини (<0,002 мм); після цього до отриманих даних застосувати функцію *TT.text.transf* з R-пакету *soiltexture* [50]. Цей інструмент використовує метод лог-лінійної трансформації для перерахунку вмісту часток піску та пилу з однієї системи класифікації в іншу.

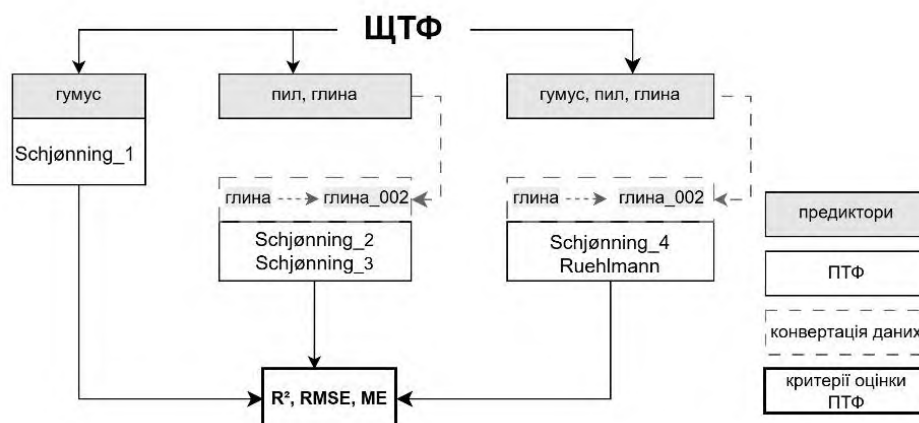


Рис. 2 Схема апробації ПТФ щільності твердої фази ґрунту (ЩТФ) на локальних наборах даних (Скорочення ті самі, що у табл. 2 і рис.1; Вміст гранулометричних фракцій: пил – 0,05–0,001 мм; глина – <0,001 мм; глина_002 – <0,002 мм)

Оцінювання точності ПТФ здійснюють з використанням статистичних показників, серед яких найбільш поширеними є: коренева середньоквадратична похибка (RMSE), середня похибка (ME), коефіцієнт детермінації (R^2).

Порівняння вимірних значень властивостей ґрунтів з прогнозованими дозволяє визначити найбільш ефективні ПТФ для конкретних ґрунтово-кліматичних умов та застосовувати їх за відсутності прямих вимірювань показника. Наприклад, Cherlinka et al. [23], тестуючи різні ПТФ, визначили оптимальне рівняння для прогнозування щільності будови ґрунтів Чернівецької області та застосували його для побудови цифрової тематичної карти регіону. Reidy et al. [31] шляхом валідації та калібрування опублікованих моделей розробили карту щільності будови для різних генетичних горизонтів ґрунтів Ірландії.

Варто зауважити, що процедури конвертації даних, а також застосування ПТФ до даних, отриманих іншими методами визначення властивостей ґрунтів, ніж тих, що використовувалися для їх створення, підвищує невизначеність та може знижувати точність прогнозу [12]. Розроблення ПТФ у межах єдиних протоколів визначення як предикторів, так і прогнозованих змінних є ключовою передумовою забезпечення їх максимальної точності та достовірності.

4. Обговорення. Напрями розвитку педотрансферного моделювання в Україні

На основі проведених узагальнень та спираючись на пропозиції Робочої групи з педотрансферних функцій і параметризації поверхні суші Міжнародного консорціуму моделювання ґрунтів (ISCM) окреслимо напрями розвитку педотрансферного моделювання в Україні.

4.1. Розвиток національних ґрунтових баз даних

Розроблення достовірних локально валідованих ПТФ потребує наявності достатньої кількості якісних, стандартизованих і доступних даних, що охоплюють фізичні та хімічні властивості ґрунтів, мінералогічний склад ґрунотвірних порід, характеристики рослинного покриву та інші допоміжні атрибути, які можуть слугувати предикторами [12]. Тому, однією із задач для розвитку даного напрямку досліджень є систематичне поповнення національних ґрунтових баз даних, а також створення тематичних відкритих наборів даних [51].

4.2. Розроблення локально-специфічних ПТФ

Більшість ПТФ розроблено для сільськогосподарських угідь і застосування таких моделей до ґрунтів інших типів землекористування, зокрема лісових екосистем, призводить до значних зміщень у прогнозах [12, 52]. Це зумовлено суттєвими відмінностями у їхніх властивостях: лісові ґрунти характеризуються високим умістом органічної речовини та інтенсивною біотичною активністю, що сприяє формуванню пухкої зернистої структури з розвиненою системою стабільних макропор та значно нижчими ніж на ріллі параметрами щільності будови [52–54]. Натомість орні ґрунти зазнають регулярного механічного обробітку, ущільнення технікою та агрохімічного впливу, що істотно змінює їхню фізичну будову порівняно з переважно непорушеними лісовими системами [12, 52]. Тому дослідники наголошують на необхідності розроблення локально-специфічних ПТФ з урахуванням конкретних типів землекористування.

Так само окремої уваги при моделюванні потребують органічні горизонти та торфовища. Органічні ґрунти мають значно вищий вміст органічної речовини порівняно із мінеральними. Їхня щільність, пористість та вологопровідні характеристики визначаються насамперед кількістю, типом органічного матеріалу та ступенем його розкладання, що обов'язково має бути враховано у педотрансферних функціях [12, 35, 55, 56].

4.3. Інноваційні методи отримання вхідних даних

Впровадження новітніх інструментів та інноваційних методів, які дозволяють оперативно та з високою роздільною здатністю отримувати вхідні дані для прогнозування важковимірюваних властивостей, є одним із перспективних напрямів розвитку ПТФ нового покоління [12]. Зокрема, спектроскопію у видимому та ближньому інфрачервоному (vis–NIR), а також середньому інфрачервоному (MIR) діапазонах дедалі частіше застосовують як швидку та економічно ефективну неруйнівну альтернативу методам «мокрої» хімії для високоточного прогнозування вмісту органічного вуглецю в ґрунті [57, 58] — одного з ключових предикторів фізичних та водно-фізичних властивостей. Водночас метод інтегрованого тиску суспензії (ISP/ISP+), реалізований у приладі PARIO, дослідники розглядають як надійну альтернативу традиційним лабораторним методам визначення гранулометричного складу [12, 59]. Даний метод демонструє високу узгодженість із результатами методів піпетки та ареометра [59, 60], оскільки визначення розподілу гранулометричних фракцій базується на тому ж фізичному принципі — законі Стокса. Крім того, на відміну від традиційних методів, які фіксують дані розподілу лише в певні моменти часу, цей метод виконує неперервну реєстрацію розподілу гранулометричних фракцій протягом усього часу вимірювання, що дає змогу отримати масив даних, сумісний із декількома системами класифікацій [12, 60].

4.4. Програмні інструменти для впровадження ПТФ

Ключовою вимогою до створення локально-специфічних ПТФ є забезпечення повної відтворюваності методів їх побудови. Процес їх розроблення має бути ретельно задокументованим, із обов'язковим зазначенням діапазонів вхідних даних, на яких навчалася модель, кореляційних матриць та статистичних параметрів якості [12, 41, 61]. Одним із ключових обмежень застосування ПТФ є їхня технічна складність, особливо моделей, побудованих із використанням методів машинного навчання [12]. У зв'язку з цим, важливим напрямом сучасних досліджень є створення програмних інструментів, що спрощують впровадження та

практичне застосування ПТФ. Наприклад, одна з найбільш цитованих ПТФ для прогнозування параметрів вологопровідності ґрунтів – Rosetta [62] – реалізована у вигляді онлайн-сервісу (<https://www.handbook60.org/rosetta/>), який дозволяє виконувати розрахунки безпосередньо в браузері. Окрім цього, створено спеціалізовані інструменти впровадження ПТФ, розроблених для ґрунтів Європейського континенту [24]. Dang et al. [63] розробили відкритий ArcGIS toolbox NB_PTFs, який інтегрує понад 150 ПТФ та дозволяє застосовувати їх до просторових даних. Також Mestanza et al. [64] створили відкритий інтерактивний додаток для розрахунку щільності будови ґрунту, до якого інтегровано 15 ПТФ, спеціально розроблених, апробованих і валідованих для ґрунтово-кліматичних умов Перу.

4.5. Гармонізація методів аналізування з міжнародними стандартами

Не менш важливим напрямом також є гармонізація методів аналізування властивостей із міжнародними стандартами. Зокрема, актуальною залишається проблема невідповідності меж гранулометричних фракцій у національній класифікації порівняно з міжнародними системами [49, 65]. В Україні та деяких країнах Східної Європи (Словаччина, Болгарія, Чеська Республіка) [66] в аналітичних процедурах вимірювання гранулометричного складу ґрунту найдрібнішою є фракція розміром $<0,001$ мм, тоді як у більшості системах класифікації країн ЄС та в міжнародних FAO/USDA, ISSS, WRB [49, 65] — часточки розміром $<0,002$ мм. Так само неузгодженість існує щодо верхньої межі піщаної фракції: в Україні це гранулометричні елементи розміром 1 мм, тоді як у більшості міжнародних класифікацій — 2 мм. Розбіжності у межах гранулометричних фракцій ускладнюють порівнюваність національних даних із міжнародними, а також обмежують застосовність ПТФ та інших підходів, що використовують показники гранулометричного складу для оцінювання стану ґрунтових ресурсів, зокрема визначення його секвестраційного потенціалу [67], розрахунку природного фонового рівня металів [68, 69] та моніторингу втрати органічної речовини [70, 71].

Описані неузгодженості національних даних із міжнародними класифікаціями гранулометричного складу можна відносно легко усунути. У статті Weber et al. [12] наведено досвід Угорщини як успішного й маловитратного прикладу подолання несумісності даних між різними системами класифікації ґрунтів. У 1990-х роках Угорщина перейшла від класифікації Міжнародного товариства ґрунтознавців (ISSS) до системи Служби сільськогосподарських досліджень США (USDA). Основна відмінність між ними полягала у визначенні верхньої межі фракції пилу – 0,02 мм у системі ISSS проти 0,05 мм у системі USDA, тоді як межі піщаної (2 мм) та глинистої ($<0,002$ мм) фракцій збігалися. Тому, щоб здійснити перехід на нову класифікацію, а разом з тим забезпечити сумісність із історичними даними – до стандартного протоколу визначення гранулометричного складу було додано одне додаткове вимірювання – вмісту часток розміром 0,05 мм. Подібний підхід доцільно застосувати і в Україні, доповнивши стандартний аналіз гранулометричного складу визначенням вмісту часточок розміром 2 та 0,002 мм. Така проста модифікація забезпечить двосторонню сумісність даних. З одного боку, результати залишатимуться придатними для використання в межах чинної національної системи класифікації гранулометричного складу, яка інтегрована у державні нормативи оцінювання якості ґрунтових ресурсів і застосовується під час бонітування та грошового оцінювання земель, агрохімічної паспортизації, агроекологічного моніторингу та ін.. З іншого боку, це забезпечить порівнянність українських результатів із міжнародними — дозволить трансформувати

національні дані відповідно до міжнародних класифікацій та інтегрувати їх до загальноєвропейських та глобальних ґрунтово-інформаційних продуктів.

5. Висновки

1. Локально-специфічні ПТФ фізичних властивостей для ґрунтово-кліматичних умов Європейського континенту розробляються переважно на основі національних ґрунтових баз даних. Методологія їх створення базується на стратифікації ґрунтових даних, застосуванні методів регресії та машинного навчання та обов'язкової валідації – як статистичної так і шляхом порівняння із ПТФ із інших регіонів.

2. Сформовано каталог ПТФ щільності будови та щільності твердої фази ґрунту, каліброваних і валідованих на європейських ґрунтових наборах, що прогнозують параметри показників на основі вмісту органічного вуглецю, гумусу та/або гранулометричного складу.

3. Розроблено схеми апробації ПТФ залежно від доступності вхідних даних. Застосування на локальних даних ПТФ, де предикторами є показники гранулометричного складу ґрунту, межі фракцій яких не відповідають прийнятій в Україні класифікації, вимагає проведення процедур конвертації даних, що підвищує рівень невизначеності та може знижувати точність прогнозів.

4. Пріоритетними напрямками розвитку педотрансферного моделювання в Україні є: розвиток національних ґрунтових баз даних; впровадження інноваційних методів отримання параметрів ґрунтів; розроблення доступних програмних інструментів для практичного застосування локальних ПТФ.

5. З метою усунення розбіжностей національної класифікації гранулометричного складу з міжнародними, запропоновано доповнити стандартний протокол його визначення двома додатковими вимірюваннями — часток розміром 2 та 0,002 мм. Це забезпечить сумісність даних гранулометричного складу із чинною національною системою класифікації, а також порівнянність із міжнародними класифікаціями (FAO/USDA) та інтеграцію до загальноєвропейських і глобальних ґрунтово-інформаційних продуктів.

Джерела фінансування: стаття містить результати досліджень, проведених за завданням 01.01.02.03.П «Розробити способи опрацювання ґрунтових даних для педотрансферного моделювання з метою інтеграції до європейської ґрунтово-інформаційної системи» (№ 0124U001098) ПНД НААН 01 «Ґрунтові ресурси України» та за науковим проектом «Комплексне наукове дослідження інноваційних рішень з відновлення ґрунтів та запобігання їхньої деградації з метою поліпшення екологічного стану регіонів України» на виконання угоди з Міністерством науки і освіти України (№ БФ/Ф01-2025).

Список використаних джерел

1. Pedotransfer functions in Earth system science: challenges and perspectives / K. Van Looy et al. *Reviews of geophysics*. 2017. Vol. 55, № 4. P. 1199–1256. <https://doi.org/10.1002/2017RG000581>
2. Gap assessment in current soil monitoring networks across Europe for measuring soil functions / J. P. van Leeuwen et al. *Environmental research letters*. 2017. Vol. 12. № 12. Article 124007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9c5c>
3. Minasny B., Hartemink A. E. Predicting soil properties in the tropics. *Earth-Science reviews*. 2011. Vol. 106. № 1–2. P. 52–62. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.005>
4. Filling the gaps in soil data: a multi-model framework for addressing data gaps using pedotransfer functions and machine-learning with uncertainty estimates to estimate bulk density / A. Arbor et al. *Catena*. 2024. Vol. 245. № 10. Article 108310. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108310>
5. Adjusting bulk density observations in the Hungarian soil information and monitoring system using pedotransfer functions / S. Sohrab et al. *European journal of soil science*. 2025. Vol. 76. № 6. Article e70245. <https://doi.org/10.1111/ejss.70245>

6. Pedotransfer functions for predicting available water capacity in French soils, their applicability domain and associated uncertainty / M. Román Dobarco et al. *Geoderma*. 2019. Vol. 336. № 2. P. 81–95. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.022>
7. Amsili J. P., van Es H. M., Schindelbeck R. R. Pedotransfer functions for field capacity, permanent wilting point, and available water capacity based on random forest models for routine soil health analysis. *Communications in soil science and plant analysis*. 2024. Vol. 5. № 13. P. 1967–1984. <https://doi.org/10.1080/00103624.2024.2336573>
8. A minimum suite of soil health indicators for North American agriculture / D. K. Bagnall et al. *Soil security*. 2023. Vol. 10. Article 100084. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2023.100084>
9. Fujita Y., de Haan J., Ros G. H. Evaluation of pedotransfer functions for soil indicators of BLN. Nutriënten Management Instituut (NMI), 2023. URL: <https://edepot.wur.nl/642331>
10. European Union (2025). Directive of the European Parliament and of the Council on Soil Monitoring and Resilience (Soil Monitoring Law). Brussels: European Commission. URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32025L2360>
11. Bouma J. Future societal developments provide a challenge for pedology as an integrative activity within soil science. *Geoderma*. 2026. Vol. 466. № 1. Article 117699. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2026.117699>
12. Hydro-pedotransfer functions: a roadmap for future development / T. K. D. Weber et al. *Hydrology and earth system sciences*. 2024. Vol. 28. № 14. P. 3391–3433. <https://doi.org/10.5194/hess-28-3391-2024>
13. 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. Vol. 40. № 5. P. 847–858. <https://doi.org/10.1071/sr01023>
14. Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils / B. De Vos et al. *Soil science society of America journal*. 2005. Vol. 69. № 2. P. 500–510. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0500>
15. Vasiliniuc I., Patriche C. V. Validating soil bulk density pedotransfer functions using a Romanian dataset. *Carpathian journal of earth and environmental sciences*. 2015. Vol. 10. № 2. P. 225–236
16. Abdelbaki A. M. Evaluation of pedotransfer functions for predicting soil bulk density for U.S. soils. *Ain shams engineering journal*. 2018. Vol. 9. № 4. P. 1611–1619. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2016.12.002>
17. From pedotransfer functions to soil inference systems / A. B. McBratney et al. *Geoderma*. 2002. Vol. 109. № 1–2. P. 41–73. [https://doi.org/10.1016/s0016-7061\(02\)00139-8](https://doi.org/10.1016/s0016-7061(02)00139-8)
18. Laktionova T., Nakisko S. Particle size distribution as a basic characteristic for pedotransfer prediction of permanent wilting point. *Agricultural science and practice*. 2014. Vol. 1. № 1. P. 13–19. <https://doi.org/10.15407/agrisp1.01.013>
19. Лядська І., Маслікова К., Жуков О. Методичні підходи до оцінки вологості стійкого в'янення рослин дерново-літогенних ґрунтів на червоно-бурих глинах. *Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету*. 2016. Т. 3. С. 68–72. URL: <http://dspace.dsau.dp.ua/jspui/handle/123456789/1926>
20. Pedotransfer functions for prediction of soil organic carbon content for Chernozems Haplic and Calcic: A Case Study from the Left-Bank Forest-Steppe of Ukraine / Y. M. Dmytruk et al. *AgroChemistry and soil science*. 2025. Vol. 98. P. 19–35. <https://doi.org/10.31073/acss98-02>
21. Медведєв В., Пліско І., Бігун О. Досвід педотрансферного моделювання у дослідженнях фізики ґрунтів. *Вісник аграрної науки*. 2015. Т. 93. № 1. С. 17–24. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan_2015_1_4
22. Осипов В. В., Бігун О. М. Оцінка педотрансферних функцій для визначення коефіцієнта фільтрації ґрунтів України. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Геологія. Географія. Екологія»*. 2020. № 52. С. 68–78. <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2020-52-05>
23. Methods of modeling and mapping of the soil bulk density: a case study from Chernivtsi region, Ukraine / V. Cherlinka et al. *Geographia cassoviensis*. 2022. Vol. 16. № 2. P. 147–163. <https://doi.org/10.33542/gc2022-2-05>
24. Addressing soil data needs and data gaps in catchment-scale environmental modelling: the European perspective / B. Szabó et al. *Soil*. 2024. Vol. 10. № 2. P. 587–617. <https://doi.org/10.5194/soil-10-587-2024>
25. Soil porosity prediction across Europe with a focus on soil particle density determination / D. A. Robinson et al. *International soil and water conservation research*. 2026. Vol. 24. № 1. Article 100614. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2026.100614>
26. Deriving regional pedotransfer functions to estimate soil bulk density in Austria / C. Foldal et al. *Die bodenkultur: journal of land management, food and environment*. 2020. Vol. 71. № 4. P. 241–252. <https://doi.org/10.2478/boku-2020-0020>
27. Predicting bulk density using pedotransfer functions for soils in the Upper Anthemountas basin, Greece / S. Sevastas et al. *Geoderma regional*. 2018. Vol. 14. № 4. Article e00169. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00169>
28. Soil bulk density pedotransfer functions of the humus horizon in arable soils / E. Suuster et al. *Geoderma*. 2011. Vol. 163. № 1–2. P. 74–82. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.005>
29. Comparison of different models for predicting soil bulk density. Case study – Slovakian agricultural soils / J. Makovniková et al. *International agrophysics*. 2017. Vol. 31. № 4. P. 491–498. <https://doi.org/10.1515/intag-2016-0079>
30. A pedotransfer function to map soil bulk density from limited data / L. Rodríguez-Lado et al. *Procedia environmental sciences*. 2015. Vol. 27. № 1. P. 45–48. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.07.112>
31. Pedotransfer functions for Irish soils – estimation of bulk density (pb) per horizon type / B. Reidy et al. *Soil*. 2016. Vol. 2. № 1. P. 25–39. <https://doi.org/10.5194/soil-2-25-2016>
32. Bryk M., Kołodziej B. Pedotransfer functions for estimating soil bulk density using image analysis of soil structure. *Sensors*. 2023. Vol. 23. № 4. Article 1852. <https://doi.org/10.3390/s23041852>
33. Pedotransfer functions for bulk density estimation of forest soils / M. Kobal et al. *Šumarski list*. 2011. Vol. 135. № 1–2. P. 19–27.
34. Building a pedotransfer function for soil bulk density on regional dataset and testing its validity over a larger area / S. Chen et al. *Geoderma*. 2018. Vol. 312. № 1. P. 52–63. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.009>
35. Hollis J. M., Hannam J., Bellamy P. H. Empirically-derived pedotransfer functions for predicting bulk density in European soils. *European journal of soil science*. 2012. Vol. 63. № 1. P. 96–109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01412.x>

36. Kätterer T., Andrén O., Jansson P.-E. Pedotransfer functions for estimating plant available water and bulk density in Swedish agricultural soils. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*. 2006. Vol. 56. № 4. P. 263–276. <https://doi.org/10.1080/09064710500310170>
37. Predicting soil particle density from clay and soil organic matter contents / P. Schjønning et al. *Geoderma*. 2017. Vol. 286. № 3. P. 83–87. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.10.020>
38. National variability in soil organic carbon stock predictions: impact of bulk density pedotransfer functions / M. Thi-Tuyet Do et al. *International soil and water conservation research*. 2024. Vol. 12. № 4. P. 868–884. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2024.04.002>
39. A framework for recalibrating pedotransfer functions using nonlinear least squares and estimating uncertainty using quantile regression / A. Arbor et al. *Geoderma*. 2023. Vol. 439. № 1. Article 116674. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116674>
40. Direct measurement and prediction of bulk density on alluvial soils of central Chile / M. Casanova et al. *Chilean journal of agricultural research*. 2016. Vol. 76. № 1. P. 105–113. <https://doi.org/10.4067/S0718-58392016000100015>
41. McBratney A. B., Minasny B., Tranter G. Necessary meta-data for pedotransfer functions. *Geoderma*. 2011. Vol. 160. № 3–4. P. 627–629. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.09.023>
42. Manrique L. A., Jones C. A. Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. *Soil science society of America journal*. 1991. Vol. 55. № 2. P. 476–481. <https://doi.org/10.2136/sssaj1991.03615995005500020030x>
43. Alexander E. B. Bulk densities of California soils in relation to other soil properties. *Soil science society of America journal*. 1980. Vol. 44. № 4. P. 689–692. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400040005x>
44. Hossain M. F., Chen W., Zhang Y. Bulk density of mineral and organic soils in the Canada's arctic and sub-arctic. *Information processing in agriculture*. 2015. Vol. 2. № 3–4. P. 183–190. <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2015.09.001>
45. Ruehlmann J., Körschens M. Soil particle density as affected by soil texture and soil organic matter: 2. Predicting the effect of the mineral composition of particle-size fractions. *Geoderma*. 2020. Vol. 375. Article 114543. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114543>
46. Data correlation structure controls pedotransfer function performance / M. David Fuentes-Guevara et al. *Journal of hydrology*. 2022. Vol. 614. Article 128540. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128540>
47. Evaluation of pedotransfer functions for predicting particle density of soils with low organic matter contents / L. Qin et al. *Geoderma*. 2022. Vol. 416. Article 115812. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115812>
48. Evaluation of different procedures to interpolate particle-size distributions to achieve compatibility within soil databases / A. Nemes et al. *Geoderma*. 1999. Vol. 90. № 3–4. P. 187–202. [https://doi.org/10.1016/s0016-7061\(99\)00014-2](https://doi.org/10.1016/s0016-7061(99)00014-2)
49. Лактіонова Т. М. Про можливість застосування в Україні класифікації гранулометричного складу ґрунтів USDA/FAO. *Агрохімія і ґрунтознавство* : міжвідом. тем. наук. зб. / ННЦ "ІГА ім. О. Н. Соколовського". Харків, 2011. Вип. 74. С. 28–35.
50. Moeys J. Soiltexture: functions for soil texture plot, classification and transformation. *The Comprehensive R Archive Network*. 2024. URL: <https://cran.r-project.org/web/packages/soiltexture/index.html>
51. Бігун О. М. Збереження ґрунтових даних в Україні: досягнення та перспективи. *Агрохімія і ґрунтознавство* : міжвідом. тем. наук. зб. / ННЦ "ІГА ім. О. Н. Соколовського". Харків, 2025. Вип. 98. С. 4–18. <https://doi.org/10.31073/acss98-01>
52. Soil bulk density assessment in Europe / P. Panagos et al. *Agriculture, ecosystems & environment*. 2024. Vol. 364. Article 108907. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.108907>
53. Development of pedo-transfer functions for the saturated hydraulic conductivity of forest soil in South Korea considering forest stand and site characteristics / H. Lim et al. *Water*. 2020. Vol. 12. № 8. Article 2217. <https://doi.org/10.3390/w12082217>
54. Zuo Y., He K. Evaluation and development of pedo-transfer functions for predicting soil saturated hydraulic conductivity in the Alpine frigid hilly region of Qinghai Province. *Agronomy*. 2021. Vol. 11. № 8. Article 1581. <https://doi.org/10.3390/agronomy11081581>
55. Bulk density prediction for histosols and soil horizons with high organic matter content / S. J. Beutler et al. *Revista brasileira de ciência do solo*. 2017. Vol. 41. Article e0160158. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20160158>
56. Relationships between organic matter and bulk density in Amazonian peatland soils / B. Crnobrna et al. *Sustainability*. 2022. Vol. 14. № 19. Article 12070. <https://doi.org/10.3390/su141912070>
57. Predicting soil properties using spectral subsets of LUCAS visible near-infrared spectroscopy data / F. Hateffard et al. *European journal of soil science*. 2025. Vol. 76. № 6. Article e70242. <https://doi.org/10.1111/ejss.70242>
58. Austrian NIR soil spectral library for soil health assessments / J. Fohrafellner et al. *Earth system science data*. 2026. Vol. 18. № 1. P. 219–229. <https://doi.org/10.5194/essd-18-219-2026>
59. Poláčková S., Kovář M., Jačka L. The improved integral suspension pressure method for particle size analysis agrees well with the standard hydrometer method. *Soil and tillage research*. 2026. Vol. 258. Article 107021. <https://doi.org/10.1016/j.still.2025.107021>
60. Durner W., Iden S. C. The improved integral suspension pressure method (ISP+) for precise particle size analysis of soil and sedimentary materials. *Soil and tillage research*. 2021. Vol. 213. Article 105086. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105086>
61. Бігун О., Пліско І., Романчук К. Способи опрацювання ґрунтових даних для педотрансферного моделювання з метою інтеграції до європейської ґрунтово-інформаційної системи : метод. вказівки / ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського». Харків, 2025. 51 с. <https://doi.org/10.5281/zenodo.18656131>
62. Schaap M. G., Leij F. J., van Genuchten M. T. Rosetta : a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of hydrology*. 2001. Vol. 251. № 3–4. P. 163–176. [https://doi.org/10.1016/s0022-1694\(01\)00466-8](https://doi.org/10.1016/s0022-1694(01)00466-8)
63. Guidelines and a supporting toolbox for parameterising key soil hydraulic properties in hydrological studies and broader integrated modelling / N. Dang et al. *One ecosystem*. 2022. Vol. 7. Article e76410. <https://doi.org/10.3897/oneeco.7.e76410>

64. Pedotransfer functions for Peruvian soils: a web tool for dry bulk density estimation / C. Mestanza et al. *Geoderma regional*. 2026. Vol. 44. № 4. Article e01054. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2026.e01054>
65. Nikorych V. Bridging the gap between Kachinsky and FAO/USDA particle-size distribution systems: mathematical modeling and pedogenetic harmonization. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2025. Т. 17. № 3. С. 436–442. <https://doi.org/10.31861/biosystems2025.03.436>
66. Laser diffraction as an innovative alternative to standard pipette method for determination of soil texture classes in central europe / D. Igaz et al. *Water*. 2020. Vol. 12. № 5. Article 1232. <https://doi.org/10.3390/w12051232>
67. Гамкало З. Г., Шпаківська І. М., Марискевич О. Г. Літогенний потенціал карбонізації педосфери: теоретико-методологічні, методичні та екосистемний підходи. *Агрохімія і ґрунтознавство*, 2021. Вип. 92. С. 41–51. <https://doi.org/10.31073/acss92-05>
68. Baseline concentration levels of trace elements as a function of clay and organic carbon contents in soils in Flanders (Belgium) / F. M. G. Tack et al. *Science of the total environment*. 1997. Vol. 201. № 2. P. 113–123. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(97\)00096-x](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(97)00096-x)
69. Heavy metal content of arable soils in northern Belgium / L. De Temmerman et al. *Water, air, and soil pollution*. 2003. Vol. 148. № 1. P. 61–76. <https://doi.org/10.1023/A:1025498629671>
70. Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter? / A. Johannes et al. *Geoderma*. 2017. Vol. 302. P. 14–21. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.021>
71. Relevance of the organic carbon to clay ratio as a national soil health indicator / E. Rabot et al. *Geoderma*. 2024. Vol. 443. Article 116829. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116829>

UDC 631.43:519.24

Pedotransfer functions of soil physical properties: methodological approaches to development, model catalogue, and local validation schemes

O. M. Bihun

National Scientific Center “Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after O. N. Sokolovsky”,
Kharkiv, Ukraine

✉ oksana_bigun@ukr.netORCID: [0000-0002-8461-4928](https://orcid.org/0000-0002-8461-4928)

Received 11.03.2026; Revised 02.06.07.2026; Accepted 08.06.2026; Available online 30.06.2026

Abstract

Pedotransfer function development is widely used as an alternative approach for estimating soil properties whose direct measurement is technically demanding, time-consuming, and costly. Soil physical properties such as bulk density, particle density, and total porosity are frequently estimated using pedotransfer functions (PTFs) and are subsequently applied in soil quality assessment, detection of soil degradation processes, and parameterization of process-based models. The development of reliable PTFs requires adherence to well-defined methodological principles, whereas the transfer of models developed in other regions to local datasets requires prior harmonization of input variables and independent validation, since differences in predictor determination methods and particle-size class boundaries may significantly affect prediction accuracy. The aim of this study was to synthesize methodological approaches to the development of PTFs for soil physical properties and to compile a catalogue of candidate models together with validation schemes for their application to local soil datasets. A theoretical and analytical approach was used to review and generalize methodological practices and to identify relevant pedotransfer functions. The analysis shows that locally specific PTFs are typically developed using data stratification procedures combined with statistical regression and machine-learning techniques. Model performance is assessed through different validation strategies, including statistical validation and comparison with PTFs developed for other regions. A catalogue containing 14 PTFs for bulk density and 5 PTFs for particle density was compiled. These models employ soil organic carbon, soil organic matter, and/or particle-size distribution as predictors. Validation schemes are proposed depending on the availability of input data and the need to convert variables due to inconsistencies between national and international particle-size classification systems. Priority directions for the advancement of PTF development in Ukraine include the systematic expansion of national soil databases, the development of open thematic soil datasets, the creation of PTFs for specific ecosystems, the adoption of innovative approaches for acquiring predictor variables (e.g. spectroscopic methods and ISP+), and the development of accessible software tools for practical model implementation. To improve the compatibility of the national particle-size classification system with widely used international standards (FAO/USDA), it is proposed to complement the standard analytical protocol with additional measurements of particle fractions with diameters of 2 mm and 0.002 mm. Such an approach would ensure that analytical results remain compatible with existing national soil quality assessment frameworks while also enabling their integration into European and global soil information systems.

Keywords: pedotransfer functions (PTF), soil bulk density, soil particle density, PTF catalogue, local PTF validation schemes

Cite: Bigun, O. M. (2026). Pedotransfer functions of soil physical properties: methodological approaches to development, model catalogue, and local validation schemes. *AgroChemistry and Soil Science*, 100, 21–37. <https://doi.org/10.31073/acss100-02> [in Ukrainian].

This work is distributed under the Creative Commons Attribution 4.0 License.

References

1. Van Looy, K., Bouma, J., Herbst, M., Koestel, J., Minasny, B., Mishra, U., ... Vereecken, H. (2017). Pedotransfer functions in Earth system science: Challenges and perspectives. *Reviews of Geophysics*, 55(4), 1199–1256. <https://doi.org/10.1002/2017RG000581>
2. van Leeuwen, J. P., Saby, N. P., Jones, A., Louwagie, G., Micheli, E., Rutgers, M., ... & Creamer, R. E. (2017). Gap assessment in current soil monitoring networks across Europe for measuring soil functions. *Environmental Research Letters*, 12(12), 124007. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9c5c>
3. Minasny, B., & Hartemink, A. E. (2011). Predicting soil properties in the tropics. *Earth-Science Reviews*, 106(1–2), 52–62. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.005>
4. Arbor, A., Schmidt, M., Zhang, J., Bulmer, C., Filatow, D., Kasraei, B., Smukler, S., & Heung, B. (2024). Filling the gaps in soil data: a multi-model framework for addressing data gaps using pedotransfer functions and machine-learning with uncertainty estimates to estimate bulk density. *Catena*, 245(10), 108310. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108310>
5. Sohrab, S., Szabó, B., Pásztor, L., Makó, A., & Szatmári, G. (2025). Adjusting Bulk Density Observations in the Hungarian Soil Information and Monitoring System Using Pedotransfer Functions. *European Journal of Soil Science*, 76(6), e70245. <https://doi.org/10.1111/ejss.70245>
6. Dobarco, M. R., Cousin, I., Le Bas, C., & Martin, M. P. (2019). Pedotransfer functions for predicting available water capacity in French soils, their applicability domain and associated uncertainty. *Geoderma*, 336(2), 81–95. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.08.022>
7. Amsili, J. P., van Es, H. M., & Schindelbeck, R. R. (2024). Pedotransfer functions for field capacity, permanent wilting point, and available water capacity based on random forest models for routine soil health analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 55(13), 1967–1984. <https://doi.org/10.1080/00103624.2024.2336573>
8. Bagnall, D. K., Rieke, E. L., Morgan, C. L., Liptzin, D. L., Cappellazzi, S. B., & Honeycutt, C. W. (2023). A minimum suite of soil health indicators for North American agriculture. *Soil Security*, 10, 100084. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2023.100084>
9. Fujita, Y., de Haan, J., & Ros, G. H. (2023). *Evaluation of pedotransfer functions for soil indicators of BLN*. Nutriënten Management Instituut, NMI. Retrieved from <https://edepot.wur.nl/642331>
10. European Union (2025). *Directive of the European Parliament and of the Council on Soil Monitoring and Resilience (Soil Monitoring Law)*. European Commission. Retrieved from <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32025L2360>
11. Bouma, J. (2026). Future societal developments provide a challenge for pedology as an integrative activity within soil science. *Geoderma*, 466(1), 117699. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2026.117699>
12. Weber, T. K. D., Weihermüller, L., Nemes, A., Bechtold, M., Degré, A., Diamantopoulos, E., ... Bonetti, S. (2024). Hydro-pedotransfer functions: a roadmap for future development. *Hydrology and Earth System Sciences*, 28(14), 3391–3433. <https://doi.org/10.5194/hess-28-3391-2024>
13. Kaur, R., Kumar, S., & Gurung, H. P. (2002). A pedo-transfer function (PTF) for estimating soil bulk density from basic soil data and its comparison with existing PTFs. *Australian Journal of Soil Research*, 40(5), 847–858. <https://doi.org/10.1071/SR01023>
14. De Vos, B., Van Meirvenne, M., Quataert, P., Deckers, J., & Muys, B. (2005). Predictive quality of pedotransfer functions for estimating bulk density of forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 69(2), 500–510. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0500>
15. Vasiliniuc, I., & Patriche, C. V. (2015). Validating soil bulk density pedotransfer functions using a Romanian dataset. *Carpath J Earth Environ Sci*, 10(2), 225–236. Retrieved from <https://www.cjees.ro/viewTopic.php?topicId=537>
16. Abdelbaki, A. M. (2018). Evaluation of pedotransfer functions for predicting soil bulk density for U.S. soils. *Ain Shams Engineering Journal*, 9(4), 1611–1619. <https://doi.org/10.1016/j.asej.2016.12.002>
17. McBratney, A. B., Minasny, B., Cattle, S. R., & Vervoort, R. W. (2002). From pedotransfer functions to soil inference systems. *Geoderma*, 109(1–2), 41–73. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00139-8](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00139-8)
18. Laktionova, T., & Nakisko, S. (2014). Particle size distribution as a basic characteristic for pedotransfer prediction of permanent wilting point. *Agricultural Science and Practice*, 1(1), 13–19. <https://doi.org/10.15407/agrisp1.01.013>
19. Liadska, I., Maslikova K., & Zhukov O. (2016). Methodological approaches to assessing the permanent wilting point in sod-lithogenic soils on red-brown clays. *Bulletin of the Dnipro State Agrarian and Economic University*, 3, 68–72. Retrieved from <http://dspace.dsau.dp.ua/jspui/handle/123456789/1926> [in Ukrainian].
20. Dmytruk, Y. M., Palamarchuk, R. P., Zhukova, Y. F., & Stepanenko, N. V. (2025). Pedotransfer functions for prediction of soil organic carbon content for Chernozems Haplic and Calcic: A Case Study from the Left-Bank Forest-Steppe of Ukraine. *AgroChemistry and Soil Science*, 98, 19–35. <https://doi.org/10.31073/acss98-02>
21. Medvedev, V. V., Plisko, I. V. & Bihun, O. M. (2015). Experience of pedotransfer simulation in probes of soil physics. *Bulletin of Agricultural Science*, 93(1), 17–24. http://nbuv.gov.ua/UJRN/vaan_2015_1_4 [in Ukrainian].
22. Osyrov, V. V. & Bihun, O. M. (2020). Evaluation of pedotransfer functions to predict saturated hydraulic conductivity of Ukrainian soils. *Visnyk of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series Geology. Geography. Ecology*, 52, 68–78. <https://doi.org/10.26565/2410-7360-2020-52-05> [in Ukrainian].
23. Cherlinka, V., Dmytruk, Y., Cherlinka, L., Gunchak, M., & Sobko, V. (2022). Methods of modeling and mapping of the soil bulk density: a case study from Chernivtsi region, Ukraine. *Geographia Cassoviensis*, 16(2), 147–163. <https://doi.org/10.33542/gc2022-2-05>
24. Szabó, B., Kassai, P., Plunge, S., Nemes, A., Braun, P., Strauch, M., ... & Čerkasova, N. (2024). Addressing soil data needs and data gaps in catchment-scale environmental modelling: the European perspective. *Soil*, 10(2), 587–617. <https://doi.org/10.5194/soil-10-587-2024>
25. Robinson, D. A., Fendrich, A., Thomas, A., Reinsch, S., Leifeld, J., Moore, T., ... & Panagos, P. (2026). Soil porosity prediction across Europe with a focus on soil particle density determination. *International Soil and Water Conservation Research*, 24(1), 100614. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2026.100614>
26. Foldal, C., Jandl, R., Bohner, A., & Berger, A. (2021). Deriving regional pedotransfer functions to estimate soil bulk density in Austria. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, 71(4), 241–252. <https://doi.org/10.2478/boku-2020-0020>

27. Sevastas, S., Gasparatos, D., Botsis, D., Siarkos, I., Diamantaras, K. I., & Bilas, G. (2018). Predicting bulk density using pedotransfer functions for soils in the Upper Anthemountas basin, Greece. *Geoderma Regional*, 14(4), e00169. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00169>
28. Suuster, E., Ritz, C., Roostalu, H., Reintam, E., Kõlli, R., & Astover, A. (2011). Soil bulk density pedotransfer functions of the humus horizon in arable soils. *Geoderma*, 163(1–2), 74–82. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.005>
29. Makovníková, J., Širáň, M., Houšková, B., Pálka, B., & Jones, A. (2017). Comparison of different models for predicting soil bulk density. Case study–Slovakian agricultural soils. *International agrophysics*, 31(4), 491–498. <https://doi.org/10.1515/intag-2016-0079>
30. Rodríguez-Lado, L., Rial, M., Taboada, T., & Cortizas, A. M. (2015). A pedotransfer function to map soil bulk density from limited data. *Procedia Environmental Sciences*, 27(1), 45–48. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.07.112>
31. Reidy, B., Simo, I., Sills, P., & Creamer, R. E. (2016). Pedotransfer functions for Irish soils – estimation of bulk density (ρ_b) per horizon type. *Soil*, 2(1), 25–39. <https://doi.org/10.5194/soil-2-25-2016>
32. Bryk, M., & Kołodziej, B. (2023). Pedotransfer functions for estimating soil bulk density using image analysis of soil structure. *Sensors*, 23(4), 1852. <https://doi.org/10.3390/s23041852>
33. Kopal, M., Urbančič, M., Potočić, N., De Vos, B., & Simončič, P. (2011). Pedotransfer functions for bulk density estimation of forest soils. *Šumarski list*, 135(1–2), 19–27.
34. Chen, S., Richer-de-Forges, A. C., Saby, N. P., Martin, M. P., Walter, C., & Arrouays, D. (2018). Building a pedotransfer function for soil bulk density on regional dataset and testing its validity over a larger area. *Geoderma*, 312(1), 52–63. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.10.009>
35. Hollis, J. M., Hannam, J., & Bellamy, P. H. (2012). Empirically-derived pedotransfer functions for predicting bulk density in European soils. *European Journal of Soil Science*, 63(1), 96–109. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2011.01412.x>
36. Kätterer, T., Andrén, O., & Jansson, P.-E., (2006). Pedotransfer functions for estimating plant available water and bulk density in Swedish agricultural soils. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Soil & Plant Science*. 2006. 56(4). P. 263–276. <https://doi.org/10.1080/09064710500310170>
37. Schjønning, P., McBride, R.A., Keller, T., & Obour, P.B. (2017). Predicting soil particle density from clay and soil organic matter contents. *Geoderma*, 286(3), 83–87. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.10.020>
38. Do, M. T. T., Van, L. N., Le, X. H., Nguyen, G. V., Yeon, M., & Lee, G. (2024). National variability in soil organic carbon stock predictions: Impact of bulk density pedotransfer functions. *International Soil and Water Conservation Research*, 12(4), 868–884. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2024.04.002>
39. Arbor, A., Schmidt, M., Saurette, D., Zhang, J., Bulmer, C., Filatow, D., ... Heung, B. (2023). A framework for recalibrating pedotransfer functions using nonlinear least squares and estimating uncertainty using quantile regression. *Geoderma*, 439(1), 116674. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116674>
40. Casanova, M., Tapia, E., Seguel, O., & Salazar, O. (2016). Direct measurement and prediction of bulk density on alluvial soils of central Chile. *Chilean journal of agricultural research*, 76(1), 105–113. <https://doi.org/10.4067/s0718-58392016000100015>
41. McBratney, A. B., Minasny, B., & Tranter, G. (2011). Necessary meta-data for pedotransfer functions. *Geoderma*, 160(3–4), 627–629. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.09.023>
42. Manrique, L. A., & Jones, C. A. (1991). Bulk density of soils in relation to soil physical and chemical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 55(2), 476–481. doi: 10.2136/sssaj1991.03615995005500020030x
43. Alexander, E. B. (1980). Bulk densities of California soils in relation to other soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 44(4), 689–692. <https://doi.org/10.2136/sssaj1980.03615995004400040005x>
44. Hossain, M. F., Chen, W., & Zhang, Y. (2015). Bulk density of mineral and organic soils in the Canada's arctic and sub-arctic. *Information Processing in Agriculture*, 2(3–4), 183–190. <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2015.09.001>
45. Ruehlmann, J., & Körschens, M. (2020). Soil particle density as affected by soil texture and soil organic matter: 2. Predicting the effect of the mineral composition of particle-size fractions. *Geoderma*, 375, 114543. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114543>
46. Fuentes-Guevara, M. D., Armindo, R. A., Timm, L. C., & Nemes, A. (2022). Data correlation structure controls pedotransfer function performance. *Journal of Hydrology*, 614, 128540. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128540>
47. Qin, L., Lin, L., Ding, S., Yi, C., Chen, J., & Tian, Z. (2022). Evaluation of pedotransfer functions for predicting particle density of soils with low organic matter contents. *Geoderma*, 416, 115812. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115812>
48. Nemes, A., Wösten, J. H. M., Lilly, A., & Oude Voshaar, J. H. (1999). Evaluation of different procedures to interpolate particle-size distributions to achieve compatibility within soil databases. *Geoderma*, 90(3–4), 187–202. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(99\)00014-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(99)00014-2)
49. Laktionova, T. M. (2011). About an opportunity for use in Ukraine of USDA/FAO soil textural classification. *AgroChemistry and Soil Science*, 74, 28–36. [in Ukrainian].
50. Moeys, J. (2024). Soiltexture: functions for soil texture plot, classification and transformation. *The Comprehensive R Archive Network*. Retrieved from <https://cran.r-project.org/web/packages/soiltexture/index.html>
51. Bihun, O. M. (2025). Soil data rescue in Ukraine: achievements and future opportunities. *AgroChemistry and Soil Science*, 98, 4–18. <https://doi.org/10.31073/acss98-01>. [in Ukrainian]
52. Panagos, P., De Rosa, D., Liakos, L., Labouyrie, M., Borrelli, P., & Ballabio, C. (2024). Soil bulk density assessment in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 364, 108907. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.108907>
53. Lim, H., Yang, H., Chun, K. W., & Choi, H. T. (2020). Development of pedo-transfer functions for the saturated hydraulic conductivity of forest soil in South Korea considering forest stand and site characteristics. *Water*, 12(8), 2217. <https://doi.org/10.3390/w12082217>
54. Zuo, Y., & He, K. (2021). Evaluation and development of pedo-transfer functions for predicting soil saturated hydraulic conductivity in the Alpine Frigid Hilly region of Qinghai Province. *Agronomy*, 11(8), 1581. <https://doi.org/10.3390/agronomy11081581>

55. Beutler, S. J., Pereira, M. G., Tassinari, W. D. S., Menezes, M. D. D., Valladares, G. S., & Anjos, L. H. C. D. (2017). Bulk density prediction for Histosols and soil horizons with high organic matter content. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 41(0), e0160158. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20160158>
56. Crnobrna, B., Llanqui, I. B., Cardenas, A. D., & Panduro Pisco, G. (2022). Relationships between organic matter and bulk density in Amazonian peatland soils. *Sustainability*, 14(19), 12070. <https://doi.org/10.3390/su141912070>
57. Hateffard, F., Gumbricht, T., Ranhem, T., Breure, T., Panagos, P., & Hugelius, G. (2025). Predicting Soil Properties Using Spectral Subsets of LUCAS Visible Near- Infrared Spectroscopy Data. *European Journal of Soil Science*, 76(6), e70242. <https://doi.org/10.1111/ejss.70242>
58. Fohrafellner, J., Lippl, M., Bajraktarevic, A., Baumgarten, A., Spiegel, H., Körner, R., & Sandén, T. (2026). Austrian NIR soil spectral library for soil health assessments. *Earth System Science Data*, 18(1), 219–229. <https://doi.org/10.5194/essd-18-219-2026>
59. Poláčková, S., Kovář, M., & Jačka, L. (2026). The improved integral suspension pressure method for particle size analysis agrees well with the standard hydrometer method. *Soil and Tillage Research*, 258, 107021. <https://doi.org/10.1016/j.still.2025.107021>
60. Durner, W., & Iden, S. C. (2021). The improved integral suspension pressure method (ISP+) for precise particle size analysis of soil and sedimentary materials. *Soil and Tillage Research*, 213, 105086. <https://doi.org/10.1016/j.still.2021.105086>
61. Bihun, O., Plisko, I. & Romanchuk, K. (2025). *Approaches to soil data processing for pedotransfer function development and integration into the European soil information system: guidelines*. Kharkiv: NSC ISSAR. <https://doi.org/10.5281/zenodo.18656131> [in Ukrainian].
62. Schaap, M. G., Leij, F. J., & van Genuchten, M. T. (2001). Rosetta : a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of hydrology*, 251(3–4), 163–176. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00466-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00466-8)
63. Dang, N. A., Jackson, B. M., Tomscha, S. A., Lilburne, L., Burkhard, K., Tran, D. D., ... & Benavidez, R. (2022). Guidelines and a supporting toolbox for parameterising key soil hydraulic properties in hydrological studies and broader integrated modelling. *One Ecosystem*, 7, e76410. <https://doi.org/10.3897/oneeco.7.e76410>
64. Mestanza, C., Chicchon, M., Vásquez, J., ten Caten, A., & Beltrán, C. (2026). Pedotransfer functions for Peruvian soils: A web tool for dry bulk density estimation. *Geoderma Regional*, 44(4), e01054. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2026.e01054>
65. Nikorych, V. (2025). Bridging the gap between Kachinsky and FAO/USDA particle-size distribution systems: mathematical modeling and pedogenetic harmonization. *Scientific Herald of Chernivtsy University. Biology (Biological Systems)*, 17(3), 436–442. <https://doi.org/10.31861/biosystems2025.03.436>
66. Igaz, D., Aydin, E., Šinkovičová, M., Šimanský, V., Tall, A., & Horák, J. (2020). Laser diffraction as an innovative alternative to standard pipette method for determination of soil texture classes in central Europe. *Water*, 12(5), 1232. <https://doi.org/10.3390/w12051232>
67. Hamkalo, Z. G., Shpakivska, I. M. S., & Maryshevych, O. G. (2021). Lithogenic potential of pedosphere carbonization: theoretical-methodological, methodical and ecosystem approaches. *AgroChemistry and Soil Science*, 92, 41–51. <https://doi.org/10.31073/acss92-05> [in Ukrainian].
68. Tack, F. M. G., Verloo, M. G., Vanmechelen, L., & Van Ranst, E. (1997). Baseline concentration levels of trace elements as a function of clay and organic carbon contents in soils in Flanders (Belgium). *Science of the Total Environment*, 201(2), 113–123. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)00096-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)00096-X)
69. De Temmerman, L., Vanongeval, L., Boon, W., Hoenig, M., & Geypens, M. (2003). Heavy metal content of arable soils in northern Belgium. *Water, Air, and Soil Pollution*, 148(1), 61–76. <https://doi.org/10.1023/A:1025498629671>
70. Johannes, A., Matter, A., Schulin, R., Weisskopf, P., Baveye, P. C., Boivin, P. (2017). Optimal organic carbon values for soil structure quality of arable soils. Does clay content matter?. *Geoderma*, 302, 14–21. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.04.021>
71. Rabot, E., Saby, N. P., Martin, M. P., Barré, P., Chenu, C., Cousin, I., ... Bispo, A. (2024). Relevance of the organic carbon to clay ratio as a national soil health indicator. *Geoderma*, 443, 116829. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116829>

ФАКТОРИ ЕРОЗІЇ ҐРУНТУ FACTORS OF SOIL EROSION

УДК 631.459

Методичні підходи до моделювання фактора К моделі втрат ґрунту від ерозії RUSLE

О. В. Круглов, В. П. Коляда, О. І. Шерстюк

Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського», Харків, Україна

ІНФОРМАЦІЯ	АНОТАЦІЯ
<p>Отримано 10.04.2026 Отримано після доопрацювання 04.06.2026 Затверджено до видання 08.06.2026 Доступно онлайн 30.06.2026</p> <hr/> <p><i>Ключові слова:</i></p> <p>ґрунт; ерозія; модель; статистика; фактор</p>	<p>У статті розглянуто методичні підходи до моделювання фактора еродованості ґрунту К у складі моделі RUSLE з урахуванням просторової мінливості його основних субфакторів — гранулометричний і макроструктурний склад, вміст ґрунтового органічного вуглецю і водопроникність ґрунту. Метою дослідження є встановлення закономірностей просторового розподілу гранулометричного складу та вмісту органічного вуглецю ґрунту в межах схилкових ландшафтів і обґрунтування підходів до їх математичного опису. Дослідження виконано на основі польових та лабораторних даних із застосуванням геоінформаційного аналізу, кореляційних і регресійних методів. Встановлено статистично значущі зв'язки між топографічним фактором LS та ключовими субфакторами фактора К, зокрема виявлено обернені залежності між інтенсивністю рельєфу та показниками, що характеризують акумуляцію ґрунтової маси. Показано, що ці зв'язки мають переважно нелінійний характер, що зумовлює обмеженість лінійних моделей та доцільність застосування степеневих функцій, які забезпечують більш високу точність апроксимації ($R^2 > 0,7$). Додаткову верифікацію результатів здійснено з використанням показника магнітної сприйнятливості ґрунту як інтегрованого індикатора його властивостей. Здобуті результати підтверджують пороговий (стрибокподібний) характер акумулятивних процесів у межах схилкових земель та свідчать про можливість ефективного прогнозування просторового розподілу фактора К на основі топографічних і ґрунтових параметрів. Запропонований підхід може бути використаним для підвищення точності оцінювання ерозійної небезпеки та обґрунтування заходів ґрунтозахисного землекористування.</p>

✉ alex_kruglov@ukr.net

ORCID: ^a 0000-0003-2663-0935, ^b 0000-0003-2682-5687, ^c 0009-0002-2919-0445

Форма цитування: Круглов О. В., Коляда В. П., Шерстюк О. І. Методичні підходи до моделювання фактора К моделі втрат ґрунту від ерозії RUSLE. *Агрохімія і ґрунтознавство* / ННЦ «Ін-т ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського». Харків, 2026. Вип. 100. С. 38–48. <https://doi.org/10.31073/acss100-03>

Поширення статті здійснюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY–NC 4.0

1.0. Вступ

Сучасні підходи до охорони земель від ерозійних процесів, а відтак і до ведення рослинництва загалом, ґрунтуються на широкому та комплексному застосуванні математичних моделей оцінювання змиву ґрунту. Серед значної кількості існуючих моделей і їх численних модифікацій, попри наявність критичних зауважень у науковій літературі, особливе місце й досі посідають моделі, що є похідними від USLE – універсального рівняння втрат ґрунту, запропонованого американськими дослідниками ще у 60-х роках ХХ століття, як вказано у монографії [1]. Водночас, незважаючи на низку методичних переваг, пряме використання цієї методики у вітчизняних умовах залишається ускладненим через відмінності у ґрунтових класифікаціях, системах показників, методах їх визначення та деякі інші проблеми методичного характеру, описані авторами у монографії [2]. Однією з таких проблем є врахування просторового розподілу значень основних ґрунтових характеристик, що впливають на взаємодії в системі «ґрунт – опади».

Застосування математичних моделей для кількісного оцінювання змиву ґрунту, зокрема моделі RUSLE, вимагає високої точності та методичної узгодженості у визначенні всіх параметрів, що входять до складу розрахункових

рівнянь. При цьому одним із найбільш уразливих у методичному відношенні компонентів залишається оцінювання ерозійної стійкості ґрунтів, яка в межах даної моделі формалізується у вигляді К-фактора.

Фактор еродованості ґрунту К є інтегрованим показником, що формується під впливом низки взаємопов'язаних ґрунтових властивостей, які визначають стійкість ґрунту до дії крапельної ерозії та поверхневого стоку. У результаті — значенням фактора К притаманна висока варіативність.

Така мінливість фактора К у просторі та часі є відображенням як природної ландшафтно-ґрунтової неоднорідності, так і змін зовнішніх умов ґрунтоутворення та землекористування [3]. Крім того слід враховувати той факт, що кліматичні коливання, інтенсифікація сільськогосподарського використання, механічний обробіток ґрунту та інші антропогенні впливи спричиняють трансформацію ґрунтової структури, зміну запасів органічних речовин і водно-фізичних властивостей, що зумовлює динамічний характер ґрунтових характеристик, а, отже, ерозійної стійкості ґрунтів і, відповідно, варіабельність значень К-фактора [4].

Визначення достовірного значення цього показника є принципово важливим, оскільки К-фактор відображає сукупний вплив базових ґрунтових характеристик — гранулометричного і структурного складу, гумусного профілю та гідрофізичних властивостей — на інтенсивність розвитку ерозійних процесів. Будь-які похибки або невідповідності в його оцінюванні призводять до систематичних викривлень результатів моделювання, що, своєю чергою, може суттєво обмежувати надійність прогнозів та ефективність практичних рекомендацій щодо ґрунтозахисного землекористування.

За цих умов сучасна методологія оцінювання ерозійної небезпеки ґрунтів ґрунтується на поєднанні геоінформаційних технологій, даних дистанційного зондування Землі та цифрових моделей рельєфу, що дає змогу забезпечити високий рівень просторової деталізації під час відтворення розподілу значень фактора К. Такий підхід дозволяє враховувати дрібномасштабну ландшафтну неоднорідність і підвищує репрезентативність результатів аналізування ерозійного стану території [5]. Подібний проєкт було реалізовано для території ЄС [6].

Мета роботи — встановити закономірності просторового розподілу ключових субфакторів фактора К у межах окремих полів сівозміни залежно від рельєфу та обґрунтувати підходи до моделювання їх значень.

2. Методи та об'єкти досліджень

У моделі RUSLE фактор К (еродованості ґрунту) розглядається як інтегрований екологічний індикатор, що характеризує внутрішню стійкість ґрунтового покриву до водної ерозії та формується під впливом комплексу його фізичних, хімічних і біологічних властивостей. Просторова й часова мінливість значень фактора К зумовлена як ландшафтною диференціацією ґрунтів, так і динамікою кліматичних умов та антропогенного навантаження, що впливають на структурний стан ґрунту, вміст органічної речовини та гідрофізичні показники. У зв'язку з цим у сучасних підходах передбачено не лише цифрове картографування фактора К на основі даних дистанційного зондування Землі, цифрових моделей рельєфу та ґрунтово-інформаційних ресурсів, але й його прогнозування у часі з урахуванням сценаріїв змін клімату й трансформації землекористування [1]. Такий підхід дає змогу оцінювати потенційну еволюцію екологічної вразливості ерозійно небезпечних земель та науково обґрунтувати довгострокові стратегії ґрунтозахисного й адаптивного землекористування [1, 7]. Саме тому просторовий розподіл значень фактора К, вірніше закономірності його розподілу, обчислені через дослідження його окремих субфакторів, є основою такої

стратегії. Відомий метод розрахунку К за допомогою системи номограм, побудований і на прийнятій в Україні шкалі гранулометричного складу Качинського [8].

Таким чином для коректної калькуляції значень фактора К слід провести дослідження розподілу значень його субфакторів та зв'язків таких значень з тими параметрами, які відомі з загальнодоступних джерел, насамперед топографічним фактором LS.

Відповідно до методичних керівництв USLE [1] до таких субфакторів обчислення значення фактора К належать:

Гранулометричний склад ґрунту (текстура). Визначається співвідношенням фракцій глини, пилу та дрібного піску й є ключовим субфактором калькуляції значення К. Ґрунти з підвищеним умістом пилу та дрібного піску характеризуються найбільшою еродованістю, тоді як збільшення частки глини сприяє зниженню К за рахунок формування більш стійких структурних агрегатів.

Вміст органічного вуглецю. Органічна речовина виконує стабілізуювальну функцію, підвищуючи водостійкість ґрунтових агрегатів і покращуючи інфільтраційні властивості ґрунту. Зі зростанням її вмісту значення фактора К зменшується, що відображає підвищення ерозійної стійкості ґрунтового покриву.

Ґрунтова структура. Характеризує форму, розмір і міцність макроагрегатів у верхньому горизонті ґрунту. Добре виражена грудкувата структура зумовлює нижчі значення К, тоді як злита або плитчаста структура сприяє збільшенню еродованості ґрунту.

Водопроникність (інфільтраційна здатність) ґрунту. Відображає швидкість проникнення води в ґрунтовий профіль. Ґрунти з низькою водопроникністю формують більший поверхневий стік, що призводить до підвищення значень К та інтенсифікації ерозійних процесів.

Безпосередньо розрахунок значення фактора К проводять за формулою:

$$K = [2,1 \cdot 10^{-4} \cdot M^{1,14} \cdot (12 - OM) + 3,25 \cdot (S - 2) + 2,5 \cdot (P - 3)] / 100, \quad (1)$$

де К — фактор еродованості ґрунту, (т·га·год)/(га·МДж·мм);

М — текстурний параметр ґрунту: $M = (\% \text{ пилу} + \% \text{ дрібного піску}) \cdot (100 - \% \text{ глини})$;

OM — вміст органічного вуглецю, %;

S — клас ґрунтової структури (1–4): 1 — дуже дрібна грудкувата; 2 — дрібна грудкувата; 3 — середня або груба грудкувата; 4 — масивна або плитчаста;

P — клас водопроникності (1–6): 1 — дуже висока; ... 6 — дуже низька.

Для дослідження зв'язку між чинниками рельєфу було проведено обстеження на дослідному полі Державного біотехнологічного університету у Харківській області (Рис. 1) з відбиранням проб ґрунту за схемою, представленою на рис. 2. Відібрано 20 проб на визначення гранулометричного складу ґрунту і 70 проб — на визначення вмісту органічного вуглецю.

Всі аналізи виконано в лабораторії інструментальних методів досліджень ґрунтів, стандартизації і метрології ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського». Гранулометричний склад ґрунту визначено за методом Качинського — ДСТУ 4730:2007¹, вміст органічного вуглецю — за ДСТУ 4289².

¹ ДСТУ 4730:2007. Якість ґрунту. Визначання гранулометричного складу методом піпетки в модифікації Н. А. Качинського. Держспоживстандарт України. Київ, 2008. 18 с.

² ДСТУ 4289:2004. Якість ґрунту. Методи визначення органічної речовини. Київ: Держспоживстандарт України, 2005. 15 с.



Рис. 1. Схема розташування дослідного поля ДБТУ



Рис. 2. Схема відбору проб ґрунту: А – на визначення вмісту органічного вуглецю, Б – на визначення гранулометричного складу

Візуалізацію результатів проведено в середовищі QGIS; математично-статистичні дослідження — в середовищі JASP. Для оцінювання зв'язку між досліджуваними змінними було застосовано методи кореляційного та регресійного аналізу. Як інтегрований показник рельєфу використовували фактор LS, обчислений згідно з рекомендаціями RUSLE [1]. Дані про ухил та довжину схилів взято з моделі, побудованої на основі цифрової топографічної карти М 1:10 000.

Для додаткової верифікації моделі було використано результати визначення питомої магнітної сприйнятливості ґрунту ($n = 70$) з використанням капамістка KLY-2 за методикою О. Ф. Вадюніної [9].

3. Результати досліджень та їх обговорення

Як показано у формулі 1, найбільш вагомий вплив на сумарне значення фактора К чинить зміна субфактора М, що характеризує гранулометричний склад ґрунту, тоді як вплив інших субфакторів у рівнянні має лінійний характер. Значення субфакторів S (структура ґрунту) та P (водопроникність) задаються у вигляді дискретних класів і значною мірою залежать від експертної, частково суб'єктивної, оцінки їхнього стану.

Водночас субфактори М (грансклад) та OM (вміст органічної речовини) є відносно стабільними в часовому аспекті та відображають переважно природні властивості ґрунтового покриву, яких вони набули в процесі педогенезу. На відміну від них, значення субфакторів S та P демонструють виражену сезонну мінливість і чутливі до впливу агротехнічних заходів, зокрема типу й глибини основного обробітку ґрунту. Якщо система досліджуваних картограм не містить відомості про

агротехнічну складову то, згідно з Інструкцією [1], було б доцільно використовувати середні значення цих субфакторів.

Таким чином видається оптимальним на першому етапі провести дослідження просторового розподілу саме значень субфакторів М та ОМ, прийнявши значення S та P за константу (посередині діапазону) та виділивши закономірностям їх розподілу окреме дослідження.

Зв'язок умісту фізичної глини (сума гранулометричних фракцій <0,01 мм) з топографічним фактором проілюстровано на рис 3.

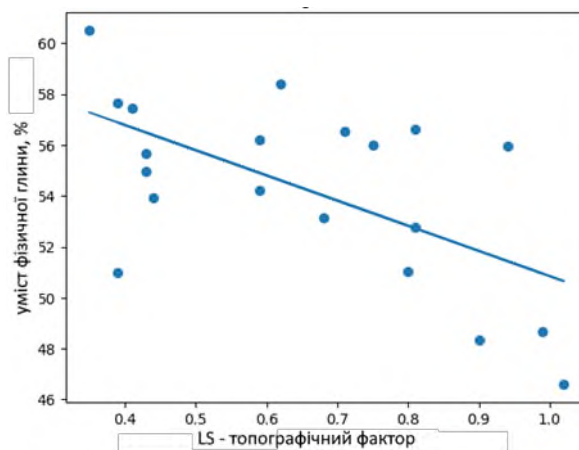


Рис. 3. Зв'язок між умістом фізичної глини (<0,01 мм) та топографічним фактором

Для оцінки зв'язку між досліджуваними змінними було застосовано методи кореляційного та регресійного аналізу. Результати показали наявність статистично значущого оберненого зв'язку між показниками. Лінійний регресійний аналіз виявив помірну залежність, що описується рівнянням:

$$Y = 60,75 - 9,90X, \quad (2)$$

При цьому коефіцієнт детермінації становив $R^2 = 0,36$, що свідчить про пояснення близько 36 % варіації залежної змінної. Отриманий результат вказує на наявність загальної тенденції до зниження значень Y зі зростанням X, однак значний розкид емпіричних даних обмежує точність лінійної моделі 2.

Наявність таких викидів та відсутність відповідності нульовій гіпотезі зумовлюють звернення до непараметричної статистики [10, 11]. Для перевірки стійкості зв'язку було використано рангову кореляцію Спірмена. Значення коефіцієнта становило $\rho = -0,51$ ($p = 0,021$), що свідчить про статистично значущий монотонний обернений зв'язок середньої сили [12]. Цим підтверджено, що незалежно від нелінійності або наявності викидів загальна тенденція зберігається (Рис. 4).

Додатковий аналіз показав, що залежність має ознаки нелінійності, що проявляється у варіабельності значень умісту фізичної глини за близьких значень топографічного фактора LS. Це може бути зумовлено впливом додаткових факторів, зокрема просторовою неоднорідністю природних умов середовища.

Здобуті результати узгоджуються з сучасними уявленнями про закономірності перерозподілу речовини в межах схлиових ландшафтів. Зокрема, зі зростанням інтенсивності топографічного фактора (крутість схилу та ерозійна активність) спостерігається зниження значень показників, що характеризують акумуляцію ґрунтової маси та органічної речовини. Це зумовлено посиленням процесів змиву і транзиту матеріалу на схилах, тоді як у більш вирівняних або понижених елементах рельєфу формуються сприятливі умови для його накопичення.

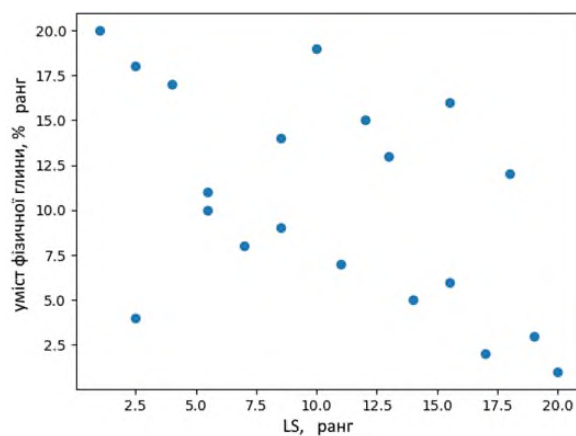


Рис. 4. Рангова кореляція між значеннями умісту фізичної глини (<0,01 мм) та топографічного фактора

Більш складним на території об'єкта дослідження є просторовий розподіл органічного вуглецю. Для пари «топографічний фактор – уміст органічного вуглецю» встановлено наявність вираженого оберненого нелінійного зв'язку між змінними. Виявлена залежність характеризується зростанням значень показника органічного вуглецю зі зменшенням значень топографічного фактора, причому інтенсивність цих змін істотно підвищується в області його малих значень. Лінійна модель виявилася недостатньо адекватною для опису досліджуваної залежності, тоді як застосування рангових і нелінійних підходів дозволяє більш повно відтворити її структуру. Здобуті результати узгоджуються з сучасними уявленнями про нелінійний характер акумуляції органічної речовини в понижених елементах рельєфу, де створюються сприятливі умови для її накопичення (Рис. 5).

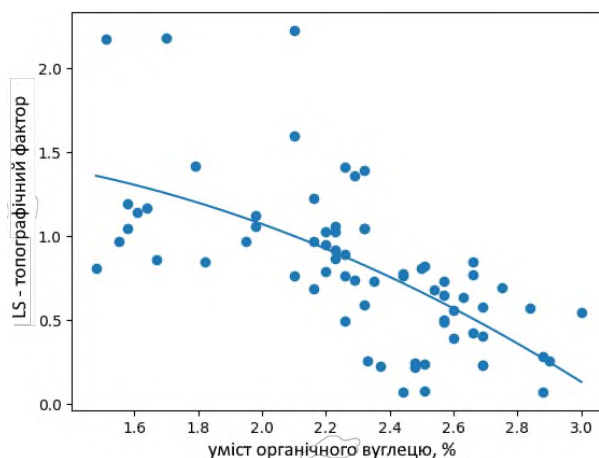


Рис. 5. Зв'язок між значеннями топографічного фактора та умістом органічного вуглецю в ґрунті

Було тестовано кілька типів моделей: лінійну, логарифмічну, степеневу, поліноміальну (2-го порядку). Лінійна модель показала найнижчу точність апроксимації через виражену нелінійність залежності. У той же час нелінійні моделі продемонстрували значно кращу відповідність емпіричним даним. Низька точність лінійної моделі свідчить про те, що зміни залежної змінної відбуваються нерівномірно по всьому діапазону значень незалежної змінної і не можуть бути адекватно описані прямолінійною залежністю.

Натомість краща апроксимація нелінійними моделями вказує на наявність складніших механізмів взаємодії, зокрема змінної інтенсивності процесів у різних інтервалах значень фактора. Це проявляється у прискоренні або уповільненні змін

залежної змінної, що є характерним для природних систем. Так проявляється значно вищий ступінь розсіювання у діапазоні середніх значень вмісту гумусу.

Для додаткової верифікації результатів моделювання було здійснено порівняння досліджуваних вибірок із значеннями питомої магнітної сприйнятливості ґрунту. Даний показник розглядається як інтегрована характеристика, що відображає сукупний вплив ключових складових фактора К, зокрема вмісту гумусу та гранулометричного складу ґрунту (Рис. 6). Застосування такого підходу дозволяє опосередковано оцінити адекватність моделі шляхом зіставлення розрахункових параметрів із незалежним фізично обґрунтованим індикатором. Подібний методичний підхід було реалізовано нами раніше на прикладі схилів ділянок чорноземів опідзолених [13].

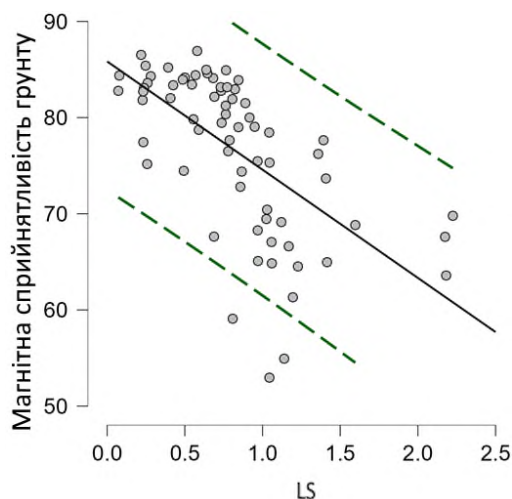


Рис. 6. Зв'язок між значеннями топографічного фактора та магнітної сприйнятливості ґрунту

Встановлено статистично значущий обернений зв'язок між магнітною сприйнятливістю та LS ($r = -0,67$; $\rho = -0,79$). Більш високе значення коефіцієнта Спірмена, порівняно з коефіцієнтом Пірсона, свідчить про нелінійний, але стійкий монотонний характер залежності [14]. Коефіцієнт детермінації ($R^2 = 0,45$) при цьому вказує на середню пояснювальну здатність лінійної моделі, що ще раз підтверджує доцільність застосування нелінійних підходів. Виявлена залежність характеризується зростанням значень показника при зменшенні значень топографічного фактора, що узгоджується з гіпотезою про посилення акумулятивних процесів у понижених елементах рельєфу. Подібну тенденцію було зафіксовано нами на дослідній ділянці «Коротич» дослідної мережі ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського» [15].

Найбільш адекватною у цьому випадку для опису досліджуваного зв'язку є степенева модель, яка відображає нелінійний характер зміни показника та забезпечує достатню точність апроксимації ($R^2 > 0,7$). Це свідчить про непропорційний вплив топографічного фактора, за якого інтенсивність змін різко зростає в області малих значень, що узгоджується з сучасними уявленнями про пороговий характер акумулятивних процесів у межах схилів ландшафтів [16, 17].

У наведеному випадку зафіксовано високий ступінь зв'язку між вмістом органічного вуглецю та досліджуваним показником. Значення коефіцієнтів кореляції за Пірсоном і Спірменом є практично ідентичними та становлять 0,84, що відповідає коефіцієнту детермінації $R^2 = 0,71$ (Рис. 7). Це свідчить про стабільний, переважно монотонний характер залежності між змінними та низьку чутливість результату до припущень щодо типу розподілу даних. На рисунку також наведено

гістограми розподілу значень досліджуваних показників, які дозволяють візуально оцінити характер їх варіації та ступінь наближення до нормального розподілу.

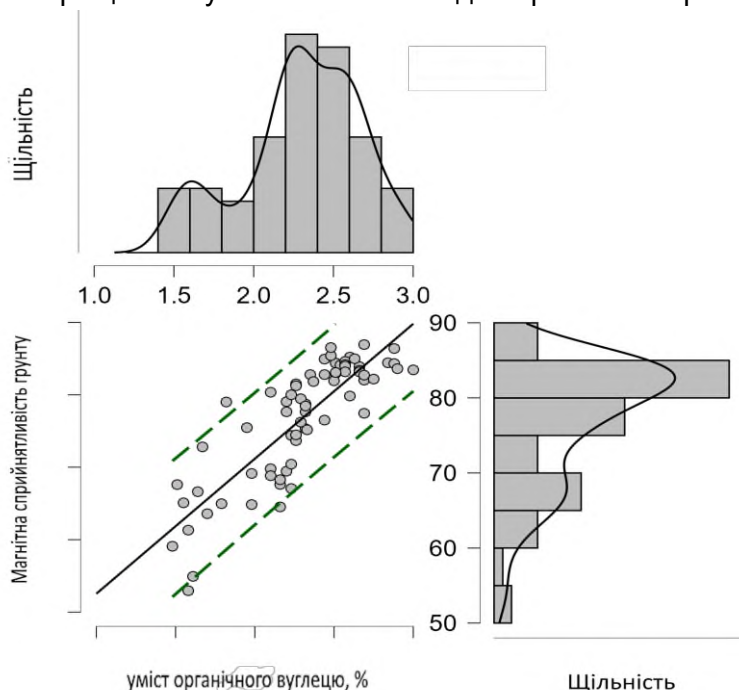


Рис. 7. Зв'язок значень магнітної сприйнятливості та вмісту органічного вуглецю у ґрунтах дослідної ділянки

Як видно з рис. 7, криві розподілу значень досліджуваних показників дещо відрізняються між собою. Мода розподілу вмісту органічного вуглецю припадає на інтервал середніх значень, тоді як для магнітної сприйнятливості вона зміщена в зону підвищених значень. Це свідчить про певну асиметрію розподілів і відмінності у структурі варіації показників, що може відображати специфіку їх формування та просторового перерозподілу в межах досліджуваної ділянки. Подібне припущення було зроблено нами і в іншій роботі [18].

Побудова прогностичної моделі фактора еродованості ґрунту К, яка описує взаємозв'язок між показниками з урахуванням виявлених статистичних закономірностей, здійснювали у декілька послідовних етапів, що включали підготовку вхідних даних, статистичний аналіз, калібрування моделі та її валідацію. На першому етапі було сформовано вибірку, яка поєднує значення топографічного фактора LS, текстурного параметра ґрунту M та вмісту органічної речовини (OM), отримані на основі польових і лабораторних досліджень. Всі змінні були приведені до узгодженого масштабу та перевірені на наявність пропусків і аномальних значень.

На другому етапі проведено кореляційний аналіз із використанням як параметричного, так і непараметричного підходів (зокрема коефіцієнт Пірсона та коефіцієнт Спірмена), що дозволило оцінити характер і стійкість взаємозв'язків між змінними. Виявленням невідповідності між оцінками кореляції підтверджено наявність нелінійних залежностей та обґрунтовано доцільність застосування ступенцевої моделі.

На третьому етапі здійснювали калібрування параметрів моделі шляхом логарифмічного перетворення вихідного рівняння та застосування методу найменших квадратів до лініаризованої форми. Це дозволило отримати оцінки коефіцієнтів моделі та визначити статистичну значущість кожного предиктора. Якість апроксимації оцінювали за допомогою коефіцієнта детермінації (R^2), а також аналізу залишків, зокрема на предмет гетероскедастичності та систематичних відхилень. Порівняльний аналіз різних функціональних форм (лінійних,

логарифмічних, поліноміальних та степеневих моделей) показав, що лінійні моделі забезпечують лише узагальнене наближення спостережуваних тенденцій і не враховують складності взаємодії ґрунту та ландшафту. Натомість, нелінійні моделі, зокрема степеневі функції, показали значно вищу прогностичну ефективність ($R^2 > 0,7$), що вказує на їхню придатність для моделювання нелінійної динаміки процесів перерозподілу маси ґрунту під впливом водної ерозії. Це, зокрема, може свідчити про те, що реакція властивостей ґрунту на топографічний вплив залежить від масштабу та демонструє порогову поведінку.

5. Висновки

Результати, отримані в цьому дослідженні, забезпечують основу для розробки прогнозних моделей просторового розподілу коефіцієнта еродованості ґрунту K . У цьому контексті топографічний фактор (LS), параметр, пов'язаний з текстурою ґрунту (M), та вміст органічної речовини (OM) розглядалися як ключові предиктори. Їхні статистично значущі зв'язки вказують на те, що просторову мінливість K можна ефективно моделювати за допомогою змінних, що походять від рельєфу та пов'язані з ґрунтом.

Особливу увагу було приділено порівнянню параметричних та непараметричних статистичних показників, зокрема коефіцієнта Пірсона та коефіцієнта Спірмена, як інструменту для оцінювання стійкості виявлених взаємозв'язків. Спостережувані розбіжності між цими коефіцієнтами вказують на те, що основні взаємозв'язки не є суворо лінійними та можуть залежати від викидів та неоднорідності даних. Тому були протестовані нелінійні регресійні моделі як більш доцільна альтернатива.

Крім того, спільне застосування коефіцієнта Пірсона та коефіцієнта Спірмена дозволило оцінити стійкість моделі. Згода в напрямі та силі кореляцій підтримує стабільність виявлених зв'язків, тоді як вища чутливість коефіцієнта Спірмена підкреслює важливість урахування нелінійності та ненормальних розподілів даних.

Крім того, запропонований підхід дозволяє моделювати на основі сценаріїв, включаючи оцінку потенційних змін властивостей ґрунту за різних кліматичних умов та систем землекористування.

Інтеграція таких підходів з фізично обґрунтованими моделями ерозії є перспективним напрямом для підвищення надійності та масштабованості оцінок ерозії ґрунту.

Джерела фінансування: стаття містить результати досліджень, проведених за науковим проектом «Визначення підходів до цифрового моделювання властивостей ґрунтів для оцінювання протієрозійної стійкості агроландшафтів» (0125U003696) на виконання угоди з Міністерством науки і освіти України (№ БФ/Ф01-2025).

Використані джерела

1. Wischmeier W. H., Smith D. D. Predicting rainfall-erosion losses: a guide to conservation planning. Washington: United States Department of Agriculture, 1978. № 537. URL: https://www.ars.usda.gov/ARUserFiles/60600505/RUSLE/AH_537%20Predicting%20Rainfall%20Soil%20Losses.pdf
2. Наукові та прикладні основи захисту ґрунтів від ерозії в Україні / С. А. Балюк, Д. О. Тімченко, М. М. Гічка, М. В. Куценко та ін. : монографія / ННЦ «Ін-т ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського». Харків, 2010. 538 с. URL: <https://repo.btu.kharkiv.ua/server/api/core/bitstreams/212f1ac0-9e77-4186-a9e5-3584ab947aba/content>
3. Morgan R. P. C., Kirkby M. J. British Geomorphological Research Group. Soil erosion / Eds. M. J. Kirkby, R. P. C. Morgan. Chichester, [England]; New York : Wiley, 1980. 312 p. URL: <https://www.library.gov.au/services/onsite-access/collection-delivery-service#offsite>
4. Minasny B., McBratney A. B. Digital soil mapping: a brief history and some lessons. *Geoderma*. 2016. Vol. 264. P. 301–311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.017>
5. SoilGrids1km — global soil information based on automated mapping / T. Hengl et al. *PLOS ONE*. 2014. Vol. 9. № 8. Article105992. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105992>

6. Panagos P., Meusburger K., Ballabio C., Borrelli P., Alewell C. Soil erodibility in Europe: a high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of the Total Environment*. 2014. Vol. 479–480. P. 189–200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.010>
7. Panagos P., Borrelli P., Meusburger K., Alewell C., Lugato E., Montanarella L. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy*. 2015. Vol. 48. P. 8–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
8. Світличний О. О., Чорний С. Г. Основи ерозієзнавства. Суми: ВТД «Універ. книга». 2007. 266 с. URL: https://geoknigi.com/book_view.php?id=1471&
9. Вадюнина А. Ф., Корчагина З. А. Методы определения физических свойств почв. Москва: Агропромиздат, 1986. 416 с. URL: <http://libarch.nmu.org.ua/handle/GenofondUA/64795>
10. Hauke J., Kossowski T. Comparison of values of Pearson's and Spearman's correlation coefficients on the same sets of data. *Quaestiones Geographicae*. 2011. Vol. 30. № 2. P. 87–93. <https://doi.org/10.2478/v10117-011-0021-1>
11. Shaqiri M. S., Iljazi T., Kamberi L., Ramani-Halili R. Differences between the correlation coefficients Pearson, Kendall and Spearman. *5th International Conference of Natural Science and Mathematics*. Tetovo, 2023. P. 392–397. URL: https://www.researchgate.net/publication/375800096_DIFFERENCES_BETWEEN_THE_CORRELATION_COEFFICIENTS_PEARSON_KENDALL_AND_SPEARMAN/citations#fullTextFileContent
12. Лакін Г. Ф. Биометрия: учебное пособие. 3-е изд. Москва: Высшая школа, 1980. 293 с. URL: <http://booksshare.net/index.php?id1=4&category=biol&author=lakin-gf&book=1990>
13. Круглов О. В. До питання коригування результатів моделювання ерозійних процесів. *Вісник ХНАУ ім. В. В. Докучаєва. Серія: Ґрунтознавство, агрохімія, землеробство, лісове господарство, екологія ґрунтів*. 2020. № 1. С. 55–61. URL: <https://repo.btu.kharkiv.ua/handle/123456789/78346>
14. de Winter J. C. F., Gosling S. D., Potter J. Comparing the Pearson and Spearman correlation coefficients across distributions and sample sizes. *Psychological Methods*. 2016. Vol. 21. № 3. P. 273–290. <https://doi.org/10.1037/met0000079>
15. Miroshnychenko M., Kruglov O., Nazarok P., Kovalenko S. Identification of the structure of soil cover by magnetic susceptibility. In: Y. Dmytruk, D. Dent (Eds.) *Soils Under Stress*. Springer, Cham. 2021. P. 57–68. https://doi.org/10.1007/978-3-030-68394-8_6
16. Roering J. J., Kirchner J. W., Dietrich W. E. Hillslope evolution by nonlinear, slope-dependent transport: steady state morphology and equilibrium adjustment timescales. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*. 2001. Vol. 106, № B8. P. 16499–16513. <https://doi.org/10.1029/2001JB000323>
17. Roering J. J., Hunter B. D., Ferrier K. L., Chadwick O. A., Yoo K., Wackett A. A. Quantifying erosion rates and weathering pathways that maximize soil organic carbon storage. *Biogeochemistry*. 2023. Vol. 164. № 2. P. 319–333. <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01054-7>
18. Kruglov O., Menshov O., Horoshkova L., Kruhlov B. Magnetic susceptibility of inclined soils and its relationship with some agronomic indicators. *Plant and Soil Science*. 2023. Vol. 14. № 1. P. 39–50. <https://doi.org/10.31548/plant1.2023.39>

UDC 631.459

Methodological approaches to modeling the K factor of the RUSLE soil losses model from erosion

O. V. Kruglov ^{a,✉}, V. P. Kolyada ^b, O. I. Sherstyuk ^c

National Scientific Center “Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after O. N. Sokolovsky”,
Kharkiv, Ukraine

✉ alex_kruglov@ukr.net

ORCID: ^a 0000-0003-2663-0935; ^b 0000-0003-2682-5687; ^c 0009-0002-2919-0445

Received 10.04.2026; Revised 04.06.2026; Accepted 08.06.2026; Available online 30.06.2026

Abstract

The article discusses methodological approaches to modeling the soil erosion factor K, which is part of the RUSLE model, taking into account the spatial variability of its main subfactors – particle size distribution and macrostructural composition, soil organic carbon content and soil permeability. The aim of this study is to establish spatial patterns of particle size distribution and organic carbon content within slope landscapes and to substantiate approaches to their mathematical description. The study was conducted using field and laboratory data, geoinformation analysis, correlation, and regression methods. Statistically significant relationships were established between the topographic factor LS and key subfactors of the K factor. In particular, inverse relationships were identified between relief intensity and indicators characterizing soil mass accumulation. These relationships were shown to be predominantly nonlinear, leading to the limitations of linear models and the advisability of using power functions, which provide higher approximation accuracy ($R^2 > 0.7$). Further verification of the results was performed using the soil magnetic susceptibility index as an integrated indicator of its properties. The results confirm the threshold (intermittent) nature of accumulation processes within sloping lands and demonstrate the feasibility of effectively predicting the spatial distribution of the K factor based on topographic and soil parameters. The proposed approach can be used to improve the accuracy of erosion risk assessments and to justify soil conservation land management measures.

Keywords: soil, erosion, model, statistics, factor

Cite: Kruglov, O. V., Kolyada, V. P., & Sherstyuk, O. I. (2026). Methodological approaches to modeling the K factor of the RUSLE soil losses model from erosion. *AgroChemistry and Soil Science*, 100, 38–48. <https://doi.org/10.31073/acss100-03> [in Ukrainian].

This work is distributed under the Creative Commons Attribution 4.0 License.

References

1. Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1978). Predicting rainfall-erosion losses: A guide to conservation planning (Agriculture Handbook No. 537). Washington, DC: United States Department of Agriculture. Retrieved from https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/60600505/RUSLE/AH_537%20Predicting%20Rainfall%20Soil%20Losses.pdf
2. Baliuk, S. A., Timchenko, D. O., Hichka, M. M., Kutsenko, M. V., Burakov, V. I., Gukov, ... Zubov, O. R. (2010). *Scientific and applied foundations of soil protection against erosion in Ukraine*: monograf. Kharkiv: NSC ISSAR named after O. N. Sokolovsky. Retrieved from <https://repo.btu.kharkiv.ua/server/api/core/bitstreams/212f1ac0-9e77-4186-a9e5-3584ab947aba/content> [in Ukrainian].
3. Morgan, R. P. C. & Kirkby, M. J. & British Geomorphological Research Group. (1980). *Soil erosion*. Eds. M. J. Kirkby, R. P. C. Morgan. Chichester, [England]; New York: Wiley. Available from <https://www.library.gov.au/services/onsite-access/collection-delivery-service#offsite>
4. Minasny, B., & McBratney, A. B. (2016). Digital soil mapping: A brief history and some lessons. *Geoderma*, 264, 301–311. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.07.017>
5. Hengl, T., de Jesus, J. M., MacMillan, R. A., Batjes, N. H., Heuvelink, G. B. M., Ribeiro, E. ... Gonzalez, M. R. (2014). SoilGrids1km: Global soil information based on automated mapping. *PLOS ONE*, 9(8), e105992. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105992>
6. Panagos, P., Meusburger, K., Ballabio, C., Borrelli, P., & Alewell, C. (2014). Soil erodibility in Europe: A high-resolution dataset based on LUCAS. *Science of the Total Environment*, 479–480, 189–200. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.010>
7. Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., & Montanarella, L. (2015). Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. *Land Use Policy*, 48, 8–50. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021>
8. Svitlychnyi, O. O., & Chornyi, S. H. (2007). *Osnovy eroziivnavstva* [Fundamentals of erosion science]. Sumy, Ukraine: VTD «Universytetska knyha». Retrieved from https://geoknigi.com/book_view.php?id=1471& [in Ukrainian].
9. Vadyunina, A. F., & Korchagina, Z. A. (1986). Methods for determination of soil physical properties. Moscow: Agropromizdat. Retrieved from <http://libarch.nmu.org.ua/handle/GenofondUA/64795> [in Russian].
10. Hauke, J., & Kossowski, T. (2011). Comparison of values of Pearson's and Spearman's correlation coefficients on the same sets of data. *Quaestiones Geographicae*, 30(2), 87–93. <https://doi.org/10.2478/v10117-011-0021-1>
11. Shaqiri, M. S., Iljazi, T., Kamberi, L., & Ramani-Halili, R. (2023). Differences between the correlation coefficients Pearson, Kendall and Spearman. In *Proceedings of the 5th International Conference of Natural Science and Mathematics* (pp. 392–397). Tetovo. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/375800096_DIFFERENCES_BETWEEN_THE_CORRELATION_COEFFICIENTS_PEARSON_KENDALL_AND_SPEARMAN/citations#fullTextFileContent
12. Lakin, G. F. (1980). *Biometrics: Textbook* (3rd ed.). Moscow: Vysshaya shkola. Retrieved from <http://bookshare.net/index.php?id1=4&category=biol&author=lakin-gf&book=1990> [in Russian].
13. Kruglov, O. V. (2020). On the issue of correction of soil erosion modeling results. *Visnyk KhNAU im. V. V. Dokuchaieva. Seriya: Gruntoznavstvo, ahrokhimii, zemlerobstvo, lisove hospodarstvo, ekolohiia gruntiv*, 1, 65–71. Retrieved from <https://repo.btu.kharkiv.ua/handle/123456789/78346> [in Ukrainian].
14. de Winter, J. C. F., Gosling, S. D., & Potter, J. (2016). Comparing the Pearson and Spearman correlation coefficients across distributions and sample sizes. *Psychological Methods*, 21(3), 273–290. <https://doi.org/10.1037/met0000079>
15. Miroshnychenko, M., Nazarov, P., & Kovalenko, S. (2021). Identification of the structure of soil cover by magnetic susceptibility. In Y. Dmytruk & D. Dent (Eds.), *Soils under stress* (pp. 57–68). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-68394-8_6
16. Roering, J. J., Kirchner, J. W., & Dietrich, W. E. (2001). Hillslope evolution by nonlinear, slope-dependent transport: Steady state morphology and equilibrium adjustment timescales. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 106(B8), 16499–16513. <https://doi.org/10.1029/2001JB000323>
17. Roering, J. J., Hunter, B. D., Ferrier, K. L., Chadwick, O. A., Yoo, K., & Wackett, A. A. (2023). Quantifying erosion rates and weathering pathways that maximize soil organic carbon storage. *Biogeochemistry*, 164(2), 319–333. <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01054-7>
18. Kruglov, O., Menshov, O., Horoshkova, L., & Kruhlov, B. (2023). Magnetic susceptibility of inclined soils and its relationship with some agronomic indicators. *Plant and Soil Science*, 14(1), 39–50. <https://doi.org/10.31548/plant1.2023.39>

УДК: 631.459:551.311.2(477.7)

Кліматичний чинник вітрової ерозії на Півдні України: статистичний аналіз та тенденції в контексті зміни клімату

С. Г. Чорний

Чорноморський національний університет ім. П. Могили, Миколаїв, Україна

ІНФОРМАЦІЯ	АНОТАЦІЯ
Отримано 11.05.2026 Отримано після доопрацювання 07.06.2026 Затверджено до видання 08.06.2026 Доступно онлайн 30.06.2026	Представлено результати оцінювання кліматичного фактора вітрової ерозії ґрунтів для Півдні України. Вітрова ерозія є одним з основних процесів, що призводить до деградації ґрунтів, в степових та сухостепових регіонів України та має значний вплив на продуктивність сільськогосподарських угідь. Кліматичний параметр (С) математичної моделі WEQ дозволяє зробити оцінку небезпеки виникнення вітрової ерозії в умовах сучасних кліматичних змін і має значні регіональні контрасти на Півдні України. Максимальний вітро-ерозійний потенціал клімату спостерігається на узбережжі Чорного та Азовського морів (більше ніж 40 одиниць С), мінімальні значення притаманні континентальним районам (менше ніж 20 одиниць С). Такі контрасти визначаються середньорічними швидкостями вітру, які найбільші на узбережжі, вищими у південних районах з місячними температурами повітря та опадами. Небезпека вітрової ерозії в регіоні визначається не довгостроковими середніми характеристиками, а частотою та інтенсивністю екстремальних подій. А тому при проектування протидефляційних заходів повинно використовувати значення С, що дорівнює перценталі 90 %. На Півдні України спостерігається певна строкатість і в напрямку (додатному або від'ємному), і в інтенсивності змін кліматичного показника вітрової ерозії. Амплітуда змін нахилу Сена становить 6–7 одиниць С за 10 років. Найвище зниження кліматичного потенціалу дефляції за період 1980–2024 рр. (-3 до -6 одиниць С на десятиліття) спостерігається в прибережній зоні. Невеликі позитивні значення нахилу Сена (0 до +0,9 одиниці С на десятиліття), які вказують на поступове зростання кліматичного дефляційного потенціалу спостерігається в континентальних районах Херсонської та Запорізької області. На тлі стабільних значень середньорічної швидкості вітру, така динаміка визначається балансом між темпами зростання середньорічної температури цього показника та змінами в річній кількості опадів. Виходячи з чинних прогнозів щодо компонентів коефіцієнта С очікується, що виявлені тенденції в регіоні зберуться принаймні до 40-х – 50-х років XXI століття.
<i>Ключові слова:</i> вітрова ерозія; кліматичний параметр; швидкість вітру; індекс ефективності опадів; нахил Сена; зміна клімату	
✉ s.g.chornyy@gmail.com	
ORCID: 0000-0001-9764-677X	
<i>Форма цитування:</i> Чорний С. Г. Кліматичний чинник вітрової ерозії на Півдні України: статистичний аналіз та тенденції в контексті зміни клімату. <i>Агрохімія і ґрунтознавство</i> / ННЦ «Ін-т ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського». Харків, 2026. Вип. 100. С. 49–58. https://doi.org/10.31073/acss100-04	
<i>Поширення статті здійснюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY–NC 4.0</i>	

1. Вступ

Вітрова ерозія є одним з основних процесів, що призводить до деградації ґрунтів, особливо у посушливих степових та пустельних регіонах Світу. Цей процес, відомий також як «дефляція ґрунту», є актуальним для степових та сухостепових регіонів України, де він має значний вплив на продуктивність сільськогосподарських угідь. Зараз, коли розораність території досягла свого максимального рівня, майже щороку спостерігається локальне проявлення вітрової ерозії, а кожні 5–10 років — регіональні та трансконтинентальні курні бурі («чорні» бурі).

Ерозія становить значну проблему для землекористувачів на глобальному рівні. Планетарні оцінки інтенсивності вітрової ерозії з 1980 до 2020 року, здійснені за допомогою рівняння вітрової ерозії (RWEQ), показують, що протягом цього періоду втрати ґрунтів через вітрову ерозію щорічно становлять 359 ± 25 млрд тонн та існує тенденція до зростання глобальної вітрової ерозії протягом останніх чотирьох десятиліть, причому уражені райони розширюються по всьому світу. Таке зростання пов'язане зі зростанням швидкості вітру та швидкою аридизацією клімату [1].

Кліматичні умови відіграють ключову роль у процесах вітрової ерозії. Швидкість вітру, режим опадів, вологість ґрунту та температура у сукупності визначають як ерозійну силу вітру, так і схильність поверхні ґрунту до дефляції [2]. В останні десятиліття зміна клімату дедалі частіше визнається важливим чинником вітрової ерозії. Підвищення температури, збільшення частоти посух та зміна характеру опадів можуть суттєво вплинути на кліматичний потенціал вітрової ерозії.

Одним із найпоширеніших емпіричних підходів до оцінювання кліматичного потенціалу вітрової ерозії є параметр C у рівнянні вітрової ерозії (WEQ), розробленому Міністерством сільського господарства США та спочатку застосованому у Великих рівнинах [3–6]. Кліматичний параметр (C) інтегрує ефекти швидкості вітру та ефективності опадів, відображаючи як ерозійну здатність клімату з позиції деградації ґрунтів під впливом сильних вітрів, так і роль ефективності опадів як комплексного показника вологості ґрунту, що істотно впливає на схильність ґрунту до дефляції [6]. Просторовий розподіл цього показника дозволяє зробити оцінку небезпеки виникнення вітрової ерозії в регіональному масштабі в умовах сучасних кліматичних змін.

Попередні дослідження з цього питання показали [7], що найбільша небезпека вітрової ерозії в Україні притаманна південним областям та степовим районам республіки Крим. Метою цієї статті є більш детальна оцінка просторового розподілу цього показника в середині регіону, а також визначення часових трендів за допомогою оцінювача Тейла-Сена, що дозволяє зробити прогноз можливих майбутніх тенденцій щодо дефляційного потенціалу клімату.

2. Методика дослідження

2.1. Вихідні дані

Для оцінки кліматичного фактора вітрової ерозії (C) використано багаторічні дані (44 роки) метеорологічних спостережень мережею станцій Півдня України (територія Одеської, Миколаївської, Херсонської, Запорізької областей та Республіки Крим). До аналізу були залучено ряди місячних значень кількості опадів (P , мм); середньомісячної температури повітря (T , °C); середньорічної швидкості вітру (v , м/с) за період 1980–2024 рр.

Метеорологічні дані були отримані з опублікованих наземних спостережень, наданих репозиторієм Українського гідрометеорологічного інституту, а також з бази даних NASA POWER, яка надає глобальні метеорологічні набори даних, отримані з супутникових спостережень (наприклад, Terra, Aqua) та скореговані з наземними вимірами. Використання даних NASA POWER [8] було особливо важливим через брак даних спостережень у зонах, що зазнали впливу російсько-української війни, та тимчасово окупованих територіях у межах досліджуваного регіону. Попередні дослідження продемонстрували хорошу узгодженість між даними NASA POWER та наземними спостереженнями [9–11 та ін.).

2.2. Розрахунок кліматичного фактора (C) та статистичних параметрів

Кліматичний фактор вітрової ерозії визначено відповідно до рівняння вітрової ерозії (WEQ) [5, 6]:

$$C = 386 \cdot v^3 / (PE)^2, \quad (1)$$

де: v – середньорічна швидкість вітру (м/с); PE – індекс ефективності опадів.

Індекс РЕ визначено за модифікованою формулою Торнтвейта [5, 6]:

$$PE = 3,16 \cdot \sum_{i=1}^{12} \left[\frac{P_i}{(1,8 \cdot T_i + 22)} \right]^{\frac{10}{9}}, \quad (2)$$

де: P_i – кількість опадів за i -й місяць; T_i – середньомісячна температура повітря. У розрахунках враховували таке обмеження:

$$1,8 \cdot T_i + 22 \leq 0.$$

У випадках, коли ця умова не могла бути виконана, відповідні місяці виключали з розрахунку, що дозволяло уникнути від'ємних значень в чисельнику формули (2).

Для кожної метеостанції були розраховані значення таких параметрів: середнє значення ($C_{\text{сеп}}$); медіана ($C_{\text{мед}}$); коефіцієнт варіації (C_v); стандартна помилка середнього (SE); перцентилі (C_{90} , C_{95}); максимальні значення (C_{max}).

Коефіцієнт варіації розраховували як

$$C_v = \frac{\sigma}{C_{\text{сеп}}} \quad (3)$$

Стандартну помилку середнього визначали за формулою:

$$SE = \frac{\sigma}{\sqrt{n}}. \quad (4)$$

У формулах (3) та (4): σ – стандартне відхилення; n – кількість років спостережень.

2.3. Аналіз трендів

Часові тенденції коефіцієнта C аналізували за допомогою оцінювача Тейла-Сена — непараметричного методу, який широко застосовується в аналізуванні метеорологічних часових рядів [12–14]. Цей підхід був рекомендований Всесвітньою метеорологічною організацією для виявлення тенденцій у кліматичних змінних, включаючи температуру, опади, вологість та вітровий режим.

Оцінювач Тейла-Сена [15] забезпечує надійну оцінку темпу змін шляхом обчислення медіани всіх парних нахилів (β або нахил Сена) між спостереженнями в часовому ряді:

$$\beta = \text{median} \frac{C_j - C_i}{j - i}, \forall j > i \quad (5)$$

де C_i та C_j — значення кліматичного коефіцієнта вітрової ерозії в моменти часу “ i ” та “ j ” відповідно.

Цей метод нечутливий до виняткових значень і не вимагає нормального розподілу даних, що робить його придатним для аналізу кліматичних часових рядів, які характеризуються високою мінливістю.

Результати представлено у перерахунку на період 10 років. Додатні значення нахилу Сена (β) у період 1981–2024 рр. вказують на тенденцію до зростання потенціалу кліматичної вітрової ерозії, тоді як від'ємні — до зниження.

Для перевірки статистичної значущості трендів використовували критерій Манна-Кендала [16, 17]. Був використаний показник τ Манна-Кендала, який вказує на напрямок і стабільність тренду та критерій p -value, що визначає рівень значущості. Величина τ змінюється від -1 до +1. Додатні значення τ вказують на зростання параметрів показника C у часі, від'ємні — на зниження. Чим ближче значення до 1(-1), тим більш впорядковано (менш «шумно») ряд змінюється у часі. А тренд вважається статистично значущим лише при $p < 0,05$. Менш значущим тренд буде, коли $0,05 < p < 0,10$.

Отже оцінювання параметрів кліматичного фактора вітрової ерозії по Півдню України базувалося на поєднанні середніх значень (характеристика вітро-ерозійного кліматичного фону), перцентилів (характеристика екстремальних вітро-ерозійних умов), показників варіабельності (C_v , SE) та трендів (нахил Сена, критерій Манна-Кендала). Такий комплексний підхід дозволяє більш-менш повно оцінити як середній рівень кліматичної вітроерозійної небезпеки в регіоні, так

і ризику, які пов'язані з екстремальними погодними подіями (наявність сильних вітрів при висушеному ґрунті), які можуть призвести до великих втрат ґрунту.

3. Результати досліджень

3.1. Просторовий розподіл кліматичного параметру вітроерозійної небезпеки

Кліматичний фактор вітрової ерозії (С) демонструє значну просторову диференціацію в межах півдня України. Різниця між мінімальними та максимальними середніми значеннями С перевищує майже у 5 разів, що свідчить про різко виражені регіональні контрасти. Максимальні середні багаторічні значення ($C_{сер}$) (більше ніж 40 одиниць) спостерігаються в приморських районах (Керч, Феодосія, Генічеськ, Скадовськ, Очаків, Чорноморське). Значення, близькі до максимальних, має берегова зона Одещини. Мінімальні значення ($C_{сер} < 20$) притаманні периферійним, північним районам регіону, передгір'ям Криму, а також майже всій території Запорізької області (Табл. 1).

Таблиця 1

Статистичні параметри кліматичного фактора вітрової ерозії по метеорологічних станціях Півдня України

№	Метеорологічна станція	$C_{сер}$	C_{med}	C_{90}	C_{95}	C_{max}	SE	C_v
1.	Армянськ	44,50	40,33	73,13	80,68	89,92	3,03	0,45
2.	Джанкой	25,81	22,94	42,57	49,40	65,10	1,89	0,49
3.	Євпаторія	36,45	32,70	60,85	67,78	99,31	2,79	0,51
4.	Керч	45,12	38,20	74,80	85,25	125,65	3,68	0,54
5.	Симферопіль	15,59	14,40	24,21	27,90	46,07	1,21	0,51
6.	Чорноморське	47,43	42,81	75,02	95,02	100,35	3,23	0,45
7.	Генічеськ	48,54	44,90	78,35	93,19	106,47	3,30	0,46
8.	Феодосія	48,64	39,87	82,83	94,04	140,05	4,01	0,55
9.	Асканія-Нова	20,97	19,46	32,69	34,45	47,79	1,52	0,48
10.	Нижні Сірогози	21,06	18,60	32,39	44,42	53,80	1,69	0,53
11.	Нова Каховка	21,67	19,82	32,53	33,66	75,95	1,97	0,60
12.	Скадовськ	48,53	44,65	78,50	100,68	105,00	3,53	0,48
13.	Херсон	29,31	26,53	44,66	62,22	92,38	2,64	0,60
14.	Баштанка	17,21	15,64	27,20	32,28	79,79	1,92	0,74
15.	Вознесенськ	14,69	13,55	23,78	34,70	53,45	1,55	0,70
16.	Миколаїв	22,25	19,85	35,46	45,15	91,09	2,40	0,71
17.	Очаків	43,01	34,43	67,37	100,32	142,42	4,34	0,67
18.	Первомайськ	11,41	10,58	20,70	24,92	28,79	1,04	0,61
19.	Ананьєв	11,99	10,30	23,87	27,56	32,98	1,22	0,67
20.	Арциз	23,44	19,34	42,40	59,87	76,01	2,39	0,68
21.	Белгород-Дністровський	28,26	23,35	46,50	67,97	84,98	2,62	0,61
22.	Вилкове	35,72	31,16	64,84	97,41	107,18	3,61	0,67
23.	Ізмаїл	8,41	6,90	15,97	22,49	29,87	0,92	0,72
24.	Одеса	30,86	24,93	52,53	79,53	99,67	3,11	0,67
25.	Бердянськ	21,70	19,64	35,20	42,90	66,10	1,82	0,56
26.	Гуляй Поле	14,23	12,22	23,41	29,00	47,38	1,36	0,63
27.	Запоріжжя	12,32	10,37	20,69	25,29	32,22	1,03	0,56
28.	Мелітополь	21,43	20,06	36,52	42,32	60,26	1,85	0,57
29.	Пологи	14,23	12,22	23,41	29,00	47,38	1,36	0,63
30.	Токмак	15,83	13,36	26,98	30,40	48,54	1,53	0,64

Такі контрасти насамперед визначаються двома факторами. Перший — приморські території характеризуються найбільшими середньорічними швидкостями вітру (м/с): Скадовськ — 4,9, Генічеськ — 5,4, Одеса — 4,7, Чорноморське — 5,6 та ін.), які є чисельником у формулі (1). У континентальних районах цей показник має менші значення (Баштанка, Первомайськ, Вознесенськ — 4,2, Запоріжжя — 4,4, Пологи, Токмак, Гуляй-Поле — 4,5 м/с). Другий фактор — індекс ефективності опадів (PE), який є знаменником у формулі (1), у приморських

районах помітно зменшується порівняно з більш континентальними північними районами, що пов'язано з порівняно невеликою кількістю як річних опадів, так і опадів по конкретних місяцях, у причорноморській зоні Миколаївщини, Херсонщини, у Приазов'ї та в Північному Криму. Річна кількість опадів, наприклад, по метеостанції Скадовськ становить 398,2, Генічеськ — 443,0, Одеса — 450,7, Херсон — 412,0 мм. Тоді як у більш північних районах регіону кількість опадів на 30–70 мм більша (наприклад, Токмак — 472,2, Пологи — 484,2, Первомайськ — 510,4, Вознесенськ — 468,4 мм). До того ж причорноморські та приазовські регіони мають порівняно вищі середньорічні температури повітря та температури кожного місяця. Наприклад, за даними метеорологічної станції Скадовська середньорічна температура становить 12,2 °С, Генічеська — 12,3, Одеси — 11,4, Чорноморська — 12,7 тощо. В більш північних районах Півдня України значення на 2,0–2,5 °С нижче, наприклад, по Токмаку 10,0 °С, Первомайську 9,3, Гуляй-Полю 9,6.

Варіабельність часових рядів кліматичного параметра вітрової ерозії, покладених в основу розрахунків (C_v) коливається в діапазоні 0,45–0,74. Але спостерігаються певні територіальні особливості. Відносно стабільні ряди ($C_v = 0,45–0,50$) спостерігаються в Криму та на узбережжі Чорного та Азовського морів. Але континентальним районам притаманна більша нестабільність ($C_v = 0,60–0,74$). Максимальні значення коефіцієнта варіації були отримані за даними метеорологічних станцій Баштанка (0,74), Ізмаїл (0,72) та Миколаїв (0,71) (Табл. 1). Значна варіація рядів (C_v) вказує, що вітроерозійний ризик по всьому Півдню України буде визначатися не стільки середнім рівнем цього показника, скільки екстремальними значеннями прояву процесів дефляції. І навіть у регіонах з відносно низькими середніми значеннями C (північні райони Одеської та Миколаївської областей і Запорізька область) можливі роки з високим вітроерозійним потенціалом (Табл. 1).

Виключно висока варіабельність рядів вітроерозійного показника C вимагає прискіпливої уваги до екстремальних значень його параметрів. Проектування протидефляційних заходів за допомогою WEQ при таких високих коефіцієнтах варіації річних рядів C будуть неефективними за використання середніх значень цього показника тому, що максимальна руйнація ґрунту (наприклад, під час екстремальних курних («чорних») бур) стається при подіях рідкісної повторюваності. Як правило, інженерні підходи щодо проектування протидефляційних заходів, базуються на перценталі 90 %. У нашому випадку застосування у проектуванні величини кліматичного параметру вітрової ерозії цього перценталю (C_{90}) буде визначати врахування 90 % років з максимальними випадками потенційного прояву вітрової ерозії. Зрозуміло, що такий підхід суттєво посилює надійність протидефляційних заходів, але очевидно призведе до зростання їх вартості.

Значення C_{90} та C_{95} порівняно з середніми значеннями цього показника зростають в 1,5–2,5 раза, досягаючи максимальних значень у приморських регіонах (Скадовськ ($C_{95} = 100,7$), Феодосія ($C_{95} = 94$), Генічеськ ($C_{95} = 93$), Чорноморське ($C_{95} = 95$)). У цих районах спостерігаються і максимальні по Півдню України абсолютні максимуми показника C (Очаків ($C_{\max} = 142$), Феодосія ($C_{\max} = 140$), Керч ($C_{\max} = 126$)). Величини C_{90} та C_{95} для континентальних районів зростають приблизно на такі самі величини, але абсолютні значення набагато менші ніж у приморських районах (наприклад, Первомайськ $C_{95} = 24,9$, Ананьєв $C_{95} = 27,6$, Запоріжжя $C_{95} = 25,3$) (Табл. 1). Це вказує на наявність локальних зон дуже високого вітроерозійного ризику, які пов'язані з прибережними територіями (Табл. 1).

Стандартна помилка (SE) коливається в діапазоні 0,9–4,3 і становить приблизно 5–10 % від середнього (Табл. 1). А отже середні значення відносно статистично стабільні, але фізично нерепрезентативні під час екстремальних випадків прояву вітрової ерозії.

3.2. Аналіз часових трендів

На Півдні України спостерігається певна строкатість і в напрямі (додатному або від'ємному), і в інтенсивності змін кліматичного показника вітрової ерозії. Значення ухилу Сена варіюють у широких межах: від +0,94/10 років (Токмак) до -6,59/10 років (Керч), тобто амплітуда змін становить 6–7 одиниць С за 10 років. Що стосується статистичної значущості, то $p < 0,05$ спостерігається лише по одній станції Керч ($p = 0,011$) (Табл. 2). Менш значущі, коли $0,05 < p < 0,10$ були зміни по Феодосії (0,063) та Очакову (0,086). А по інших станціях $p \gg 0,05$, тобто тренд був статистично незначущий (Табл. 2).

Таблиця 2
Аналіз трендів

№	Метеорологічна станція	Ухил Сена (за 10 років)	τ Манна-Кендала	p-value	№	Метеорологічна станція	Ухил Сена (за 10 років)	τ Манна-Кендала	p-value
1.	Армянськ	-1,77	-0,085	0,418	16.	Миколаїв	-0,24	-0,021	0,840
2.	Джанкой	-1,38	-0,085	0,418	17.	Очаків	-4,03	-0,180	0,086
3.	Євпаторія	-1,34	-0,057	0,585	18.	Первомайськ	-0,25	-0,034	0,746
4.	Керч	-6,59	-0,266	0,011	19.	Ананьєв	0,23	0,023	0,824
5.	Симферопіль	0,14	0,017	0,871	20.	Арциз	-0,78	-0,059	0,571
6.	Чорноморське	0,86	0,053	0,613	21.	Білгород-Дністровський	-2,55	-0,163	0,119
7.	Генічеськ	-2,21	-0,093	0,380	22.	Вілкове	-2,63	-0,131	0,210
8.	Феодосія	-4,21	-0,195	0,063	23.	Ізмаїл	-0,29	-0,070	0,504
9.	Асканія-Нова	0,41	0,025	0,808	24.	Одеса	-3,02	-0,156	0,134
10.	Нижні Сірогози	0,74	0,055	0,599	25.	Бердянськ	-0,49	-0,032	0,762
11.	Нова Каховка	0,75	0,053	0,613	26.	Гуляй Поле	0,78	0,082	0,430
12.	Скадовськ	-3,42	-0,148	0,157	27.	Запоріжжя	-0,11	-0,017	0,871
13.	Херсон	-1,01	-0,063	0,544	28.	Мелітополь	0,77	0,049	0,642
14.	Баштанка	-0,27	-0,030	0,777	29.	Пологи	0,78	0,082	0,430
15.	Вознесенськ	-0,08	-0,013	0,903	30.	Токмак	0,94	0,089	0,396

Що стосується просторової мінливості як за величиною, так і за напрямом тенденцій кліматичного дефляційного потенціалу, то у північних районах Одеської та Миколаївської областей, спостерігається незначний від'ємний нахил Сена. Це вказує на поступове зменшення кліматичного дефляційного потенціалу протягом досліджуваного періоду. Середній темп зниження нахилу Сена коливається від 0 до -1 одиниці С за десятиліття.

Натомість південні регіони, зокрема прибережні райони Одеської, Миколаївської та Запорізької областей, а також більша частина Херсонської області та Криму, тобто території, що повністю розташовані в зоні найбільшої схильності до дефляції в Україні [7], демонструють найвиразніше зниження кліматичного потенціалу дефляції за період 1980–2024 рр. У цих районах нахил Сена досягає значень від -6 до -3 одиниць С на десятиліття. Найнижче значення було зафіксовано на Керченській метеостанції (-6,7 одиниці С на десятиліття) (Табл. 2).

Водночас у кількох районах у центральній та східній частинах Херсонської та Запорізької областей, а також у передгір'ях Криму спостерігаються невеликі позитивні значення нахилу Сена, що вказує на поступове зростання кліматичного дефляційного потенціалу у період 1981–2024 рр. Діапазон позитивних тенденцій коливається від 0 до +0,9 одиниць С на десятиліття. Найвище значення нахилу Сена було зафіксовано на метеостанції Токмак (центральна частина Запорізької області) +0.94 одиниць С (Табл. 2).

На перший погляд, переважно негативна тенденція кліматичного дефляційного потенціалу в степовій зоні України, суперечить загальній картині останніх кліматичних змін. Підвищення середньорічної температури повітря за останні 40–50 років добре задокументовано в численних дослідженнях (наприклад, [18–20] і, згідно з рівнянням (2), як очікується, має призвести до зниження індексу ефективності опадів (PE) і, як наслідок, до суттєвого збільшення кліматичного коефіцієнта вітрової ерозії (C). Однак детальний часовий аналіз окремих компонентів рівнянь (1) та (2), заснований на даних метеорологічних станцій, які представляють райони з найвищим ризиком вітрової ерозії (Керч, Феодосія, Скадовськ і Одеса), вказує на більш складну закономірність. По-перше, протягом усього періоду спостережень (44 роки) чисельник рівняння (1), тобто середньорічна швидкість вітру, практично не змінюється у всіх частинах степової зони України. По-друге, аналіз знаменника у рівнянні (1) показує, що часові зміни індексу ефективності опадів (PE) в часі визначаються балансом між темпами зростання середньорічної температури цього показника та змінами річної кількості опадів.

Сучасні кліматичні зміни у степовій зоні України не обмежуються загальним підвищенням температури повітря, а ще характеризуються помітним збільшенням річних опадів у певних частинах регіону. Про збільшення кількості опадів на тлі підвищення температури в регіоні повідомляється, до речі, і в дослідженнях українських кліматологів (наприклад, [18–21]).

Тобто, на загал для півдня України, при стабільній швидкості вітру зростання температури повітря на більшій частині регіону компенсується зростанням кількості опадів, а тому індекс ефективності опадів (PE) не зменшується, а в деяких випадках навіть зростає. А відтак, кліматичний фактор вітрової ерозії (C) у більшості випадків поступово зменшується. Особливо це помітно в приморських регіонах. Виключенням є центральні та східні частини Херсонської та Запорізької області і передгір'я Криму, де зростання кількості опадів повністю не компенсує додатної динаміки температур і кліматичний фактор вітрової ерозії поступово, але не набагато, зростає.

Щодо оцінки структури часових рядів кліматичного фактора вітрової ерозії, то τ Кендала змінюється в межах від -0,266 до +0,089 (Табл. 2), що демонструє відсутність стійкої одноманітно монотонної тенденції до зростання (або зменшення) значень, тобто всі часові ряди погано впорядковані.

Виходячи з чинних прогнозів кліматологів [18, 22–24] щодо окремих компонентів коефіцієнта C, які прямо, або побічно вони використовують у розрахунках (середньорічна швидкість вітру, середньорічна температура та річна норма опадів), очікується, що виявлені тенденції на Півдні України збережуться принаймні до 2040–2050 років. Тобто передбачається поступове зниження кліматичного дефляційного потенціалу, причому найвиразніше зниження відбуватиметься у прибережних регіонах та в Криму (за винятком передгірних територій). Водночас у степових районах Херсонської та Запорізької областей очікується поступове зростання кліматичного коефіцієнта вітрової ерозії.

4. Висновки

Кліматичний фактор вітрової ерозії (C) на Півдні України має значні регіональні контрасти. Максимальний вітроерозійний потенціал клімату спостерігається на узбережжі Чорного та Азовського морів (більше ніж 40 одиниць C), мінімальні значення притаманні континентальним районам Херсонської та Запорізької областей та півночі Миколаївщини та Одещини (менше ніж 20 одиниць C). Такі контрасти визначаються середньорічними швидкостями вітру, які найбільші на узбережжі, вищими у південних районах місячними температурами повітря та опадами, максимальні значення яких спостерігаються в більш північних частинах регіону. Кліматичний фактор вітрової ерозії (C) в регіоні визначається не довгостроковими статистично надійними середніми характеристиками,

а частотою та інтенсивністю екстремальних подій. А тому проектування протидефляційних заходів слід проводити на значеннях C , які базуються на перценталях 90 %.

На Півдні України спостерігається певна строкатість і в напрямі (додатному або від'ємному), і в інтенсивності змін кліматичного показника вітрової ерозії. Амплітуда змін нахилу C становить 6–7 одиниць C за 10 років. Найвище зниження кліматичного потенціалу дефляції за період 1980–2024 рр. (від -3 до -6 одиниць C на десятиліття) спостерігається у прибережній зоні. Невеликі позитивні значення нахилу C (до +0,9 одиниці C на десятиліття), які вказують на поступове зростання кліматичного дефляційного потенціалу спостерігається в континентальних районах Херсонської та Запорізької областей. На тлі стабільних значень середньорічної швидкості вітру, така динаміка визначається балансом між темпами зростання середньорічної температури цього показника та змінами річної кількості опадів. Виходячи з чинних прогнозів щодо компонентів коефіцієнта C очікується, що виявлені тенденції в регіоні зберуться принаймні до 40-х – 50-х років XXI століття.

Список використаних джерел

1. Chu Z., Liu M., Zhang Q. et al. Spatiotemporal distribution of global wind erosion over the past four decades. *Environmental Research Letters*. 2024. Vol. 19. Article 114019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad7d22>.
2. Shao Y. *Physics and modelling of wind erosion*. Springer. Netherlands, 2008. URL: <https://www.amazon.com/Physics-Modelling-Atmospheric-Oceanographic-Sciences/dp/1402088949>
3. Chepil W. S., Woodruff N. P. Estimations of wind erodibility of farm fields. *Agricultural Research Service*, U.S. Department of Agriculture, 1959. URL: https://infosys.ars.usda.gov/WindErosion/publications/Andrew_pdf/504.pdf
4. Chepil W. S., Siddoway F. H., Armbrust D. V. Climatic factor for estimating wind erodibility of farm fields. *Journal of Soil and Water Conservation*. 1962. Vol. 17. P. 162–165. URL: https://infosys.ars.usda.gov/WindErosion/publications/Andrew_pdf/752.pdf
5. Woodruff N. P., Siddoway F. H. A wind erosion equation. *Soil Science Society of America Proceedings*. 1965. Vol. 29. Iss. 5. P. 602–608. URL: <https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/30200525/897%20A%20wind%20erosion%20equation.pdf>
6. Lyles L. Erosive wind energy distributions and climatic factors for the West. *Journal of Soil and Water Conservation*. 1983. Vol. 38. Iss. 2. P. 106–109. URL: <https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/30200525/82-393-J%20Erosive%20wind%20energy%20distributions%20and%20climatic%20factors%20for%20the%20West.pdf>
7. Чорний С. Г. Кліматичний фактор вітрової ерозії ґрунту Степу України: просторовий аналіз. *Агрохімія і ґрунтознавство* / ННЦ «Ін-т ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського». Харків, 2024. Вип. 97. P. 25–30. <https://doi.org/10.31073/acss97-03>
8. NASA POWER. NASA Prediction Of Worldwide Energy Resources database. 2025. URL: <https://power.larc.nasa.gov>.
9. Rodrigues G. C., Braga R. P. Evaluation of NASA POWER reanalysis products for estimating daily weather variables. *Agronomy*. 2021. Vol. 11. Iss. 6. Article 1207. <https://doi.org/10.3390/agronomy11061207>
10. Rosa S. L. K., Souza J. L. M., Santos A. A. NASA POWER data and weather stations in evapotranspiration estimation. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 2023. Vol. 58. Article e03261. <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2023.v58.03261>
11. Abubakar I. M., Idi B. Y. Statistical analysis of NASA POWER meteorological data for the assessment of climate variability in Adamawa State. *Environmental Technology and Science Journal*. 2024. Vol. 15. №2. P. 119–129. <https://doi.org/10.4314/etsj.v15i2.13>
12. Romanić D., Čurić M., Jovičić I., Lompar M. Long-term trends of the “Koshava” wind (1949–2010). *International Journal of Climatology*. 2014. Vol. 35. Iss. 2. P. 288–302. <https://doi.org/10.1002/joc.3981>
13. Aditya F., Gusmayanti E., Sudrajat J. Rainfall trend analysis using Mann–Kendall and Sen's slope estimator test in West Kalimantan. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 2021. Vol. 893. Article 012006. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/893/1/012006>
14. Han J., Gelata F. T., Gameda S. C. Application of Mann–Kendall test and Sen's slope estimator to assess climate change impacts. *Journal of Water and Climate Change*. 2023. Vol. 14. Iss. 3. P. 977–988. <https://doi.org/10.2166/wcc.2023.508>
15. Sen P. K. Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*. 1968. Vol. 63. Iss. 324. P. 1379–1389. <https://doi.org/10.1080/01621459.1968.10480934>
16. Kendall M. G. Rank correlation methods (4th ed.). Charles Griffin, 1975.
17. Mann H. B. Nonparametric tests against trend. *Econometrica*. 1945. Vol. 13. №. 3. P. 245–259. <https://doi.org/10.2307/1907187>
18. Серха Е. М., Хохлов В. М., Недострелова Л. В. Сучасна динаміка кліматичних параметрів у північно-західному регіоні Чорного моря. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2020. № 26. С. 37–49. <https://doi.org/10.31481/uhmj.26.2020.03>
19. Vyshnevski V. I. Climate change in Ukraine and its consequences. *Journal of Landscape Ecology*. 2025. Vol. 18. Iss. 4. P. 150–174. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2025-0032>
20. Світличний О. О. Сучасні кліматичні зміни в північно-західному регіоні Чорного моря. *Вісник Одеського національного університету. Географічні та геологічні науки*, 2025. Т. 30. Вип. 2(47). С. 36–49. [https://doi.org/10.18524/2303-9914.2025.2\(47\).344743](https://doi.org/10.18524/2303-9914.2025.2(47).344743)
21. Вишневецький В. І., Доніч О. А. Довгострокові зміни кількості опадів в Україні. *Праці Центральної геофізичної обсерваторії імені Бориса Срезневського*. 2022. Вип. 18(32). С. 10–19. URL: <https://cgo-sreznevskiy.kyiv.ua/uk/pratsi-tsgo-vipusk-18-32>

22. Степаненко С. М., Половий А. М., Лобода Н. С. та ін. Кліматичні зміни та їх вплив на сфери економіки України : монографія. Одеса: Вид. «ТЕС». 2015. 520 с. URL: https://www.researchgate.net/profile/Sergiy-Stepanenko/publication/308526389_Klimaticni_zmini_ta_ih_vpliv_na_sferi_ekonomiki_Ukraini/links/57e654cf08ae9e5e45564d8a/Klimaticni-zmini-ta-ih-vpliv-na-sferi-ekonomiki-Ukraini.pdf

23. Хохлов В. М., Єрмоленко Н. С. Майбутні зміни клімату та їх вплив на режим опадів і температури в Україні. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2015. № 16. С. 76–82. <https://doi.org/10.31481/uhmj.16.2015.10>

24. Лялько В. І., Єлістратова Л. О., Апостолов О. А., Ходоровський А. Я. Зміни вітрових параметрів в Україні в умовах глобальних кліматичних змін. *Доповіді Національної академії наук України*. 2019. № 10. С. 57–66. <https://doi.org/10.15407/dopovidi2019.10.057>

UDC 631.459:551.311.2(477.7)

The climatic factor of wind erosion in southern Ukraine: statistical analysis and trends in the context of climate change

S. G. Chorny

P. Mohyla Black Sea National University, Mykolaiv, Ukraine,

✉ s.g.chorny@gmail.com

ORCID: 0000-0001-9764-677X

Received 11.05.2026; Revised 08.06.2026; Accepted 08.06.2026; Available online 30.06.2026

Abstract

Wind erosion is one of the main processes leading to soil degradation in the steppe and dry steppe regions of Ukraine and has a significant impact on the productivity of agricultural land. The climatic parameter of the WEQ mathematical model (C) allows for an assessment of the risk of wind erosion under current climate change conditions and exhibits significant regional contrasts in southern Ukraine. The maximum wind erosion potential of the climate is observed along the Black Sea and Azov Sea coasts (more than 40 units C), while the minimum values are characteristic of continental regions (less than 20 units C). These contrasts are determined by average annual wind speeds, which are highest on the coast, as well as higher monthly air temperatures and precipitation in the southern regions. The risk of wind erosion in the region is determined not by long-term average characteristics, but by the frequency and intensity of extreme events. Therefore, when designing anti-deflation measures, a C value equal to the 90th percentile should be used. In southern Ukraine, there is a certain degree of variability in both the direction (positive or negative) and the intensity of changes in the climatic indicator of wind erosion. The amplitude of changes in the Sen slope is 6–7 C units over 10 years. The greatest decrease in the climatic deflation potential for the period 1980–2024 (–3 to –6 C units per decade) is observed in the coastal zone. Small positive values of the Sen slope (0 to +0.9 units C per decade), indicating a gradual increase in the climatic deflation potential, are observed in the continental regions of the Kherson and Zaporizhzhia regions. Against the backdrop of stable values for the average annual wind speed, the balance between the rate of increase in the average annual temperature of this indicator and changes in annual precipitation determines this trend. Based on current projections regarding the components of the C coefficient, it is expected that the identified trends in the region will persist at least until the 2040s–2050s.

Keywords: wind erosion; climatic parameter; wind speed; precipitation efficiency index; Sen's slope; climate change.

Cite: Chorny, S. G. (2026). The climatic factor of wind erosion in southern Ukraine: statistical analysis and trends in the context of climate change. *AgroChemistry and Soil Science*, 100, 49–58. <https://doi.org/10.31073/acss100-04> [in Ukrainian].

This work is distributed under the Creative Commons Attribution 4.0 License.

References

1. Chu, Z., Liu, M., Zhang, Q., Cai, X., Zhang, Y., Hu, T., Qiu, X., Huang, Z., & Wang, X. (2024). Spatiotemporal distribution of global wind erosion over the past four decades. *Environmental Research Letters*, 19, 114019. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad7d22>
2. Shao, Y. (2008). *Physics and Modelling of Wind Erosion*. Springer, Netherlands. Available from <https://www.amazon.com/Physics-Modelling-Atmospheric-Oceanographic-Sciences/dp/1402088949>
3. Chepil, W. S., & Woodruff, N. P. (1959). Estimations of wind erodibility of farm fields. Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture. Retrieved from https://infosys.ars.usda.gov/WindErosion/publications/Andrew_pdf/504.pdf
4. Chepil, W. S., Siddoway, F. H., & Armbrust, D. V. (1962). Climatic factor for estimating wind erodibility of farm fields. *Journal of Soil and Water Conservation*, 17, 162–165. Retrieved from https://infosys.ars.usda.gov/WindErosion/publications/Andrew_pdf/752.pdf
5. Woodruff, N. P., & Siddoway, F. H. (1965). A wind erosion equation. *Soil Science Society of America Proceedings*, 29(5), 602–608. Retrieved from <https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/30200525/897%20A%20wind%20erosion%20equation.pdf>
6. Lyles, L. (1983). Erosive wind energy distributions and climatic factors for the West. *Journal of Soil and Water Conservation*, 38(2), 106–109. Retrieved from <https://www.ars.usda.gov/ARSUserFiles/30200525/82-393-J%20Erosive%20wind%20energy%20distributions%20and%20climatic%20factors%20for%20the%20West.pdf>
7. Chorny, S. G. (2024). Climatic factor of soil wind erosion in the Steppe of Ukraine: spatial analysis. *AgroChemistry and Soil Science*, 97, 25–30. <https://doi.org/10.31073/acss97-03> [in Ukrainian].
8. NASA POWER. (2025). NASA Prediction Of Worldwide Energy Resources database. <https://power.larc.nasa.gov>
9. Rodrigues, G. C., & Braga, R. P. (2021). Evaluation of NASA POWER reanalysis products for estimating daily weather variables. *Agronomy*, 11(6), 1207. <https://doi.org/10.3390/agronomy11061207>

10. Rosa, S. L. K., Souza, J. L. M., & Santos, A. A. (2023). NASA POWER data and weather stations in evapotranspiration estimation. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 58, e03261. <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2023.v58.03261>
11. Abubakar, I. M., & Idi, B. Y. (2024). Statistical analysis of NASA POWER meteorological data for the assessment of climate variability in Adamawa State. *Environmental Technology and Science Journal*, 15(2), 119–129. <https://doi.org/10.4314/etsj.v15i2.13>
12. Romanić, D., Čurić, M., Jovičić, I., & Lompar, M. (2014). Long-term trends of the “Koshava” wind (1949–2010). *International Journal of Climatology*, 35(2), 288–302. <https://doi.org/10.1002/joc.3981>
13. Aditya, F., Gusmayanti, E., & Sudrajat, J. (2021). Rainfall trend analysis using Mann–Kendall and Sen's slope estimator test in West Kalimantan. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 893, 012006. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/893/1/012006>
14. Han, J., Gelata, F. T., & Gameda, S. C. (2023). Application of Mann–Kendall test and Sen's slope estimator to assess climate change impacts. *Journal of Water and Climate Change*, 14(3), 977–988. <https://doi.org/10.2166/wcc.2023.508>
15. Sen, P. K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*, 63(324), 1379–1389. <https://doi.org/10.1080/01621459.1968.10480934>
16. Kendall, M. G. (1975). Rank correlation methods (4th ed.). Charles Griffin.
17. Mann, H. B. (1945). Nonparametric tests against trend. *Econometrica*, 13(3), 245–259. <https://doi.org/10.2307/1907187>
18. Serga, E. N., Khokhlov, V. M., & Nedostrelova, L. V. (2020). Modern dynamics in main climate characteristics at sites of North-Western Black Sea coast. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 26, 37–49. <https://doi.org/10.31481/uhmj.26.2020.03> [in Ukrainian]
19. Vyshnevski, V. I. (2025). Climate change in Ukraine and its consequences. *Journal of Landscape Ecology*, 18(4), 150–174. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2025-0032>
20. Svitlychnyi, O. O. (2025). Modern climate changes in the north-western Black sea region. *Odesa National University Herald. Geography and Geology*, 30(2(47)), 36–49. [https://doi.org/10.18524/2303-9914.2025.2\(47\).344743](https://doi.org/10.18524/2303-9914.2025.2(47).344743) [in Ukrainian].
21. Vyshnevskiy, V. I., & Donich, O. A. (2022). Long-term changes in precipitation in Ukraine. *Proceedings of the Central Geophysical Observatory named after Borys Sreznevskiy*, 18(32), 10–19. Retrieved from <https://cgo-sreznevskiy.kyiv.ua/uk/pratsi-tsgo-vipusk-18-32> [in Ukrainian].
22. Stepanenko, S. M., Polovyi, A. M., Loboda, N. S., et al. (2015). *Climate changes and their impact on the spheres of the economy of Ukraine: monograph*. Odesa: Publishing House "TES". Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Sergiy-Stepanenko/publication/308526389_Klimaticni_zmini_ta_ih_vpliv_na_sferi_ekonomiki_Ukraini/links/57e654cf08ae9e5e45564d8a/Klimaticni-zmini-ta-ih-vpliv-na-sferi-ekonomiki-Ukraini.pdf [in Ukrainian].
23. Khokhlov, V. M., & Yermolenko, N. S. (2015). Future climate change and its impact on precipitation and temperature in Ukraine. *Ukrainian Hydrometeorological Journal*, 16, 76–82. <https://doi.org/10.31481/uhmj.16.2015.10>
24. Laylko, V., Elistratova, L., Apostolov, A., & Khodorovskiy, A. (2019). Changing the wind parameters on the Ukrainian territory during global climate changes. *Reports of the National Academy of Sciences of Ukraine*, 10, 57–66. <https://doi.org/10.15407/dopovid2019.10.057>

УДК: 631.427.2:635.655

Вплив інтегрованого застосування добрив та меліорантів на мікробіоценоз кислого дерново-підзолистого ґрунту в ризосфері сої**А. С. Левішко^{1,a,в}, І. І. Гуменюк^{1,b}, П. М. Маменко^{1,c}, О. Ю. Колодяжний^{1,d}, Л. А. Яценко^{2,e}, Г. Ф. Ровна^{2,f}**¹Інститут агроекології і природокористування НААН, Київ, Україна²Інститут сільського господарства Західного Полісся, с. Шубків, Рівненська обл., Україна

ІНФОРМАЦІЯ	АНОТАЦІЯ
Отримано 24.02.2026 Отримано після доопрацювання 03.06.2026 Затверджено до видання 08.06.2026 Доступно онлайн 30.06.2026	У статті викладено результати дослідження впливу інтегрованої агрохімічної меліорації кислого (рН = 4,1) дерново-підзолистого зв'язнопіщаного ґрунту (Albic Arenosols) на структуру та функціональну активність ґрунтового мікробіоценозу у ризосфері сої. Дослідження проведено у 2024–2025 рр. на дослідному полі Інституту сільського господарства Західного Полісся НААН, у Рівненській області. Програма польового експерименту включала 8 варіантів, що поєднували вапнування (доломітове борошно або СаСО ₃ у дозах 1,0–1,5 Нг) із диференційованим внесенням NPK-добрив та дворазовим позакореневим підживленням мікродобривами. В результаті інтегрованої агроеліорації констатовано підвищення рН ґрунтового розчину до діапазону 5,5–6,2 та зниження гідролітичної кислотності у 2–3 рази. Це створило підґрунтя для інтенсифікації мікробіологічних процесів: чисельність амоніфікаторів зросла в 3,7 раза (макс. 18,53 млн КУО/г), активізувалися стрептоміцети, тоді як популяція мікроміцетів скоротилася у 2,8 рази. Деструкція органіки змістилася з грибного на більш енергоефективний бактеріальний шлях. Мікробна біомаса досягла максимуму (105,56 мкг С/г) за поєднання доломітового борошна з помірними дозами добрив, що корелювало зі стабілізацією емісії СО ₂ . Найвищу ефективність продемонстрували варіанти, що базувалися на вапнуванні доломітовим борошном (1,5 Нг) у комбінації з мікродобривами. Вони забезпечили формування евтрофного мікробіоценозу із низьким коефіцієнтом оліготрофності (0,09–0,18) та високою метаболічною активністю. Результати доводять, що інтегрована агрохімічна меліорація є фундаментом для екологізації землеробства на кислих ґрунтах, дозволяє поєднувати підтримку високої продуктивності сої зі збереженням гумусового балансу та біорізноманіття.
Ключові слова: ґрунт; соя; вапнування; NPK-добрива; мікробіоценоз; азотфіксування; агроекосистема	
✉ alodua2@gmail.com	
ORCID: ^a 0000-0003-4037-1730, ^b 0000-0002-6692-0171, ^c 0009-0001-9945-8462, ^d 0000-0001-5359-1738, ^e 0000-0003-1407-0133, ^f 0000-0002-7599-5650	
<i>Форма цитування:</i> Левішко А. С., Гуменюк І. І., Маменко П. М., Колодяжний О. Ю., Яценко Л. А., Ровна Г. Ф. Вплив інтегрованого застосування добрив та меліорантів на мікробіоценоз кислого дерново-підзолистого ґрунту в ризосфері сої. <i>Агрохімія і ґрунтознавство</i> / ННЦ «Ін-т ґрунтознавства та агрохімії ім. О. Н. Соколовського». Харків, 2026. Вип. 100. С. 59–72. https://doi.org/10.31073/acss100-01	
<i>Поширення статті здійснюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY-NC 4.0</i>	

1. Вступ

У сучасному аграрному секторі концепція здоров'я ґрунту трансформується: від його фізичних та хімічних характеристик до визнання доміантної ролі біологічного компонента. Показники, що описують склад і кількість мікроорганізмів ґрунту, які є головними драйверами біогеохімічних циклів, реагують на антропогенний вплив значно швидше ніж інші традиційні показники, що робить їх ідеальними біоіндикаторами стану ґрунту. Особливої актуальності це набуває для кислих дерново-підзолистих ґрунтів Західного Полісся України. Підвищена кислотність тут не лише лімітує доступність фосфору та гальмує азотфіксацію, а й стимулює розвиток патогенної мікрофлори, що критично обмежує врожайність сої — стратегічної культури для білкового балансу та диверсифікації сівозмін.

Здоров'я ґрунту є значущою базою землеробства для гарантування продовольчої безпеки та стійкого розвитку агросистем. Домінування протягом десятиліть в оцінці стану ґрунту фізичних і хімічних діагностичних показників призвело до недооцінювання біологічних компонентів, що обмежує ефективність

агротехнологій. Мікроорганізми є головними рушіями кругообігу елементів і найкращими біомаркерами стану ґрунту. Їхня реакція на людське втручання може бути виявлена значно оперативніше, і є більш інформативним індикатором порівняно з традиційними методами моніторингу. У контексті глобальних викликів, таких як деградація земель і зміна клімату, моніторинг мікробіоти стає інструментом для прогнозування та корекції екологічних ризиків. Кислі дерново-підзолисті ґрунти, поширені в Західному Поліссі України, характеризуються низькою родючістю через підвищену кислотність, що гальмує азотфіксацію та сприяє розвитку патогенів. Такі умови ускладнюють вирощування зернових і бобових культур, зокрема сої, яка є стратегічною для диверсифікації посівних площ і поліпшення білкового балансу в харчуванні. Соя, як азотфіксувальна культура, є чутливою до рН-режиму та доступності елементів живлення, що робить її ідеальним об'єктом для вивчення мікробних трансформацій. Інтегрований агрохімічно-меліоративний вплив, що поєднує вапнування ґрунту з диференційованим внесенням NPK-добрив, обіцяє оптимізувати мікробне угруповання, підвищуючи його функціональний потенціал. Актуальність такого підходу посилюється в умовах інтенсивного землеробства, де надмірне використання добрив веде до дисбалансу мікробіоти та втрат вуглецю. Дослідження мікробіологічних реакцій на таке інтегрування заходів дозволяє верифікувати ефективність агротехнологій, мінімізуючи екологічні ризики, такі як емісія CO₂ і накопичення токсинів [1–3]. Особливу наукову цінність становить здійснена в межах дослідження всебічна характеристика еколого-трофічних груп мікроорганізмів у ризосфері сої на кислому ґрунті, що доповнюється аналізом показників оліготрофності та інтенсивності мінералізаційних процесів. Отже, здобуті дані стануть підґрунтям для формування адаптивних моделей агровиробництва, які гарантуватимуть тривале збереження стабільності агроландшафтів і зростання врожайності сої в аналогічних ґрунтово-кліматичних умовах. Так, метою нашої роботи було дослідити вплив інтегрованого застосування агрохімічних і меліоративних засобів на структуру та функціональну активність мікробіоценозу у ризосфері сої на кислому дерново-підзолистому ґрунті.

2. Використані матеріали та методи

Польові дослідження проведено у межах польового стаціонарного досліді Інституту сільського господарства Західного Полісся НААН України (Рівненська обл., Рівненський р-н, с. Шубків), закладеного у 2020 р. на дерново-підзолистому зв'язнопіщаному ґрунті. Дослідження вели у ланці сівозміни «соняшник – кукурудза на зерно – соя». Схема досліді включала варіанти різних систем удобрення та вапнування з метою визначення оптимальної дози мінеральних добрив для живлення культур та ефективності меліоративних засобів для створення оптимальних умов розвитку мікроорганізмів у ризосфері сої і підвищення родючості ґрунту.

Об'єктами вивчення слугували посіви сої сорту Сіверка, вирощуваної впродовж 2024–2025 рр. згідно зі схемою досліді, наведеною в табл. 1. Попередником сої була кукурудза на зерно. Перед посівом проводили обробку насіння препаратом «Різолайн®-р Соя» (виробник – БТУ-центр), доза 2,0 л на 1 т, з метою створення ефективного симбіотичного апарату рослинами сої, що є екологічно безпечною альтернативою надмірному внесенню мінеральних азотних добрив та сприяє відновленню родючості ґрунту.

До схеми досліді включено контрольний варіант (№ 1) (без добрив і вапнування) з метою оцінювання фонові родючості ґрунту, а також варіанти з внесенням CaMg(CO₃)₂ (№№ 2–7) і CaCO₃ (№ 8) у різних дозах (1,0 та 1,5 Нг), що дозволило встановити ефективність післядії різних видів і доз меліорантів на зниження кислотності ґрунту в поєднанні з мінеральним удобренням сої (Табл. 1). Варіанти з дозою N₄₅P₆₀K₆₀ (№№ 3, 7, 8) відображають зональні рекомендації щодо системи удобрення сої [4], тоді як нормативні дози добрив сформовано за принципом компенсації виносу NPK з основною (за урожаю зерна 3 т/га) та побічною продукцією: варіант № 4 (N₅₅P₂₀K₅₀) — основною; № 5 (N₆₅P₅₀K₇₅) —

основною і відповідною кількістю побічної продукції. У варіанті № 6 (N₅₅) контролюється винос N основною продукцією.

Таблиця 1

Набір варіантів польового дослідю

№	Варіант
1	Без добрив і меліорантів
2	CaMg(CO ₃) ₂ (1,0 Нг)
3	CaMg(CO ₃) ₂ (1,0 Нг) + N ₄₅ P ₆₀ K ₆₀ + мікродобриво (двічі)
4	CaMg(CO ₃) ₂ (1,0 Нг) + N ₅₅ P ₂₀ K ₅₀ + мікродобриво (двічі)
5	CaMg(CO ₃) ₂ (1,0 Нг) + N ₆₅ P ₅₀ K ₇₅ + мікродобриво (двічі)
6	CaMg(CO ₃) ₂ (1,0 Нг) + N ₅₅ + мікродобриво (двічі)
7	CaMg(CO ₃) ₂ (1,5 Нг) + N ₄₅ P ₆₀ K ₆₀ + мікродобриво (двічі)
8	CaCO ₃ (1,0 Нг) + N ₄₅ P ₆₀ K ₆₀ + мікродобриво (двічі)

Мінеральні добрива (карбамід, суперфосфат простий, калійні солі) внесено разом з посівом насіння сої навесні 2025 р.

У всіх варіантах з макродобривами додатково застосовано мікродобриво «Нутривант універсальний» (2 кг/га), позакоренево (способом обприскування) дворазово — у фази 1-ї і 3–5-ї пар листків сої з метою оптимізації мікроелементного живлення сої для більш ефективного засвоєння поживних макроелементів.

Експеримент проведено за загальноприйнятою для зони Полісся агротехнікою вирощування на ділянках із посівною площею 99 м² та обліковою — 50 м². У схемі дослідю передбачено триразове повторення варіантів з послідовним розміщенням. Вапнування проводили восени 2020 р. під час закладки дослідю, під першу культуру у сівозміні — пшеницю озиму. Загальний фон у дослідю — заорювання побічної продукції.

Фізико-хімічні характеристики ґрунту до закладки дослідю: рН – 4,0; гідролітична кислотність — 2,60 ммоль на 100 г ґрунту. Вміст елементів живлення (мг/кг ґрунту): легкогідролізований азот (N) — 40,2; рухомий фосфор (P₂O₅) — 176,0; рухомий калій (K₂O) — 58,4.

У кожному з варіантів проводили комплексне вивчення деяких хімічних індикаторів та мікробіологічних характеристик ґрунту в ризосфері сої. Таке поєднання оцінювання агрономічної і мікробіологічної якості ґрунту забезпечує комплексне розкриття ефективності інтегрованих технологій, формує наукову основу для розробки стійких та екологічно безпечних моделей вирощування сої на кислих ґрунтах Полісся.

Проби ґрунту для лабораторних аналізів відбирали у 2025 р. у ризосфері сої на час бутонізації рослин (ВВСН 45-48) із орного шару (0–20 см) за ДСТУ 4287:2004¹, попередню обробку проб здійснювали за ДСТУ ISO11464:2007². Середній зразок ґрунту формували з п'яти окремих проб, відібраних по діагоналі ділянки на приблизно рівних відстанях. Лабораторні дослідження проводили у 5-кратній повторності.

У середніх зразках ґрунту визначали такі характеристики: рН_{KCl} — потенціометричним методом, за ДСТУ ISO 10390-2022³; гідролітичну кислотність (Нг, ммоль/100 г ґрунту) — за Каппеном (ДСТУ 7537:2014⁴); вміст азоту сполук, що

¹ ДСТУ 4287:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб: [Чинний від 2004-30-04]. Київ: Держспоживстандарт України, 2005. 5 с.

² ДСТУ ISO11464:2007. Якість ґрунту. Попереднє оброблення зразків для фізико-хімічного аналізу: [Чинний від 2009-01-10]. Київ: Держспоживстандарт України, 2006. 12 с.

³ ДСТУ ISO 10390-2022 (ISO 10390:2021, IDT). ґрунт, оброблені біовідходи та осад. Визначення рН. [Чинний від 2022-02-16]. Київ: Держспоживстандарт України, 2022. 14 с.

⁴ ДСТУ 7537:2014 Якість ґрунту. Визначення гідролітичної кислотності: [Чинний від 2015-04-01]. Київ: Держстандарт України, 2015. 15 с.

легкогідролізовані (мг/кг ґрунту) — за Корнфілдом (ДСТУ 7863:2015⁵); вміст рухомих сполук фосфору і калію (мг/кг ґрунту) — за Кірсановим (ДСТУ 4405:2005⁶).

Чисельність ґрунтових мікроорганізмів визначали методом посіву граничних розведень мікробних суспензій на агаризовані середовища, відповідні трофічним потребам основних фізіологічних груп мікроорганізмів за ДСТУ 7847:2015⁷. Кількість амоніфікаторів підраховували на м'ясо-пептонному агарі (МПА); мікроміцетів — на середовищі Чапека; бактерій, які живляться мінеральними формами азоту і стрептоміцетів — на крохмале-аміачному агарі (КАА); оліготрофні мікроорганізми — на голодному агарі (ГА); діазотрофи — на середовищі Ешбі; педотрофи — на ґрунтовому агарі (ГрА).

Спрямованість мікробіологічних процесів у ґрунті оцінювали за відповідними коефіцієнтами згідно з методикою, описаною в монографії К. А. Андреек та ін. [5].

Коефіцієнт мінералізації розраховували за формулою:

$$K_m = C_{КАА} / C_{МПА}, \quad (1)$$

де $C_{КАА}$, $C_{МПА}$ — кількість мікроорганізмів, що виростили на, крохмале-аміачному та м'ясо-петонному агарах відповідно.

Коефіцієнт оліготрофності розраховували за формулою:

$$K_{ол} = C_{ГА} / (C_{КАА} + C_{МПА}), \quad (2)$$

де $C_{ГА}$ — кількість мікроорганізмів, що виростили на голодному агарі.

Коефіцієнт педотрофності розраховували за формулою:

$$K_{пед} = C_{Гр.А} / C_{МПА}, \quad (3)$$

де $C_{Гр.А}$ — кількість мікроорганізмів, що виростили на ґрунтовому агарі.

Активність основних біологічних процесів, перебіг яких відбувається за участі мікроорганізмів, визначали за показниками та методами, рекомендованими в монографії В. В. Волкогон та ін. [6]: вміст загальної біомаси мікроорганізмів у ґрунті — за регідратаційним методом (ДСТУ ISO 14240:2003⁸); інтенсивність емісії CO_2 або «дихання» ґрунту — за адсорбційним методом Штатнова (ДСТУ ISO 16072:2005⁹).

Статистичний аналіз застосовували на всіх етапах опрацювання експериментальних даних. Мікробіологічні дослідження проводили у п'ятикратній повторності; чисельність мікроорганізмів основних еколого-трофічних груп подавали як середнє арифметичне значення зі стандартною похибкою. На основі усереднених значень чисельності груп розраховували коефіцієнти спрямованості мікробіологічних процесів — мінералізації-імобілізації, оліготрофності та педотрофності, а також показники загальної мікробної біомаси й інтенсивності емісії CO_2 . Математичну та статистичну обробку експериментальних даних виконували з використанням програм Microsoft Excel 2019 та MiniTab 19. Статистичний аналіз проводили методом однофакторного дисперсійного аналізу (One-way ANOVA). Достовірність відмінностей між середніми значеннями варіантів досліджу оцінювали за критерієм Фішера при рівні статистичної значущості $p \leq 0,05$.

3. Результати дослідження

Враховуючи, що ґрунтовий мікробіом є чутливим біоіндикатором здоров'я едафічної системи, особливо у кислих ґрунтах, де домінування ацидофільної мікробіоти гальмує азотфіксацію та підвищує ризик розвитку патогенів, було

⁵ ДСТУ 7863:2015. Якість ґрунту. Визначення легкогідролізованого азоту методом Корнфілда. [Чинний від 2016-07-01]. Київ: УкрНДНЦ, 2016. 9 с.

⁶ ДСТУ 4405:2005. Якість ґрунту. Визначання рухомих сполук фосфору і калію за методом Кірсанова в модифікації ННЦ ІГА. [Чинний від 2006-07-01]. Київ: Держспоживстандарт України, 2006. 10 с.

⁷ ДСТУ 7847:2015 Якість ґрунту. Визначення чисельності мікроорганізмів у ґрунті методом посіву на тверде (агаризоване) живильне середовище. [Чинний від 2016-07-01]. Київ: Держспоживстандарт України, 2016. 26 с.

⁸ ДСТУ ISO 14240:2003. Якість ґрунту. Визначення ґрунтової мікробної біомаси. Частина 1: Метод субстрат-стимульованого дихання. [Чинний від 2003-06-11]. Київ: Держстандарт України, 2004. 15 с.

⁹ ДСТУ ISO 16072:2005. Якість ґрунту. Лабораторні методи визначення мікробного дихання ґрунту. [Чинний від 2006-07-01]. Київ: Держспоживстандарт України, 2006. 33 с.

досліджено ефективність поєднання вапнування (доломітове борошно $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ у дозі 1,0–1,5 Нг або CaCO_3 у дозі 1,0 Нг) із диференційованим внесенням NPK. Польовий експеримент включав вісім варіантів, розроблених для забезпечення стабільної продуктивності сої на кислих ґрунтах, включаючи контроль (без добрив і вапнування), внесення NPK-добрив за рекомендованою дозою з урахуванням виносу основною або основною та побічною продукцією із двократним застосуванням мікродобрив позакоренево на фоні післядії вапнування.

На першому етапі роботи було проведено аналіз фізико-хімічних властивостей та агрохімічних характеристик ґрунту, у пробах, відібраних у 2025 р. (Табл. 2).

Таблиця 2

Фізико-хімічні та агрохімічні характеристики дерново-підзолистого ґрунту у шарі 0-20 см (2025)

Варіант польового досліджу	pH _{KCl}	Гідролітична кислотність (Нг), ммоль/100 г ґрунту	Вміст елементів живлення, мг/кг ґрунту		
			N легкогідролізований	P ₂ O ₅ рухомий	K ₂ O рухомий
1	4,09	2,29	47,8	168,3	59,5
2	5,60	0,79	57,6	222,9	77,9
3	5,81	0,79	65,8	248,3	109,6
4	5,91	0,90	63,5	228,3	98,9
5	5,48	1,11	72,9	245,9	138,1
6	5,53	0,96	59,5	220,4	92,3
7	6,20	0,84	67,4	284,0	128,6
8	6,18	0,88	66,8	238,3	102,3

Примітка: варіанти описано в табл. 1

Аналіз результатів дослідження свідчить, що ґрунт на варіанті контроль (1, без добрив) характеризувався критично низькими значеннями показників родючості, де сильно висока обмінна кислотність (pH = 4,09) та висока гідролітична кислотність (Нг – 2,29 ммоль/100 г ґрунту) обмежують рухомість поживних речовин, проте внесення меліорантів і добрив істотно змінює родючість ґрунту. Зокрема, застосування мінерального удобрення на фоні післядії вапнякових матеріалів у дозах 1,0–1,5 Нг дозволило змістити реакцію середовища до оптимальних для сої значень pH (5,6–6,2), що відповідає зниженню концентрації протонів (H⁺) на один – два порядки. Найвищий ефект нейтралізації спостерігали у варіанті з комбінованим внесенням NPK та доломітового борошна.

Разом з тим, відомо, що на малобуферних кислих ґрунтах одноразове внесення навіть розрахункових доз вапна може призводити до ризику «вапняного шоку», різкого порушення кислотно-основної рівноваги та тимчасового пригнічення ґрунтової мікрофлори. Згідно з результатами монографії за редакцією М. А. Захарової [7], у постмілітарних умовах доцільніше застосовувати поетапне вапнування, розподіляючи повну дозу на 3–5 років. Такий підхід дозволяє уникнути стресів для біоти та забезпечує більш стабільне відновлення біогеохімічних процесів у ґрунті.

Щодо азотного режиму, використання повного комплексу мінеральних добрив, розрахованого на винос елементів живлення продукцією (варіант 5), забезпечило максимальне зростання вмісту в ґрунті легкогідролізованих сполук азоту, що істотно перевищує значення показника на контролі та варіанті із виключно азотним живленням (№ 6). Вміст рухомих сполук фосфору також підтверджує перевагу комплексного підходу: поєднання вапнування із внесенням NPK забезпечило істотне зростання концентрації P₂O₅, максимальне значення якої встановлено на варіанті 7. Натомість за кислих умов без належної меліорації спостерігається суттєве зниження доступності фосфору внаслідок його фіксації ґрунтовими компонентами. Аналогічна тенденція простежується і з калієм, вміст якого під впливом добрив зростає у два-три рази порівняно із контрольним варіантом, досягаючи максимуму при повному мінеральному забезпеченні (№ 5).

Таким чином, зрозуміло, що найбільш ефективним для оптимізації родючості кислих ґрунтів є поєднання вапнування зі збалансованим живленням (NPK + мікродобрива). Однак у виробничих умовах, особливо в зоні поширення кислих ґрунтів, рекомендується переходити від одноразового до поетапного внесення меліорантів з метою мінімізації агроекологічних ризиків. При цьому важливо контролювати доступність мікроелементів (Zn, Cu, Mn, Co), оскільки при $pH > 6,0$ можливе зниження їх доступності, тому у виробництві рекомендується проводити листкове підживлення мікроелементами.

Із метою аналізу впливу згаданих агрохімічних трансформацій ґрунту на структуру мікробного угруповання, що є одним з ключових індикаторів його стану, було проведено визначення чисельності основних еколого-трофічних груп мікроорганізмів в досліджуваному агроценозі сої. Задля зручності порівняння та наочності змін, що відбувались, кількість мікроорганізмів кожної групи у контрольному варіанті було позначено як 100 %, а число мікроорганізмів інших варіантів виражали у зміні відсоткового співвідношення відносно нього (Рис. 1). Таким чином, легко побачити, зміну (збільшення чи зменшення) чисельності певних мікроорганізмів під впливом різних систем удобрення та вапнування.

Так, експериментальні дані демонструють виразну залежність структури мікробного ценозу у ґрунті ризосфери сої від застосовуваних агротехнічних заходів на кислих дерново-підзолистих ґрунтах. У контрольному варіанті чисельність амоніфікувальних бактерій становила 5,04 млн КУО/г, мікроміцетів — 50,40 тис. КУО/г, що відображає типовий для неокультурених кислих ґрунтів грибно-оліготрофний тип деструкції органічної речовини. Олігонітрофіли переважають над амоніфікаторами (8,42 млн порівняно з 5,04 млн), а педотрофи утримуються на рівні 3,28 млн КУО/г.

Вапнування доломітовим борошном у дозі 1,0 Нг (варіант 2) знижує чисельність амоніфікаторів до 4,00 млн КУО/г і мікроміцетів до 29,07 тис. КУО/г, тоді як олігонітрофіли залишаються на високому рівні (8,72 млн КУО/г), що свідчить про стабілізацію оліготрофного стану за умови нейтралізації кислотності.

Застосування мінеральних добрив NPK у поєднанні з мікродобривами суттєво змінює структуру мікробіоценозу, стимулюючи бактеріальну складову та пригнічуючи грибку. Найвища чисельність амоніфікаторів зафіксована у варіанті 5 (фон + $N_{65}P_{50}K_{75}$ + МД) — 18,53 млн КУО/г, що в 3,7 раза перевищує контроль. Високі значення цієї групи також характерні для варіантів 7 (16,05 млн) та 6 (14,04 млн). Аналогічно зростає кількість бактерій, які використовують мінеральні форми азоту, — до 2,43 млн КУО/г у варіанті 5, та стрептоміцетів (актинобактерій-антагоністів) — до 2,00 млн КУО/г у тому ж варіанті (відносно 0,97 млн у контролі).

Чисельність мікроміцетів різко знижується за інтенсивного удобрення: мінімум 18,17 тис. КУО/г у варіанті 3 ($N_{45}P_{60}K_{60}$ + МД), що в 2,8 раза менше, ніж у контролі. У варіантах 4–8 цей показник коливається в межах 25,20–32,70 тис. КУО/г, що вказує на переорієнтацію деструкції органічної речовини з грибного на бактеріальний шлях.

Оліготрофи досягають максимуму у варіанті 3 (3,23 млн КУО/г), педотрофи — у варіантах 5, 6 та 8 (3,71–3,82 млн КУО/г), олігонітрофіли — у варіанті 4 (11,41 млн КУО/г). У варіанті 7 (з підвищеною дозою доломіту) олігонітрофіли знижуються до 7,06 млн КУО/г, що корелює із покращенням трофічного режиму та підвищенням доступності поживних речовин.

Загалом, внесення повного комплексу NPK у поєднанні з мікродобривами стимулює деструкцію органіки (амоніфікатори), азотне живлення (бактерії мінерального азоту), антагонізм до патогенів (стрептоміцети) та пригнічує грибку мікробіоту, що знижує ризик розвитку фітопатогенних мікроміцетів, до яких соя особливо чутлива. Вапнування стабілізує ці процеси, сприяючи високій активності олігонітрофілів і педотрофів (варіант 7 та 8).

Найбільш сприятливий вплив на мікробний ценоз сформувався у 5 варіанті, де забезпечується максимальна стимуляція розвитку корисних бактеріальних груп (амоніфікатори, стрептоміцети, бактерії мінерального азоту) та сильне пригнічення грибів, що є ключовим для підвищення родючості та можливого поліпшення

фітосанітарного стану ґрунту під соєю. Варіант 3 є оптимальним для забезпечення максимального контролю грибної мікробіоти, а 7 варіант — для збалансованого поліпшення трофічного режиму та стабілізації мікробіоценозу за високого рН.

Відповідно, інтегроване застосування вапнування (1,0–1,5 Нг) разом із мінеральними добривами та мікродобривами нейтралізує ґрунтову кислотність, підвищує значення рН і створює сприятливі умови для розвитку нейтрофільних та евтрофних бактерій. Це спричинює переорієнтацію мікробіоценозу в бік бактеріально-евтрофного типу — найчастіше зі збільшенням відносної частки *Proteobacteria*, *Bacteroidetes* та *Actinobacteria* і зменшенням оліготрофних груп (наприклад, *Acidobacteria*) [8, 9, 10, 11].

Активізація бактеріальної спільноти прискорює мінералізацію органічних речовин, підвищує мікробіологічну активність і посилює конкурентний антагонізм корисних бактерій щодо фітопатогенів, що в сукупності знижує фітопатогенні ризики та сприяє природній супресивності ґрунту. Це особливо важливо для сої, яка потребує нейтральної реакції середовища, високої доступності азоту та фосфору, а також захисту від грибних інфекцій. Рекомендується поєднання вапнування із застосуванням NPK в дозах, розрахованих на винос продукції (варіанти 5 та 7) разом із мікродобривами та подальшим обов'язковим моніторингом агрохімічних і мікробіологічних показників для уникнення ризиків переазотування та надмірної фіксації фосфору.

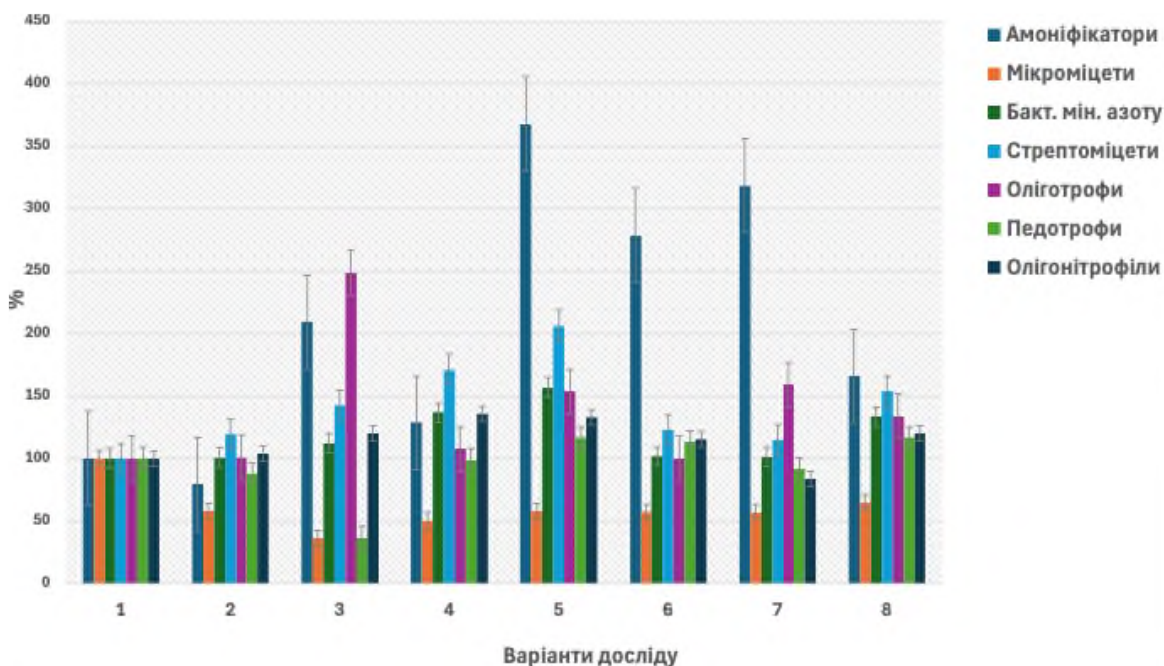


Рис. 1. Чисельність мікроорганізмів основних еколого-трофічних груп у ризосфері сої (% відносно контролю). Склад варіантів дослідження див. у табл. 1.

Показано, що застосована схема дослідження призводить до агрохімічних трансформацій, що зумовлюють перебудови складу мікробного угруповання у ґрунті: підвищення значень рН та внесення NPK ініціюють інтенсивне зростання корисних еколого-трофічних груп, таких як амоніфікатори, нітротрофи та стрептоміцети, чисельність яких зростає в рази. Водночас, нейтралізація кислотності призводить до суттєвого пригнічення кислотолюбних компонентів, зокрема мікроміцетів, що знижує ризик розвитку фітопатогенних грибів, тоді як активізація бактеріальних груп може сприяти ефективнішій азотфіксації та антагонізму патогенів. Таким чином, застосовані заходи не лише викликали поліпшення фізико-хімічних властивостей ґрунту, але й оптимізували біологічну складову ґрунту, посилюючи її функціональний потенціал та стійкість для забезпечення високої продуктивності сої [12].

Наступним етапом досліджень був аналіз загальної мікробної біомаси та інтенсивності ґрунтового дихання (емісії CO₂) у ризосфері сої. Ґрунтове «дихання» є ключовим показником біологічної активності ґрунту, оскільки інтегрує метаболічну функцію його живого компоненту: процес включає поглинання кисню з атмосфери та виділення CO₂ як кінцевого продукту окиснювального розпаду органічних речовин, що слугує джерелом вуглецю для рослин. Інтенсивність емісії CO₂ безпосередньо відображає швидкість деструкції органічного матеріалу, корелюючи з обсягом розкладеної речовини та розвитком мікроорганізмів, пов'язаним із вмістом органічних сполук. Отже, моніторинг ґрунтового «дихання» є критичним інструментом для оцінки метаболічної активності та загального функціонування ґрунтового мікробіому.

Комплексний аналіз показав, що застосування NPK-добрив у поєднанні з вапнуванням кардинально трансформує склад мікробного угруповання кислого ґрунту під соєю, переходячи від системи, де домінують гриби із високою біомасою (як у контролі, 65,87 мкг С/г), до більш ефективної бактеріоцентричної системи. Хоча удобрення (NPK) знижує інтенсивність ґрунтового дихання (в середньому на 5,3 мг CO₂/кг), воно значно підвищує загальну мікробну біомасу (в середньому до 92,43 мкг С/г), що свідчить про активізацію та підвищення метаболічної ефективності мікроорганізмів. Вапнування, підвищуючи рН та нейтралізуючи кислотність, є ключовим драйвером цього процесу: воно стабілізує біомасу та максимізує дихання, зокрема, у варіанті 7, оскільки нейтральне середовище сприяє активності бактерій. Ця трансформація сприятлива для сої, оскільки стимулює розвиток корисних груп (азотфіксатори та стрептоміцети), водночас пригнічуючи гриби, але підвищення значень CO₂-емісії (на 20–40 % у короткостроковій перспективі) вимагає моніторингу для забезпечення сталості вмісту вуглецю у ґрунті. Таким чином, для оптимального балансу родючості (досягнення рН 5,5–6,5) та біологічної активності рекомендується поєднання вапнування з NPK на винос продукції (варіанти 4, 5 і 7) з обов'язковим урахуванням ризиків переазотування, що може інгібувати мікробну біомасу (як у варіанті 6).

Для оцінки спрямованості мікробіологічних процесів у ґрунті та більш глибокого аналізу можливих змін у структурі ґрунтового біотичного комплексу, було визначено коефіцієнти (Табл. 3): мінералізації та іммобілізації, який дає можливість охарактеризувати напруженість мінералізаційних процесів; оліготрофності, який віддзеркалює забезпеченість ґрунту легкозасвоюваними поживними речовинами та педотрофності. Ці дані відображають зміну мікробних процесів у ризосфері сої, залежно від внесених речовин, як поступовий перехід від активних копротрофних умов (з домінуванням мінералізації свіжої органіки) до іммобілізаційних, що опосередковано вказує на посилення стабілізації та гуміфікації органічних речовин.

Таблиця 3

Спрямованість мікробіологічних процесів у ґрунті в ризосфері сої

Варіант	Коефіцієнт оліготрофності	Коефіцієнт мінералізації-іммобілізації азоту	Коефіцієнт педотрофності
1	0,22	0,31	0,65
2	0,25	0,39	0,72
3	0,27	0,17	0,11
4	0,17	0,33	0,50
5	0,10	0,13	0,21
6	0,09	0,11	0,26
7	0,12	0,10	0,19
8	0,18	0,25	0,46

Так, ми виявили, що варіанти 1–3 характеризуються оліготрофним станом із вираженим переважанням іммобілізації азоту. Коефіцієнт оліготрофності коливається в межах 0,22–0,27, що вказує на менший вміст легкодоступних поживних речовин порівняно з іншими варіантами дослідження, тоді як коефіцієнт мінералізації-іммобілізації становить 0,17–0,39, свідчаючи про активне зв'язування

азоту в мікробній біомасі та обмежене його вивільнення в доступній для рослин формі. Коефіцієнт педотрофності у варіантах 1 та 2 перевищує 0,65, що відображає високу частку адаптованих форм мікроорганізмів. Така ситуація створює дефіцит доступного мінерального азоту в ґрунті, що є ключовим сигналом для сої: саме за таких умов рослина активно виділяє кореневі екsudати (флавоноїди, ізофлавоноїди), стимулюючи формування симбіотичних бульбочок з азотфіксувальними бактеріями *Bradyrhizobium japonicum* [13]. Це сприяє розвитку ефективного симбіозу та забезпеченню культури власним азотом, однак обмежує швидке надходження готових форм азоту з ґрунту та може знижувати короткострокову продуктивність за відсутності достатньої симбіотичної фіксації. Варіант 3 вирізняється особливо низьким коефіцієнтом педотрофності (0,11), що свідчить про суттєве пригнічення специфічних форм ґрунтових мікроорганізмів під впливом інтенсивного NPK-удобрення та можливе наближення до стресових умов існування частини мікробного угруповання.

Варіант 4 займає проміжне положення з переходом до більш евтрофного стану. Коефіцієнт оліготрофності знижується до 0,17, що вказує на поліпшення забезпеченості поживними речовинами, коефіцієнт мінералізації-іммобілізації дорівнює 0,33, відображаючи переважання іммобілізації, а коефіцієнт педотрофності становить 0,50, демонструючи помірну частку ґрунтових специфічних форм. Такий профіль забезпечує стабільне зв'язування азоту в мікробній біомасі без значних втрат, сприяє помірному гумусоутворенню та підтримує середньострокову родючість ґрунту під соєю.

Варіанти 5–8 характеризуються чітко евтрофним станом з домінуванням іммобілізаційних процесів. Коефіцієнт оліготрофності становить 0,09–0,18, що свідчить про більшу забезпеченість поживними речовинами та низьку залежність від бідних субстратів, тоді як коефіцієнт мінералізації-іммобілізації коливається в межах 0,10–0,25, вказуючи на сильне зв'язування азоту в мікробній біомасі та активне гумусоутворення. Коефіцієнт педотрофності варіює від 0,19 до 0,46, що відображає помірну частку специфічно ґрунтових форм. Такий тип процесів сприяє накопиченню органічної речовини в ґрунті, зменшенню втрат азоту через вимивання, підвищенню мікробної біомаси та формуванню довготривалої родючості. Водночас високий рівень доступного азоту в цих варіантах (особливо у варіанті 5) може пригнічувати симбіотичну азотфіксацію сої, оскільки рослина віддає перевагу легкодоступним формам азоту з ґрунту, зменшуючи витрати енергії на утримання бульбочок та азотфіксувальних бактерій. Варіанти 5 і 7 мають особливо низькі значення педотрофності (менше 0,25), що може вказувати на часткове пригнічення типових для ґрунту мікроорганізмів під високим азотним навантаженням, тоді як варіанти 6 і 8 демонструють більш збалансований стан з педотрофністю 0,26–0,46.

Таким чином, варіанти 1–3 з помірним розвитком оліготрофних груп та сильною іммобілізацією створюють сприятливі умови для розвитку симбіотичної азотфіксації соєю, оскільки дефіцит доступного азоту стимулює рослину до активної взаємодії із бульбочковими бактеріями *Bradyrhizobium japonicum*, однак обмежують швидке забезпечення культури мінеральним азотом. Варіант 4 є перехідним і збалансованим. Варіанти 5–8 з сильною евтрофністю та іммобілізацією, які, своєю чергою, служать чинником накопичення органіки, збільшення мікробної біомаси та забезпечення довготривалої родючості, але також можуть послаблювати симбіотичну азотфіксацію через надлишок доступного азоту. Найбільш виражені евтрофні профілі спостерігаються у варіантах 5, 6 та 7, що робить їх перспективними для інтенсивних технологій вирощування сої за умови контролю балансу поживних речовин і моніторингу ефективності симбіозу.

Порівняно із типовим оліготрофним станом (коефіцієнт оліготрофності >1 , що свідчить про адаптованість мікробного ценозу до низької доступності поживних речовин та переважання розкладання стійких форм органіки; коефіцієнт мінералізації-іммобілізації $\approx 0,7$, що вказує на помірну мінералізацію з активним використанням гумусу для підтримки угруповання), дані таблиці описують значно менш стресові, але більш динамічні умови, характерні для удобрених агроценозів.

У таких системах коефіцієнт оліготрофності знижується до 0,09–0,27 (нижче 1), що забезпечує швидкий старт копротрофних процесів і перехід до евтрофного стану з високою забезпеченістю поживними речовинами, на відміну від оліготрофної стратегії «виживання» в умовах низької забезпеченості поживними речовинами.

Оптимальними, стосовно екологічно орієнтованого землеробства, є варіанти 5–8, де коефіцієнт оліготрофності становить 0,09–0,18; коефіцієнт мінералізації-імобілізації – 0,10–0,25; та коефіцієнт педотрофності – 0,19–0,46. Ці показники відображають сильну евтрофність, домінування імобілізаційних процесів і помірну частку ґрунтово-специфічних форм. Такий баланс сприяє накопиченню органічної речовини, зменшенню втрат азоту через вимивання, збільшенню мікробної біомаси та формуванню більш довготривалої родючості ґрунту із мінімальними екологічними ризиками, зокрема нижчою інтенсивністю емісії CO₂ порівняно з варіантами з активною мінералізацією. Це може сприяти підвищенню врожайності сої завдяки посиленню діяльності целюлозоруйнівних мікроорганізмів (розклад стійкої органіки) та підтримці азотфіксаторів, зберігаючи при цьому стабільність мікробіоценозу.

У ситуаціях оліготрофної стійкості на бідних ґрунтах під посівами сої (коефіцієнт оліготрофності >1 та мінералізації \approx 0,7) ключовим завданням є інтеграція меліоративних заходів (наприклад, внесення доломітового борошна) з регулярним моніторингом коефіцієнта педотрофності. Якщо цей показник падає нижче 0,25–0,30, рекомендується негайне застосування органічних добрив для відновлення частки ґрунтово-адаптованих форм. Такий персоналізований підхід, що враховує поточний мікробний стан ґрунту, забезпечує стабільність мікробіоценозу та підвищує екологічну ефективність вирощування культури.

Ефективність персоналізованих агротехнологій ґрунтується на фундаментальних механізмах реакції мікробного ценозу на зовнішнє втручання, що підтверджується порівнянням з глобальними дослідженнями. Зокрема, робота A. Y. Srouf et al. (2020), присвячена довготривалому впливу обробки ґрунту та NPK-добрив на мікробні угруповання в ротатії кукурудза-соє на нейтральних ґрунтах, демонструє аналогічні тенденції [14]. У цьому дослідженні також спостерігається стимулюючий ефект NPK на корисні бактеріальні групи (оліготрофи, амоніфікатори), які сприяють трофічним зрушенням від копротрофних до евтрофно-імобілізаційних процесів, поліпшують цикли азоту та часто демонструють здатність до пригнічення грибкових патогенів.

Цей спільний напрям трансформацій мікробного співтовариства, зафіксований у нашому багаторічному експерименті, не лише підтверджує власні емпіричні дані про зростання мікробної біомаси та метаболічної активності, але й розкриває ширший механізм дії. Вапнування в поєднанні з мінеральними макро- та мікродобривами посилює стійкість мікробіому сої, знижує фітопатогенні загрози та сприяє тривалому підтриманню родючості ґрунту через активацію ключових екосистемних процесів – гумусоутворення та збалансованого циклу вуглецю.

Така подібність трансформацій мікробіоценозу (зсув у бік бактеріально-евтрофного типу і зменшенням оліготрофних груп) набуває особливої ваги, оскільки незалежні багаторічні польові спостереження інших дослідників (зокрема, результати тривалих експериментів з вапнуванням і застосуванням NPK-добрив у різних типах ґрунтів) валідують наші короткострокові висновки щодо потенціалу мінеральних добрив для оптимізації мікробних угруповань у бобових агроценозах, де симбіотична азотфіксація відіграє ключову роль.

Результати свідчать про залежність спрямованості мікробіологічних процесів у ґрунті від застосованих агрохімічних заходів. У різних варіантах удобрення спостерігається перехід мікробного співтовариства від помірно оліготрофного до евтрофного стану з переважанням імобілізаційних процесів.

Цей напрям трансформацій узгоджується з даними незалежних багаторічних польових досліджень, які також демонструють позитивний вплив комбінованого застосування вапнування та мінеральних добрив на структуру і функціонування мікробіоценозу.

Загалом, інтегроване використання агрохімічних засобів сприяє підвищенню стійкості мікробіому, активізації процесів гумусоутворення та підтриманню довготривалої родючості ґрунту в агроценозах сої, де важливу роль відіграє симбіотична азотфіксація.

4. Обговорення: аналіз результатів дослідження

Здобуті результати експерименту демонструють високу репрезентативність та корелюють із сучасними науковими тенденціями щодо впливу інтегрованих агрономічних заходів (вапнування + збалансоване мінеральне удобрення) на функціонування ґрунтового мікробіому в кислих дерново-підзолистих ґрунтах під посівами сої. Це обґрунтовує використання комплексної методики «NPK-вапнування» як ефективного методу оптимізації живлення сої на кислих ґрунтах Полісся. Підтверджений нами дефіцит рухомого фосфору та калію узгоджується із висновками А. О. Христенка та ін. [15]. Проте наше дослідження доповнює ці відомості мікробіологічними показниками: зростання кількості амоніфікаторів до 18,53 млн КУО/г свідчить про те, що система «NPK-вапнування» активізує внутрішні ресурси ґрунту навіть без використання додаткових біопрепаратів.

Зіставлення наших результатів із науковою працею С. В. Резніка [16] ілюструє ідентичний вектор біологічних трансформацій у мікробіоценозі посівів сої – перехід від процесів агресивної деструкції органіки (копротрофний тип) до фази біологічної стабілізації. Попри певні відмінності в об'єктах дослідження (типові чорноземи проти дерново-підзолистих кислих ґрунтів) та варіативність коефіцієнта мінералізації (Кмін), обидві роботи солідарні в питанні домінантної ролі бактеріального компонента для забезпечення резистентності агросистем. Наше дослідження деталізує цей механізм, впроваджуючи чітко визначені параметри педотрофності та функціональної активності азотфіксаторів, що фактично доповнює регіональні аналітичні дані з Лісостепу універсальними екологічними індикаторами.

Визначений в нашому дослідженні ефект комплексної дії факторів на вдосконалення мікробіоценозу сої отримує обґрунтування у базовій ідеї, запропонованій G. Adegnehu et al. [17]. Ці автори доводять, що застосування вапна слугує незамінним засобом для усунення надмірної кислотності, тим самим формуючи умови для тих явищ, які ми зафіксували в експериментах. Зокрема, згадана публікація констатує зростання біодоступності елементів P, Ca та Mg у ґрунтового розчині, поряд з потужним активуванням мікробіологічних перетворень, насамперед азотфіксації та мінералізації органічних сполук, що узгоджується з нашими спостереженнями щодо стимуляції цих процесів у мікробіоценозі сої. Орієнтуючись на інформацію з [17], можна зробити висновок, що подібний сприятливий вплив на ґрундове середовище може компенсувати шкідлива дія мобільного алюмінію, типова для кислих ґрунтів, проте ця проблема вимагає спеціалізованих подальших досліджень у контексті згаданих умов. Крім того, базуючись на теоретичних обчисленнях та глобальному практичному досвіді, ці меліоративні практики закладають основу для можливого збільшення продуктивності культури в діапазоні від 29 до 46 %.

Суттєвим аспектом є те, що вапнування запускає значну трофічну трансформацію мікробної спільноти: з одного боку, це призводить до витіснення ацидофільних груп більш ефективними та корисними асоціаціями мікроорганізмів, а з іншого — до створення стійкого біоценозу, пристосованого до нейтрального значення рН.

Водночас ми повністю поділяємо застереження зарубіжних науковців стосовно потреби в регулярному контролі параметрів рН та динаміки мікробіоти. Такий підхід є вкрай необхідним для уникнення екологічних загроз, які потенційно можуть з'явитися через можливе перевищення рекомендованих доз меліорантів чи мінеральних азотних добрив.

Аспект стабілізації мікробного середовища, виявлений у результатах нашого дослідження, гармонійно узгоджується з теоретичними положеннями,

викладеними в огляді А. С. Левішко та П. М. Маменко [13]. Ці науковці трактують застосування біопрепаратів як потужний і ефективний напрям у вдосконаленні процесів живлення рослин, однак, подібно до наших висновків, вони підкреслюють, що ефективність роботи азотфіксаторів (зокрема, *Rhizobium* та *Azotobacter*) і фосформобілізаторів суворо обмежується рівнем рН у ґрунті. Особливо критичним є те, що за низьких значень рН формування симбіозу сої з бульбочковими бактеріями *Bradyrhizobium japonicum* практично не відбувається або кількість утворених бульбочок є критично малою. Це зумовлено сильним пригніченням росту бактерій, порушенням експресії pod-генів бактерій, порушенням сигнального обміну (вироблення Nod-факторів), токсичністю Al^{3+} і Mn^{2+} , а також зниженням доступності Ca^{2+} , необхідного для прикріплення та інфекції корневих волосків. Також, нейтралізація кислотності запускає чітко визначену послідовність змін: помітне зростання популяції олігонітрофільних мікроорганізмів супроводжується паралельним стримуванням розвитку ацидофільних видів грибів. Ключовим елементом, що об'єднує наші погляди, слугує визнання протилежного, антагоністичного ефекту від надмірних доз мінерального азоту на функціонування симбіотичних мікроорганізмів. Саме це обґрунтовує впровадження нами підходу з точним, прецизійним дозуванням NPK як фундаментальної основи, яка в перспективі дозволить реалізувати синергетичний ефект у поєднанні з біологічними агентами.

Підбиваючи підсумки, здійснений нами порівняльний огляд підтверджує значну надійність і наукову оригінальність здобутих даних. Вони не тільки віддзеркалюють і повторюють ключові глобальні та регіональні тенденції в аграрній науці, але й суттєво доповнюють їх детальними, конкретними кількісними показниками, пристосованими до специфіки Поліського регіону з його кислими ґрунтами. Такий підхід закладає міцну платформу для подальшої інтенсифікації систем рослинництва, де пріоритетним акцентом є максимальна активація природних біологічних механізмів. Водночас, сформований нами сприятливий мікробіологічний фон є необхідним фундаментом для подальшого обов'язкового впровадження спеціалізованих мікробних препаратів, оскільки саме їх поєднання з оптимізованим живленням дозволить повною мірою реалізувати потенціал агроценозу. Це робить наші рекомендації не лише доступними для локальних господарств на першому етапі, а й визначає чітку стратегію підвищення врожайності через системне застосування біоагентів у майбутньому.

5. Висновки

Проведене дослідження показало, що об'єднане застосування вапнування з NPK істотно впливає на структуру й функціональну активність мікробних угруповань ризосфери сої. Зафіксовано тенденцію до зростання чисельності корисних екологічно й агрономічно значущих груп мікроорганізмів (амоніфікаторів, нітротрофів, стрептоміцетів) на тлі зменшення частки мікроміцетів, у тому числі потенційно фітопатогенних. Збільшення мікробної біомаси у 1,5–1,6 раза та стабілізація значень мікробного дихання свідчать про посилення процесів стабілізації органічної речовини й підвищення біологічної стійкості ґрунту.

У варіантах із помірною оліготрофією та високим рівнем іммобілізації азоту формуються сприятливі умови для розвитку симбіотичної азотфіксації сої з *Bradyrhizobium japonicum*. Обмежена доступність мінерального азоту стимулює активацію симбіотичних взаємодій, тоді як оптимізація кислотно-лужного режиму ґрунту є критично важливою умовою формування ефективного бульбочкового апарату та стабільної фіксації атмосферного азоту.

Отримані результати узгоджуються з сучасними світовими уявленнями про ключову роль нейтралізації ґрунтової кислотності в активації процесів азотфіксації та підвищенні біодоступності елементів живлення. Реалізація таких агрохімічних прийомів має потенціал для суттєвого зростання продуктивності сої, за умови системного контролю показників рН і стану мікробіоти з метою запобігання розвитку антагоністичних взаємодій у ризосфері.

Найвищу ефективність продемонстрували варіанти 5 (NPK на винос продукції) та 7 (вапнування + NPK), які забезпечили оптимальний кислотно-лужний баланс ґрунту та високу метаболічну активність мікробного комплексу. Запропоновані підходи формують наукове підґрунтя для екологічної інтенсифікації землеробства, що базується на активації природних регуляторних механізмів і створює синергію з подальшим застосуванням біологічних препаратів. Використання показників мікробіоти як функціональних індикаторів дозволяє об'єктивно верифікувати ефективність агротехнологій і забезпечити довготривалу стабільність агроєкосистем.

Список використаних джерел

- Shemetun K., Balaev A., Tonkha O., Pikovska O. Microbiological assessment of sod-medium podzolic soil using various elements of biologisation. *Plant and Soil Science*. 2022. Vol. 13. Iss. 2. P. 52-58. [https://doi.org/10.31548/agr.13\(2\).2022.52-58](https://doi.org/10.31548/agr.13(2).2022.52-58)
- Wenyika P., Enesi R. O., Gorim L. Y., Dyck M. Effects of liming on soil biota and related processes in agroecosystems: a review. *Discover Soil*. 2025. Vol. 2. Article 37 <https://doi.org/10.1007/s44378-025-00063-2>
- Polishchuk V., Klymenko T., Stotska S., Pototska S. Soil microbiological activity in winter rye crops under different fertilisation systems and biopreparations. *Scientific Horizons*. 2025. Vol. 28. Iss. 10. P. 77-84. <https://doi.org/10.48077/scihor10.2025.77>
- Господаренко М. Г. Система застосування добрив : підручник. Київ: ТОВ «ТРОПЕА», 2022. 376 с.
- Андреюк К. І., Іутинська Г. О., Антипчук А. Ф., Валагурова В. О., Пономаренко С. П. Функціонування мікробних ценозів ґрунту в умовах антропогенного навантаження. Київ: Обереги, 2001. 240 с.
- Волкогон В. В., Надкернична О. В., Токмакова Л.М. та ін. Експериментальна ґрунтова мікробіологія / за ред. В. В. Волкогона. Київ: Аграрна Наука. 2010. 464 с. URL: <http://ebooks.znu.edu.ua/files/Bibliobooks/Волкогон/0035982.djvu>
- Наукові засади інноваційної системи оцінювання та повоєнного відновлення екологічного стану гідродерфіцитних, галогенних, гідроморфних і кислих ґрунтів : монографія; за ред. М. А. Захарової. Київ: Аграрна наука, 2026. 224 с. <https://doi.org/10.31073/978-540-671-6>
- Гудзь, С. О., Сквіка, Л. М. Особливості формування еубактеріального комплексу ризосфери пшениці озимої (*Triticum durum*) за різних систем удобрення. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Біологія*. 2020. Т. 81. № 2. С. 31–36. https://doi.org/10.17721/1728_2748.2020.81.31-36
- Дем'янюк О. С. Екологічні основи функціонування мікробіоценозів ґрунту агроєкосистем в умовах змін клімату : дис. канд. с.-г. наук / Ін-т агроєкології і природокористування НААН України. 2020. URL: https://agroeco.org.ua/wp-content/uploads/pdf/dissertation/ecology/demianiyk/dis_demianiyuk.pdf
- Малиновська І. М., Сорока О. П., Пташник М. М., Кургак В. Г. Вплив режимів використання та удобрення спонтанно відновлюваного травостою на перебіг ґрунтових мікробіологічних процесів. *Сільськогосподарська мікробіологія*. 2021. Т. 33. С. 55–61. <https://doi.org/10.35868/1997-3004.33.55-61>
- Paes da Costa D., da Silva, T. das G. E., Araujo A. S. F., Pereira A. P. A., Mendes L. W., Borges W. S., ... Medeiros A. V. (2024). Soil fertility impact on recruitment and diversity of the soil microbiome in sub-humid tropical pastures in Northeastern Brazil. *Scientific Reports*. 2024. Vol. 14. Iss. 1. Article 3919. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-54221-7>
- Bargaz A., Lyamlouli K., Chtouki M., Zeroual Y., Dhiba D. Soil microbial resources for improving fertilizers efficiency in an integrated plant nutrient management system. *Frontiers in Microbiology*. 2018. Vol. 9. Article 1606. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01606>
- Левішко А. С., Маменко П. М. Мікробні добрива та шляхи оптимізації ефективності їх застосування у рослинництві. *Агроєкологічний журнал*. 2025. № 2. С. 109-122. <https://doi.org/10.33730/2077-4893.2.2025.333832>
- Srouf A. Y., Ammar H. A., Subedi A., Pimentel M., Cook R. L., Bond J., Fakhoury A. M. Microbial Communities associated with long-term tillage and fertility treatments in a corn-soybean cropping system. *Frontiers in Microbiology*. 2020. Vol. 11. Article 1363. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.01363>
- Христенко А. О., Лісовий М. В., Волощенко О. П. Рівень трофності орних ґрунтів України та перспективні напрями оптимізації живлення сільськогосподарських культур у сучасних умовах (експертний аналіз). *Агрохімія і ґрунтознавство: міжвідом. темат. наук. зб. / ННЦ "ІГА ім. О. Н. Соколовського". Харків, 2025. Вип. 98. С. 69–83. <https://doi.org/10.31073/acss98-05>*
- Резнік С. В. Вплив різних систем землеробства на еколого-трофічні угруповання мікроорганізмів чорноземів типових в умовах Лівобережного лісостепу України. *Сільськогосподарська мікробіологія*. 2021. Т. 33. С. 62–71. <https://doi.org/10.35868/1997-3004.33.62-71>
- Agegnehu G., Amede T., Erkossa T., Yirga C., Henry C., Tyler R., ... Sileshi G. W. Extent and management of acid soils for sustainable crop production system in the tropical agroecosystems: a review. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B. Soil & Plant Science*. 2021. Vol. 71. Iss. 9. P. 852–869. <https://doi.org/10.1080/09064710.2021.1954239>

UDC: 631.427.2:635.655

The effect of integrated application for fertilizers and ameliorants on the microbiocenosis of acidic sod-podzolic soil within the soybean rhizosphere

A. S. Levishko^{1, a, □}, I. I. Gumeniuk^{1, b}, P. M. Mamenko^{1, c}, O. Yu. Kolodiazhnyi^{1, d},
L. A. Yashchenko^{2, e}, G. F. Rovna^{2, f}

¹Institute of Agroecology and Environmental Management of NAAS, Kyiv, Ukraine

²Institute of Agriculture of Western Polissia of NAAS, Shubkiv v., Rivne region, Ukraine

□ alodua2@gmail.com

ORCID: ^a 0000-0003-4037-1730, ^b 0000-0002-6692-0171, ^c 0009-0001-9945-8462, ^d 0000-0001-5359-1738,

^e 0000-0003-1407-0133, ^f 0000-0002-7599-5650

Received 24.02.2026; Revised 03.06.2026; Accepted 08.06.2026; Available online 30.06.2026

Abstract

The article presents the results of a study of the impact of integrated agrochemical land reclamation of acidic (pH=4.09) sod-podzolic sandy loam soil (Albic Arenosols) on the structure and functional activity of soil microbiocenosis in the soybean rhizosphere. The study was conducted in 2024–2025 at the experimental field of the Institute of Agriculture of Western Polissya NAAS, in the Rivne region. The field experiment program included 8 treatments combined liming with dolomite flour or calcium carbonate in doses equivalent to 1.0–1.5 units of hydrolytic acidity with differentiated application of NPK fertilizer and two-time foliar feeding with micronutrients. Integrated agromelioration increased soil solution pH to 5.48–6.20 and reduced hydrolytic acidity by 2–3 times. These changes created favorable conditions for the intensification of microbiological processes: the abundance of ammonifying bacteria increased 3.7-fold, reaching a maximum of 18.53 million CFU/g; streptomycetes were activated; and the population of micromycetes decreased 2.8-fold. Organic matter decomposition shifted from a predominantly fungal pathway to a more energy-efficient bacterial pathway. Microbial biomass reached its maximum value of 105.56 µg C/g under the combined application of dolomite flour and moderate fertilizer rates, which was associated with the stabilization of CO₂ emissions. The highest efficiency was observed in treatments based on liming with dolomite flour at a rate equivalent to 1.5 units of hydrolytic acidity combined with micronutrient fertilizers. These treatments promoted the formation of a eutrophic microbiocenosis with a low oligotrophy coefficient of 0.09–0.18 and high metabolic activity. The results demonstrate that integrated agrochemical amelioration can serve as a basis for the ecologization of agriculture on acidic soils, allowing high soybean productivity to be combined with the preservation of humus balance and biodiversity.

Keywords: soil; soybean; liming; NPK fertilizers; microbiocenosis; nitrogen fixation; agroecosystem.

Cite: Levishko, A. S., Gumeniuk, I. I., Mamenko, P. M., Kolodiaznyi, O. Yu., Yashchenko, L. A., & Rovna, G. F. The effect of integrated application for fertilizers and ameliorants on the microbiocenosis of acidic sod-podzolic soil within the soybean rhizosphere. *AgroChemistry and Soil Science*, 100, 59–72. <https://doi.org/10.31073/acss100-05> [in Ukrainian].

This work is distributed under the Creative Commons Attribution 4.0 License.

References

- Shemetun, K., Balaev, A., Tonkha, O., & Pikovska, O. (2022). Microbiological assessment of sod-medium podzolic soil using various elements of biolisation. *Plant and Soil Science*, 13(2), 52–58. [https://doi.org/10.31548/agr.13\(2\).2022.52-58](https://doi.org/10.31548/agr.13(2).2022.52-58)
- Wenyika, P., Enesi, R. O., Gorim, L. Y., & Dyck M. (2025). Effects of liming on soil biota and related processes in agroecosystems: a review. *Discover Soil* 2, 37. <https://doi.org/10.1007/s44378-025-00063-2>
- Polishchuk, V., Klymenko, T., Stotska, S., & Pototska, S. (2025). Soil microbiological activity in winter rye crops under different fertilisation systems and biopreparations. *Scientific Horizons*, 28(10), 77–84. <https://doi.org/10.48077/scihor10.2025.77>
- Hospodarenko, H. M. (2022). Systema zastosuvannia dobryv [System of fertilizer application]. Kyiv: Tropea. [in Ukrainian].
- Andriuk, K. I., Iutynska, H. O., Antypchuk, A. F., Valahurova, V. O., & Ponomarenko, S. P. (2001). *Functioning of microbial communities in soil under anthropogenic stress*. Kyiv: Oberegy [in Ukrainian].
- Volkogon, V. V., Nadkernychna, O. V., Tokmakova, L. M., Melnychuk, T. M., Chaikovska, L. O., Nadkrenychnyi, S. P., ... Didovych, S. V. (2010). *Experimental soil microbiology*, edited by V. V. Volokhon. Kyiv: Agrama Nauka [in Ukrainian].
- Zakharova M. A. (Ed.). (2026). *Scientific principles of an innovative system for assessing and post-war restoration of the ecological state of hydrodeficient, halogenous, hydromorphic and acidic soils: monograph*. Kyiv: Agrama Nauka, <https://doi.org/10.31073/978-540-671-6> [in Ukrainian].
- Gudz, S. O., & Skivka, L. M. (2020). Peculiarities of the formation of the eubacterial complex of the rhizosphere of winter wheat (*Triticum durum*) under different fertilization systems. *Bulletin of the Taras Shevchenko National University. Biology*, 81(2), 31–36. https://doi.org/10.17721/1728_2748.2020.81.31-36 [in Ukrainian].
- Dem'yanyuk, O. S. (2020). Ecological foundations of the functioning of soil microbiocenoses of agroecosystems under climate change (Candidate thesis). Institute of Agroecology and Environmental Management of the NAAS of Ukraine. Kyiv. Retrieved from https://agroeco.org.ua/wp-content/uploads/pdf/dissertation/ecology/demianiyk/dis_demianijuk.pdf [in Ukrainian].
- Malynovska, I. M., Soroka, O. P., Ptashnik, M. M., & Kurhak, V. H. (2021). Influence of regimes of use and fertilization of spontaneously renewable sward on the course of soil microbiological processes. *Agricultural Microbiology*, 33, 55–61. <https://doi.org/10.35868/1997-3004.33.55-61> [in Ukrainian].
- Paes da Costa, D., da Silva, T., das G. E., Araujo, A. S. F., Pereira, A. P. A., Mendes, L. W., Borges, W. S., ... Medeiros, A. V. (2024). Soil fertility impact on recruitment and diversity of the soil microbiome in sub-humid tropical pastures in Northeastern Brazil. *Scientific Reports*, 14(1), 3919. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-54221-7>
- Bargaz, A., Lyamlouli, K., Chtouki, M., Zeroual, Y., & Dhiba, D. (2018). Soil microbial resources for improving fertilizers efficiency in an integrated plant nutrient management system. *Frontiers in Microbiology*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01606>
- Levishko, A. S., & Mamenko, P. M. (2025). Microbial fertilizers and ways to optimize their effectiveness in crop production. *Agroecological Journal*, 2, 109–122. <https://doi.org/10.33730/2077-4893.2.2025.333832> [in Ukrainian].
- Srouf, A. Y., Ammar, H. A., Subedi, A., Pimentel, M., Cook, R.L., Bond, J., & Fakhoury, A. M. (2020). Microbial Communities associated with long-term tillage and fertility treatments in a corn-soybean cropping system. *Frontiers in Microbiology*, 11, 1363. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.01363>
- Khristenko, A. O., Lisovyi, M. V., & Volosheniuk, O. P. (2025). Trophic level of arable soils of Ukraine and promising directions for optimizing nutrition of agricultural crops in modern conditions (expert analysis). *AgroChemistry and Soil Science*, 98, 69–83. <https://doi.org/10.31073/acss98-05> [in Ukrainian].
- Reznik, S. V. (2021). The influence of different farming systems on the ecological and trophic communities of microorganisms typical for chernozems in the conditions of the Left Bank forest-steppe of Ukraine. *Agricultural microbiology*, 33, 62–71. <https://doi.org/10.35868/1997-3004.33.62-71> [in Ukrainian].
- Agegnehu, G., Amede, T., Erkossa, T., Yirga, C., Henry, C., Tyler, R., & Sileshi, G. W. (2021). Extent and management of acid soils for sustainable crop production system in the tropical agroecosystems: a review. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B. Soil & Plant Science*, 71(9), 852–869. <https://doi.org/10.1080/09064710.2021.1954239>

УДК 631.427.22:631.416.1

Характеристика результатів визначення мінералізації азотовмісних сполук у ґрунті біологічними методами

А. В. Ревтьє-Уварова ^{1, а, ✉}, К. Б. Новосад ^{2, б}

¹Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського», Харків, Україна

²Державний біотехнологічний університет, Харків, Україна

ІНФОРМАЦІЯ	АНОТАЦІЯ
Отримано 31.03.2026 Отримано після доопрацювання 07.06.2026 Затверджено до видання 08.06.2026 Доступно онлайн 30.06.2026	Більшість біологічних методів визначення вмісту потенційно доступного рослинам азоту в ґрунті базується на визначенні кількості продуктів мінералізації азотовмісних сполук. У статті представлено результати визначення N-мінералізації та нітрифікації за ДСТУ ISO 14238:2003 і нітрифікаційної здатності ґрунту за ДСТУ 7538:2014. Процедура аналізування включала паралельне компостування зразків чорнозему типового (Нарліс Chernozem) впродовж 7, 12, 14, 21 та 28 діб без додавання азотовмісного субстрату та з додаванням $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. На основі здобутих результатів пропонуємо виокремлювати фактичну нітрифікацію — за вмістом нітратного азоту в ґрунті на момент відбирання проб та потенційну нітрифікацію — за кількістю нітратного азоту, накопиченого впродовж компостування. Для якісної та кількісної характеристики потенційної нітрифікації запропоновано диференціювати амонійний азот за походженням і, виходячи з цього, виокремлювати нітрифікацію «екзогенного» та «ендогенного» амонійного азоту. Нітрифікація «екзогенного» амонійного азоту призводить до утворення нітратів, шляхом окиснення нітрифікувальними бактеріями мінеральних амонієвмісних сполук (наприклад, у складі добрив), що не є продуктами ґрунтових процесів. Нітрифікація «ендогенного» амонійного азоту характеризує потенційну здатність нітрифікувальних бактерій до окиснення амонійного азоту, який є продуктом мінералізації органічного компоненту ґрунту. Для оцінювання потенційної нітрифікації ґрунту пропонуємо використовувати такі градації: дуже низька — менше 5 мг N-NO ₃ /кг ґрунту, низька — 6–8, середня — 9–15, підвищена — 16–30, висока — 31–60, дуже висока — більше 60 мг N-NO ₃ /кг ґрунту.
Ключові слова: азотний стан ґрунту; амонійний і нітратний азот; компостування; N-мінералізація; потенційна нітрифікація; фактична нітрифікація	

✉ alina_rev@meta.ua

ORCID: ^а 0000-0002-6838-5440, ^б 0000-0003-2043-9160

Форма цитування: Ревтьє-Уварова А. В., Новосад К. Б. Характеристика результатів визначення мінералізації азотовмісних сполук у ґрунті біологічними методами. *Агрохімія і ґрунтознавство* / ННЦ «Ін-т ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського». Харків, 2026. Вип. 100. С. 73–83. <https://doi.org/10.31073/acss100-06>

Поширення статті здійснюється на умовах ліцензії відкритого доступу CC BY-NC 4.0

1. Вступ

Серед широкого переліку індикаторів якості ґрунту найважливішою для практики є характеристика трофічного стану ґрунту, коли за вмістом N, P і K оцінюють забезпеченість рослин цими елементами живлення. У ґрунтах агроценозів, зазвичай, у першому мінімумі знаходиться азот, який відіграє ексклюзивну фізіологічну роль у рослинному організмі та, як наслідок, зумовлює певний рівень урожайності сільськогосподарських культур [1, 2]. Це спричинює формування чіткої тенденції «азотоцентризму» систем удобрення — домінування в них азотних добрив, які вважають універсальним чинником регулювання продуктивності агроценозів [3]. У структурі внесених мінеральних добрив в Україні впродовж останнього десятиліття їх частка становила 65–70 % зі співвідношенням N : P : K як 1 : 0,2 : 0,2 (узагальнені дані Державної служби статистики України).

За розроблення системи удобрення як науково обґрунтований чинник сталого управління добривами використовують результати ґрунтової діагностики. При цьому найбільш складним є діагностування та оцінювання потреби удобрення

за вмістом у ґрунті азоту, який доступний або потенційно доступний рослинам для живлення [4].

В агрохімічній практиці оперативної ґрунтової діагностики найуживанішим показником є вміст мінеральних форм азоту ($N-NO_3^- + N-NH_4^+$), який визначають фотометрично з дисульфифеноловою кислотою (нітратний азот) та реактивом Несслера (амонійний азот) згідно із ДСТУ 4729:2007. Поряд з цим «рутинним» аналізом значного поширення набули біологічні методи визначення вмісту потенційно доступних форм азоту в ґрунті, які спрямовані на моделювання *in vitro* процесів трансформації азотовмісних сполук [5].

Серед існуючих біологічних методів часто використовуваними на практиці є різні модифікації методу визначення потенційної мінералізації азоту, запропоновані Стенфордом та Смітом [6]. Їх суть полягає у визначенні вмісту неорганічного азоту ($N-NO_3^-$ та $N-NH_4^+$), що утворився за паралельного перебігу багатостадійних процесів амоніфікації та нітрифікації, які призводять до мінералізації азотних сполук, під час компостування зразка ґрунту в контрольованих умовах упродовж певного часу. В більшості випадків відміни між методами зумовлені різними умовами та тривалістю компостування зразків ґрунту.

Задля забезпечення однотипності методичних підходів до виконання лабораторно-аналітичних процедур з вимірювання мінералізації та нітрифікації азоту ґрунтовою мікрофлорою Міжнародною організацією зі стандартизації (International Organization for Standardization, ISO) розроблено міжнародний стандарт ISO 14238, якому ідентичним є національний ДСТУ ISO 14238:2003. Використовуючи набір даних, отриманих за цим методом, є можливість розширити описові характеристики азотного стану ґрунту (динамічного за своєю природою).

Мета дослідження — розширення переліку якісних та кількісних характеристик азотного стану ґрунту шляхом використання результатів біологічних методів дослідження трансформації азотовмісних сполук ґрунту.

2. Матеріали і методи

Польові роботи виконано на території ДП «ДГ «Граківське» ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського» (с. Коротич Харківського району Харківської області), яке знаходиться в зоні Лісостепу України. Територія досліджень характеризується помірно континентальним кліматом та відноситься до північного середньовологого агрокліматичного району Харківської області. Середньорічна сума позитивних температур становить близько 2790 °С. Середньорічна кількість опадів — близько 520 мм.

Ґрунт — чорнозем типовий малогумусний важкосуглинковий на лесоподібному суглинку (Haplic Chernozem). В орному (0–20 см) шарі ґрунту міститься 51,1 % фізичної глини (гранулометричні елементи <0,01 мм), вміст органічного вуглецю — 2,49 %, загальний вміст азоту — 0,22 %, сума обмінних катіонів — 308 ммоль/кг ґрунту, вміст обмінного кальцію — 258 ммоль/кг ґрунту та pH_{KCl} — 5,4.

Змішані проби ґрунту для аналізування відібрано методом конверту на фіксованих ділянках розміром 1 м² (трикратна повторність) з орного (0–20 см) шару в II декаді жовтня під посівом пшениці озимої, попередником якої була інокульована сочевиця. Добрива під пшеницю озиму та сочевицю не вносили. Температура повітря в день відбирання проб становила + 16,5 °С, відносна вологість повітря — 67 %, польова вологість ґрунту — 16,3 %, кількість опадів за тижневий період до відбору — 0 мм.

Лабораторно-аналітичні дослідження включали паралельне компостування зразків ґрунту (в чотирикратній повторності), взятих з однієї первинної змішаної проби, відібраної з шару 0–25 см, за ДСТУ ISO 14238:2003¹ та ДСТУ 7538:2014².

Компостування за ДСТУ ISO 14238:2003 включало дві групи зразків для визначення N-мінералізації і нітрифікації:

Група 1 – «чисті» зразки ґрунту – без додавання додаткового азоту, для визначення мінералізації азоту (N-мінералізація) органічної речовини ґрунту;

Група 2 – компостування зразків ґрунту з доданим азотним субстратом (сульфат амонію $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) в розрахунку 100 мг N/кг ґрунту, для визначення інтенсивності нітрифікації.

Умови компостування. Наважку ґрунту 20 г, поміщали у скляну колбу і зволожували дистильованою водою до вихідної вологості на рівні 60 (± 5) % від польової вологоємності; колбу зі зразком зважували; температуру в термостаті підтримували на рівні 28 ± 2 °C. Для підтримання заданої вологості зразків через день зважували кожну колбу. У разі зменшення маси через випаровування, ґрунт зволожували дистильованою водою до вихідної маси колби зі зразком. Загальна тривалість компостування — 28 діб. У зразках обох груп через кожні 7 діб (0, 7, 14, 21, 28 доби) в одній аналітичній партії визначали вміст мінерального азоту (N- NO_3^- та N- NH_4^+) в ґрунті з використанням екстрагенту 1 моль/л KCl (за ДСТУ ISO 14238:2003) /TS 14256-1:2005³).

N-мінералізацію розраховано за різницею вмісту мінерального азоту після та до компостування «чистих» зразків ґрунту на 7, 14, 21 та 28 доби (у перерахунку на сухий ґрунт). Нітрифікацію розраховано за різницею між вмістом нітратного азоту після компостування зразків ґрунту з додаванням $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (група 2) та його вмістом після компостування «чистих» зразків (група 1) ґрунту, за конкретний проміжок часу (7, 14, 21, і 28 діб).

Компостування зразків ґрунту за ДСТУ 7538:2014⁴, яким передбачене визначення нітрифікаційної здатності ґрунту, проведено за тих самих умов, що і за ДСТУ ISO 14238:2003, але впродовж 12 діб. Вміст нітратного азоту після 12 діб компостування визначено екстракцією 1 % розчином K_2SO_4 (за ДСТУ 4729:2007⁵). Нітрифікаційну здатність ґрунту за методом Кравкова розраховано як різницю між вмістом нітратного азоту після і до компостування.

Статистичну обробку результатів проведено з використанням опцій «Описові статистики» та «Діаграми розмаху» програмного забезпечення Statistica.

2. Результати й обговорення

Використання мікробіологічних показників є перспективним інструментом для діагностики і характеристики азотного стану ґрунту [7–10]. Обрані для дослідження методи (ДСТУ ISO 14238:2003 та ДСТУ 7538:2014) призначені для визначення спроможності ґрунту накопичувати амонійний та нітратний азот, який

¹ ДСТУ ISO 14238:2003. Якість ґрунту. Біологічні методи. Визначення мінералізації азоту і нітрифікації в ґрунтах та впливу хімічних речовин на ці процеси. [Чинний від 2004–07–01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2004. 15 с.

² ДСТУ 7538:2014. Якість ґрунту. Визначення нітрифікаційної здатності ґрунту методом Кравкова. [Чинний від 2015–04–01]. Київ : Мінекономрозвитку України, 2015. 8 с.

³ ДСТУ ISO/TS 14256-1:2005. Якість ґрунту. Визначення нітрату, нітриту і амонію в ґрунтах польової вологості екстракцією розчином хлориду калію. Частина 1. Ручний метод. [Чинний від 2006-10-01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2006. 22 с.

⁴ ДСТУ 7538:2014. Якість ґрунту. Визначення нітрифікаційної здатності ґрунту методом Кравкова. [Чинний від 2015–04–01]. Київ : Мінекономрозвитку України, 2015. 8 с.

⁵ ДСТУ 4729:2007. Якість ґрунту. Визначення нітратного і амонійного азоту в модифікації ННЦ ІГА ім. О. Н. Соколовського. [Чинний від 2008-01-01]. Київ : Держспоживстандарт України, 2007. 14 с.

утворився в результаті діяльності ґрунтових мікроорганізмів за створення сприятливих режимів температури, вологості та аерації ґрунту упродовж періоду компостування. Для інтерпретації здобутого таким чином масиву експериментальних даних пропонуються такі підходи.

Мінералізація азоту, що входить до складу органічної частини ґрунту — *N-мінералізація*. Показник *N-мінералізації* (базова мінералізація) характеризує мікробіологічні трансформації «ендогенних», власне ґрунтових запасів органічного азоту в мінеральні форми, які доступні для живлення рослин [11, 12]. За вимірювання *N-мінералізації* визначають кількості амонійного та нітратного азоту, що утворюються за амоніфікації азотовмісних органічних сполук ґрунту та наступної нітрифікації продуктів цього процесу [13]. Тобто, цей показник характеризує потенційні ґрунтові, «ендогенні» запаси азоту, які за створення оптимальних гідротермічних умов для перебігу амоніфікації та нітрифікації можуть трансформуватися в мінеральні форми – амонійний і нітратний азот відповідно, які є кінцевими продуктами цих процесів. Тому аналітичне визначення цим методом $N-NH_4^+$ та $N-NO_3^-$ дає змогу виокремити інтенсивність перебігу як амоніфікації органічних азотовмісних сполук за вмістом амонійного азоту, так і нітрифікації амонійного азоту за вмістом нітратного азоту. Поряд з цим, потрібно враховувати, що в натурних умовах швидкість трансформації сполук азоту може варіювати залежно від погодних умов конкретного року [14] та впроваджених агротехнологічних прийомів.

Упродовж компостування «чистих» зразків ґрунту найвищий вміст мінерального азоту (Рис. 1) фіксували на 14 добу, тоді як за подовження тривалості компостування його значення суттєво знижувались та значно варіювали у повтореннях. Відповідно, максимальна *N-мінералізація* в чорноземі типовому зафіксована на 14 добу, що на 20,8 % вище порівняно з умістом мінерального азоту до компостування, тоді як зростання відносно вихідного вмісту на 7, 21 та 28 добу компостування не перевищує 8 %.

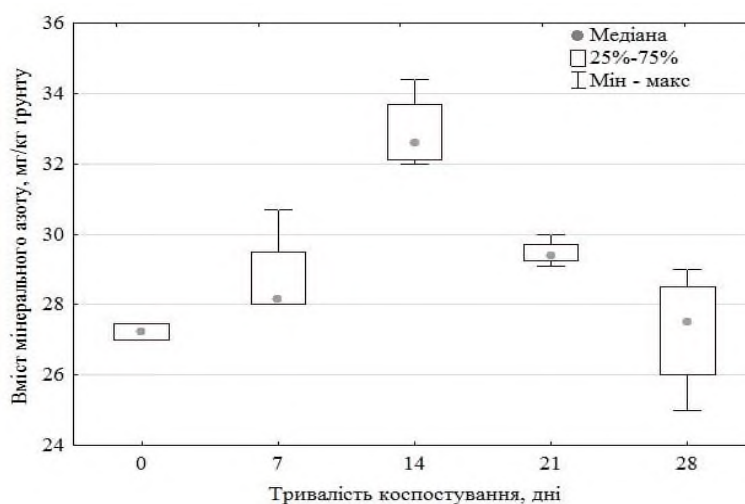


Рис. 1. Діаграма розмаху вмісту мінерального азоту в «чистих» зразках ґрунту залежно від тривалості компостування

Враховуючи гнучкість вимог до експериментальних умов компостування відповідно до ДСТУ ISO 14238:2003, у тому числі й щодо його тривалості [15], оптимальним за визначення *N-мінералізації* є компостування зразків чорнозему типового впродовж 14 діб. В нашому випадку, за весь період компостування найбільший вміст $N-NH_4^+$, який є кінцевим продуктом амоніфікації та джерелом наступної нітрифікації, визначено на 14 день. Пізніше його вміст не перевищував 0,03 мг/кг ґрунту, тобто очікуваною є відсутність зростання нітратного азоту за рахунок амоніфікації «ендогенних» азотовмісних органічних сполук ґрунту.

Нітрифікація при додаванні мінеральних амонієвмісних сполук (азотного субстрату — $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) йде інакше. Спостерігаються інші особливості змін вмісту мінеральних форм азоту впродовж компостування ґрунту — суттєво та поступово в часі зростає вміст нітратного азоту (Рис. 2) і його максимум фіксується на кінець компостування. Це можна пояснити тим, що іони амонію, внесені з добривами, відразу зазнають нітрифікації [16], певна їх частка фіксується ґрунтовим вбирним комплексом [17], створюючи рівновагу між розчинним, обмінним та фіксованим амонієм [18], сприяючи при цьому зниженню використання мікроорганізмами органічного азоту в орних ґрунтах [19].

Порівняно з компостуванням «чистих» зразків ґрунту у зразках з додаванням $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ вміст нітратного азоту в конкретний аналогічний термін визначення є більшим на 48–157 %. Тому, це не виключає й подальшого зростання вмісту нітратного азоту, враховуючи наявність амонійного азоту на 28 добу інкубації на рівні 30,9 мг/кг ґрунту. В таких випадках, за необхідності, можливим є подовження терміну компостування, що дозволить простежити динаміку інтенсивності нітрифікації амонійного азоту добрив за створення оптимальних для перебігу цього процесу гідротермічних умов.

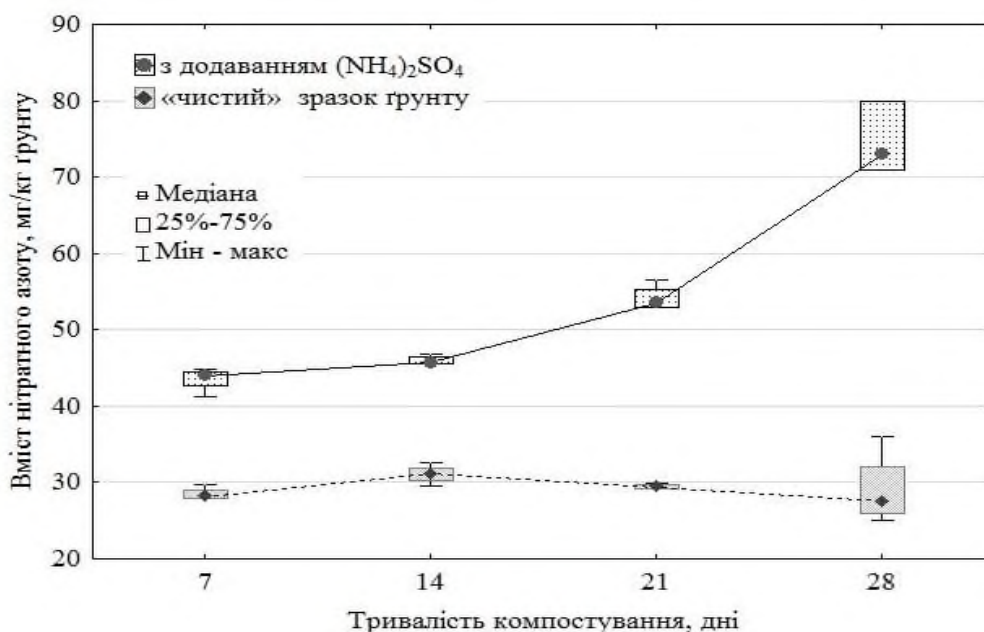


Рис. 2. Діаграма розмаху вмісту нітратного азоту залежно від джерела азоту для нітрифікації та тривалості компостування

Фактична і потенційна нітрифікація. Враховуючи динамічність у часі та залежність перебігу нітрифікації від низки природних та антропогенних чинників пропонуємо виокремлювати фактичну та потенційну нітрифікацію.

Фактичну нітрифікацію характеризує вміст нітратного азоту у ґрунті за натурних умов в конкретний проміжок часу (але до внесення нітратовмісних сполук, які можуть суттєво корегувати вміст нітратів у ґрунті і, відповідно, штучно підвищувати параметри фактичної нітрифікації). Тобто, об'єктивно та достовірно оцінити фактичну нітрифікацію і інтенсивність перебігу цього процесу в природних умовах можливо лише за кількістю нітратного азоту, що фактично знаходиться в ґрунтовому розчині і визначається перед компостуванням екстракцією 1 моль/л KCl (за ДСТУ ISO 14238:2003) або 1 % розчину K_2SO_4 (за ДСТУ 4729:2007).

Потенційну нітрифікацію характеризує кількість нітратного азоту, який може бути продукованим за штучного створення гідротермічних умов, оптимальних для життєдіяльності нітрифікувальних мікроорганізмів. Тому, результати, отримані після компостування зразків ґрунту характеризують саме потенційну нітрифікацію,

параметри якої можуть істотно відрізнятися від фактичної нітрифікації, оскільки потенційна швидкість цього процесу в лабораторних умовах вища, ніж за визначення *in-situ* [3, 20], Поряд з цим, за компостування зразків ґрунту з дотриманням принципу єдиної відмінності, результати потенційної нітрифікації будуть прямо залежати від кількості та якості азотовмісного субстрату, будь-то мінерального чи органічного походження. Це дає можливість простежити динаміку накопичення нітратного азоту, що поряд із внесенням азотовмісних добрив, опосередковано свідчитиме про вплив гідротермічних умов року та технологій вирощування на кількість новоутворених органічних решток, що надходять у ґрунт, де зазнають амоніфікації і наступної нітрифікації. Тобто цей показник — кількість нітратного азоту, буде свідчити про потенційну здатність орного ґрунту до нітратонакопичення.

Походження амонійного азоту для нітрифікації. Набір даних, отриманий за синхронного компостування «чистих» зразків ґрунту та зразків з додаванням $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, дає змогу диференціювати походження амонійного азоту, який зазнає нітрифікації, на «ендогенне» та «екзогенне». Зокрема, є можливість визначити та виокремити поняття щодо його потенційної нітрифікації:

- нітрифікація, яка характеризує потенційну активність нітрифікувальних бактерій в умовах наявності «ендогенного», суто ґрунтового амонійного азоту;

- нітрифікація мінеральних амонієвмісних добрив, які є «екзогенним», додатково внесеним, доступним NH_4^+ для окиснення нітрифікувальними бактеріями;

- «загальна» нітрифікація, що об'єднує два вищенаведені джерела утворення нітратного азоту в ґрунті за створення оптимальних умов для перебігу цього процесу.

Розрахунок значень потенційної нітрифікації проведено таким чином:

- нітрифікація «ендогенного» амонію («чиста» нітрифікація) — різниця між вмістом нітратного азоту у «чистих» зразках ґрунту групи 1 після компостування та перед початком компостування;

- нітрифікація «екзогенного» амонію – різниця між вмістом нітратного азоту у зразках ґрунту групи 2 (з додаванням $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), та у «чистих» зразках ґрунту групи 1 за однаковий період компостування;

- «загальна» нітрифікація становить суму нітратного азоту, продукowanego з амонію ґрунту (ендогенний) та амонію добрив (екзогенний).

В орному шарі досліджуваного чорнозему типового на час відбирання проб ґрунту вміст нітратів становив 20,00 мг/кг ґрунту, що відповідає фактичній нітрифікації — характеризує фактичний перебіг (інтенсивність) цього процесу в натурних умовах. «Загальна» потенційна нітрифікація, порівняно із фактичною нітрифікацією, зростає в 1,2 раза на сьому добу компостування та в 2,7 раза на 28 добу, досягаючи максимуму — 54,67 мг N-NO₃/кг ґрунту. Частка потенційної нітрифікації «ендогенного» амонію становить 16–43 %, за додавання $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, що відповідає потенційній нітрифікації «екзогенного» амонію — 57–84 % (Табл. 1).

Запропонований підхід дає можливість виокремити джерела походження нітратного азоту, визначити їх абсолютну та відносну частки в структурі «загальної» нітрифікації. За різницею між нітрифікацією з додаванням амонію сульфату та «чистою» нітрифікацією є змога оцінити інтенсивність перебігу цього процесу за внесення амоніймісних добрив в оптимальних для розвитку нітрифікувальних бактерій умовах.

Для прикладу, швидкість нітрифікації, яку розраховано як відношення параметру нітрифікації до тривалості інкубації (діб) [7], за додавання азотного субстрату в середньому за період компостування становить 1,50 мг N-NO₃/кг ґрунту

за добу, що відповідає 3,2 кг N-NO₃ га/добу. Швидкість «чистої» нітрифікації сягає максимуму 0,79 мг N-NO₃/кг ґрунту за добу або 1,7 кг N-NO₃ га/добу.

Таблиця 1

Динаміка параметрів потенційної нітрифікації у зразках чорнозему типового

Тривалість компостування, діб	Потенційна нітрифікація амонію			Зростання потенційної нітрифікації амонію відносно фактичної нітрифікації, %	
	ендогенного	екзогенного	загальна	ендогенного	екзогенного
	вміст нітратного азоту у зразках компостованого ґрунту, мг/кг				
7	8,53	15,00	23,53	42,6	75,0
14	11,10	14,85	25,95	55,5	74,3
21	9,45	24,68	34,13	47,3	123,4
28	9,00	45,67	54,67	45,0	228,3

Примітка: ендогенний амоній – у зразках «чистого» ґрунту; екзогенний – з додаванням (NH₄)₂SO₄; фактична нітрифікація – 20,0 мг N-NO₃/кг

Якісна характеристика потенційної нітрифікації. Максимально подібними за методичною суттю є визначення показника нітрифікаційної здатності ґрунту (за ДСТУ 7538:2014) та показника нітрифікації «ендогенного» амонійного азоту («чиста» нітрифікація), визначеного через N-мінералізацію (за ДСТУ ISO 14238:2003) за різницею вмісту нітратного азоту після та до компостування.

За порівняння результатів «чистої» нітрифікації, визначеної за 14 діб компостування (Табл. 1), з результатами визначення нітрифікаційної здатності ґрунту за 12 діб компостування, встановлено, що різниця між вмістом N-NO₃ в середньому становить 0,53 мг N-NO₃/кг ґрунту (Табл. 2).

Таблиця 2

Статистичні параметри показників «чистої» нітрифікації та нітрифікаційної здатності ґрунту

Статистичний параметр	Потенційна нітрифікація «ендогенного» амонійного азоту	Нітрифікаційна здатність ґрунту (за ДСТУ 7538:2014)	Діаграма розмаху
	мг N-NO ₃ /кг ґрунту		
Медіана	11,10	10,37	
Середнє значення	11,10	10,57	
Стандартна помилка	0,61	0,31	
Стандартне відхилення	1,23	0,53	
Нижній квантиль (25 %)	10,30	10,17	
Верхній квантиль (75 %)	11,90	11,17	

До чинників, які зумовлюють різницю абсолютних значень нітрифікації на рівні 5 % належать тривалість компостування зразків ґрунту — 12 і 14 діб та використання за визначення вмісту нітратного азоту різних за концентрацією й хімізмом екстрагентів — 1 моль/л розчин KCl (за ДСТУ ISO 14256-1:2005) і 1 % K₂SO₄ (за ДСТУ 4729:2007). Як свідчать наші попередні дослідження [21], за визначення N-NO₃ як екстрагент можна використовувати як 1 % K₂SO₄,

так і 1 моль/л КСl, де отримані абсолютні значення не перевищують стандартну похибку та характеризуються тісним ступенем кореляційного зв'язку ($r > 0,9$).

Враховуючи вище зазначене, для якісної характеристики результатів потенційної нітрифікації, визначеної за ДСТУ ISO 14238:2003, пропонується використовувати таку ж градацію групування ґрунтів як і для нітрифікаційної здатності ґрунту, визначеної методом Кравкова (за ДСТУ 7538:2014): дуже низька – менше 5, низька – 6–8, середня – 9–15, підвищена – 16–30, висока – 31–60, дуже висока – більше 60 мг N-NO₃/кг ґрунту (згідно з ДСТУ 4362:2004⁶).

У нашому дослідженні потенційна нітрифікація «ендогенного» азоту, як і нітрифікаційна здатність чорнозему типового забезпечує середню насиченість його нітратним азотом — на рівні 9–15 мг, тоді як потенційна нітрифікація «екзогенного» азоту на 28 добу компостування характеризує як високу.

4. Висновки

При проведенні процедури з вимірювання мінералізації та нітрифікації азоту ґрунтовою мікрофлорою відповідно до міжнародного стандарту ISO 14238 (аналог ДСТУ ISO 14238:2003) за визначення N-мінералізації в чорноземі типовому можна обмежитися тривалістю компостування зразків ґрунту 14 діб. Для визначення нітрифікації із додаванням амонієвмісних сполук тривалість компостування 28 діб скорочувати не доцільно через перебіг нітрифікації «екзогенного» амонію.

Для розширення якісних і кількісних характеристик азотного стану ґрунту, використовуючи результати визначення N-мінералізації та нітрифікації пропонуємо виділяти фактичну і потенційну нітрифікацію. Фактична нітрифікація характеризується за вмістом нітратного азоту в ґрунті на момент визначення в натурних умовах, потенційна нітрифікація – визначається за кількістю нітратного азоту, який накопичено за час компостування.

За походженням амонійного азоту, який є потенційним джерелом нітратного азоту пропонуємо виокремлювати нітрифікацію «екзогенного» амонійного азоту, що визначається як різниця між вмістом нітратного азоту, утвореного за додавання до компостованого зразка ґрунту мінеральних амонієвмісних сполук та вмістом нітратного азоту, що утворюється з азоту органічної частини ґрунту.

Нітрифікацію «ендогенного» амонійного азоту («чиста» нітрифікація) слід розраховувати за різницею між вмістом нітратного азоту за визначення N-мінералізації та його вмістом перед початком компостування. «Загальна» нітрифікація становить суму нітратного азоту, трансформованого з амоніймістких сполук добрив та ґрунту.

Для оцінки потенційної нітрифікації ґрунту пропонуємо використовувати градацію як і для нітрифікаційної здатності: дуже низька — менше 5, низька — 6–8, середня — 9–15, підвищена — 16–30, висока — 31–60, дуже висока — більше 60 мг N-NO₃/кг ґрунту.

Дослідження виконано в рамках наукового проєкту "Комплексне наукове дослідження інноваційних рішень з відновлення ґрунтів та запобігання їх деградації з метою поліпшення екологічного стану регіонів України" згідно з договором з МОН України № БФ/Ф01-2025

Підтримка: публікація містить результати досліджень за грантом Президента України за конкурсним проєктом Ф75 Державного фонду фундаментальних досліджень.

Автори висловлюють щире подяку А. М. Звонар та І. М. Мірошніченко за виконання лабораторно-аналітичних робіт у відділі агрохімії імені академіка НААН Б. С. Носка.

⁶ ДСТУ 4362:2004. Якість ґрунту. Показники родючості ґрунтів. [Чинний з 2006-01-01]. Київ: Держспоживстандарт України, 2005. 20 с.

Список використаних джерел

1. Akhtar K., Ain N., Prasad P. V. V. et al. Physiological, molecular, and environmental insights into plant nitrogen uptake, and metabolism under abiotic stresses. *The Plant Genome*. 2024. Vol. 17. Iss. 2. Article e20461. <https://doi.org/10.1002/tpg2.20461>
2. Sun X., Miao Q., Gu Y., Yang L., Wang P. Research on the physiological mechanisms of nitrogen in alleviating plant drought tolerance. *Plants (Basel)*. 2025. Vol. 14. Iss. 1. Article 2928. <https://doi.org/10.3390/plants14182928>
3. Удосконалена діагностика рівня азотного забезпечення ґрунту методами польового та лабораторного тестування / А. В. Ревтьє-Уварова, О. В. Карацюба, В. М. Ніконенко, О. І. Сліденко. Харків : ФОП Бровин О. В., 2020. 94 с.
4. Moore Jr. P. A., Daniel T. C., Edwards D. R., Miller D. M. Effect of chemical amendments on ammonia volatilization from poultry litter. *Journal of Environmental Quality*. 1995. Vol. 24. Iss. 2. P. 293–300. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400020012x>
5. Pansu M., Gautheyrou J. Organic forms of nitrogen, mineralizable nitrogen (and carbon). *Handbook of Soil Analysis*. Springer, Berlin, Heidelberg, 2006. P. 497–547. https://doi.org/10.1007/978-3-540-31211-6_14
6. Stanford G., Smith S. J. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Journal*. 1972. Vol. 36. Iss. 3. P. 465–472. <https://doi.org/10.2136/sssaj1972.03615995003600030029x>
7. Cardoso E. G., de Moraes Sa J. C., Briedis C. et al. Nitrogen dynamics in soil management systems. II – mineralization and nitrification rates. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 2011. Vol. 35. Iss. 5. P. 1651–1660. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500019>
8. Moya H., Verdejo J., Yanez C., Alvaro J. E., Sauve S., Neaman A. Nitrification and nitrogen mineralization in agricultural soils contaminated by copper mining activities in Central Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 2017. Vol. 17. № 1. P. 205–213. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162017005000016>
9. Wienhold B. J., Comparison of Laboratory Methods and an In Situ Method for Estimating Nitrogen Mineralization in an Irrigated Silt-Loam Soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 2007. Vol. 38. Iss. 13–14. P. 1721–1732. <https://doi.org/10.1080/00103620701435498>
10. Mengel K. Available nitrogen in soils and its determination by the «Nmin-method» and by electroultrafiltration (EUF). *Fertilizer Research*. 1991. Vol. 28. P. 251–262. <https://doi.org/10.1007/BF01054326>
11. Gale E. S., Sullivan D. M., Cogger C. G., Bary A. I., Hemphill D. D., Myhre E. A. Estimating plant-available nitrogen release from manures, composts, and specialty products. *Journal of Environmental Quality*. 2006. Vol. 35. Iss. 6. P. 2321–2332. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0062>
12. Sullivan D., Moore A., Verhoeven E., Brewer L. Baseline soil nitrogen mineralization: measurement and interpretation : *Technical Report. Oregon State University Extension Service*. 2020. 16 p. URL: <https://extension.oregonstate.edu/sites/extd8/files/documents/em9281.pdf>
13. De Neve S. Organic matter mineralization as a source of nitrogen. In: Tei F., Nicola S., & Benincasa P. (Eds) *Advances in Research on Fertilization Management of Vegetable Crops. Advances in Olericulture*. Springer, Cham. 2017. https://doi.org/10.1007/978-3-319-53626-2_3
14. Reussi Calvo N. I., Wyngaard N., Orcellet J., Sainz Rozas H. R. & Echeverría H. E. Predicting field-apparent nitrogen mineralization from anaerobically incubated nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*. 2018. Vol. 82. Iss. 2. P. 502–508. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.11.0395>
15. Krüger I., Chartin C., van Wesemael B., Malchair S., Carnol M. Integrating biological indicators in a Soil Monitoring Network (SMN) to improve soil quality diagnosis – a case study in Southern Belgium (Wallonia). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ*. 2017. Vol. 21. Iss. 3. P. 219–230. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.13482>
16. Maly S., Sarapatka B., Krskova M. Seasonal variability in soil N mineralization and nitrification as influenced by N fertilization. *Plant Soil Environ*. 2002. Vol. 48. Iss. 9. P. 389–396. <https://doi.org/10.17221/4385-PSE>
17. Kowalenko C. G., Cameron D. R. Nitrogen transformations in an incubated soil as affected by combinations of moisture content and temperature and adsorption-fixation of ammonium. *Canadian Journal of Soil Science*. 1976. Vol. 56. № 2. P. 63–70. <https://doi.org/10.4141/cjss76-010>
18. Nömmik H. Fixation and defixation of ammonium in soils. *Acta Agriculturae Scandinavica*. 1957. Vol. 7. Iss. 4. P. 395–436. <https://doi.org/10.1080/00015125709434240>
19. Mooshammer M., Wanek W., Hämmerle I., et al. Adjustment of microbial nitrogen use efficiency to carbon: nitrogen imbalances regulates soil nitrogen cycling. *Nature Communications*. 2014. Vol. 5. Article 3694. <https://doi.org/10.1038/ncomms4694>
20. Knoepp J. D., Swank W. T. Comparison of available soil nitrogen Assays in Control and Burned Forested sites. *Soil Science Society of America Journal*. 1995. Vol. 59. Iss. 6. P. 1750–1754. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900060035x>
21. Ревтьє А. В. Вплив вологості проб та екстрагентів на результати визначення мінерального азоту у ґрунті. *Вісник ЦНЗ АПВ Харківської області*. 2017. Вип. 22. С. 267–277.

UDC 631.427.22:631.416.1

Characteristics of the results of determining the mineralization of nitrogen-containing compounds by substantiated biological methods**A. V. Revtie-Uvarova** ^{1, a, ✉}, **K. B. Novosad** ^{2, b}¹ National Scientific Center "Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after O. N. Sokolovsky", Kharkiv, Ukraine² State Biotechnological University, Kharkiv, Ukraine

✉ alina_rev@meta.ua

ORCID: ^a 0000-0002-6838-5440, ^b 0000-0003-2043-9160

Received 31.03.2026; Revised 07.06.2026; Accepted 08.06.2026; Available online 30.06.2026

Abstract

Most biological methods for determining the content of nitrogen potentially available to plants in the soil are based on determining the amount of mineralization products of nitrogen-containing compounds. The article presents the results of determining N-mineralization and nitrification according to DSTU ISO 14238:2003 and soil nitrification capacity according to DSTU 7538:2014. The analysis procedure included parallel composting of typical chernozem (Haplic Chernozem) samples for 7, 12, 14, 21, and 28 days without the addition of a nitrogen-containing substrate and with the addition of (NH₄)₂SO₄. Based on the results obtained, we propose to distinguish between actual nitrification - based on the content of nitrate nitrogen in the soil at the time of sampling, and potential nitrification - based on the amount of nitrate nitrogen accumulated during composting. For qualitative and quantitative characterization of potential nitrification, it is proposed to differentiate ammonium nitrogen by origin and, based on this, to distinguish nitrification of «exogenous» and «endogenous» ammonium nitrogen. Nitrification of «exogenous» ammonium nitrogen leads to the formation of nitrates through the oxidation by nitrifying bacteria of mineral ammonium-containing compounds (for example, in fertilizers) that are not products of soil processes. Nitrification of «endogenous» ammonium nitrogen characterizes the potential ability of nitrifying bacteria to oxidize ammonium nitrogen, which is a product of mineralization of the organic component of the soil. To assess the potential nitrification of soil, we suggest using the following gradations: very low - less than 5 mg N-NO₃/kg of soil, low - 6-8, medium - 9-15, high - 16-30, high - 31-60, very high - more than 60 mg N-NO₃/kg of soil.

Keywords: soil nitrogen status; ammonium and nitrate nitrogen; composting; N-mineralization; potential nitrification; actual nitrification.

Cite: Revtie-Uvarova, A. V. , & Novosad, K. B. (2026). Characteristics of the results of determining the mineralization of nitrogen-containing compounds by substantiated biological methods. *AgroChemistry and Soil Science*, 100, 73–83. <https://doi.org/10.31073/acss100-06> [in Ukrainian].

This work is distributed under the Creative Commons Attribution 4.0 License.

References

1. Akhtar, K., Ain, N., Prasad, P. V. V., Naz, M., Aslam, M. M., Djalovic, I., ... Wen, R. (2024). Physiological, molecular, and environmental insights into plant nitrogen uptake, and metabolism under abiotic stresses. *The Plant Genome*, 17(2), e20461. <https://doi.org/10.1002/tpg2.20461>
2. Sun, X., Miao, Q., Gu, Y., Yang, L., & Wang, P. (2025). Research on the physiological mechanisms of nitrogen in alleviating plant drought tolerance. *Plants (Basel)*, 14(18), 2928. <https://doi.org/10.3390/plants14182928>
3. Revtye-Uvarova, A. V., Karatsyuba, A. V., Nikonenko, V. N., & Slidenko, A. I. (2020). *Improved diagnostics of the level of nitrogen supply to the soil using field and laboratory testing methods*. Kharkiv: FLP Brovin O. V. [In Ukrainian].
4. Moore, Jr. P. A., Daniel, T. C., Edwards, D. R., & Miller, D. M. (1995). Effect of chemical amendments on ammonia volatilization from poultry litter. *Journal of Environmental Quality*, 24(2), 293–300. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400020012x>
5. Pansu, M., & Gautheyrou, J. (2006). Organic forms of nitrogen, mineralizable nitrogen (and carbon). In: *Handbook of Soil Analysis* (pp. 497-547). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-31211-6_14
6. Stanford, G., & Smith, S. J. (1972). Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Journal*, 36(3), 465–472. <https://doi.org/10.2136/sssaj1972.03615995003600030029x>
7. Cardoso, E. G., de Moraes, Sa J. C., Briedis, C., de Oliveira Ferreira, A., Borszowskiej, P. R., Santos J. B., ... Baranek E. J. (2011). Nitrogen dynamics in soil management systems. II – mineralization and nitrification rates. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35(5), 1651–1660. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500019>
8. Moya, H., Verdejo, J., Yanez, C., Alvaro, J. E., Sauve, S., & Neaman, A. (2017). Nitrification and nitrogen mineralization in agricultural soils contaminated by copper mining activities in Central Chile. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 17(1), 205–213. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162017005000016>
9. Wienhold, B. J., (2007). Comparison of laboratory methods and an in situ method for estimating nitrogen mineralization in an irrigated silt-loam soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38(13–14), 1721–1732. <https://doi.org/10.1080/00103620701435498>
10. Mengel, K. (1991). Available nitrogen in soils and its determination by the «Nmin-method» and by electroultrafiltration (EUF). *Fertilizer Research*, 28, 251–262. <https://doi.org/10.1007/BF01054326>

11. Gale, E. S., Sullivan, D. M., Cogger, C. G., Bary A. I., Hemphill, D. D., & Myhre E. A. (2006). Estimating plant-available nitrogen release from manures, composts, and specialty products. *Journal of Environmental Quality*, 35(6), 2321–2332. <https://doi.org/10.2134/jeq2006.0062>
12. Sullivan, D., Moore, A., Verhoeven, E., & Brewer, L. (2020). Baseline soil nitrogen mineralization: measurement and interpretation : *Technical Report. Oregon State University Extension Service*. <https://extension.oregonstate.edu/sites/extd8/files/documents/em9281.pdf>
13. De Neve, S. (2017). Organic matter mineralization as a source of nitrogen. In: F. Tei, S. Nicola, & P. Benincasa (Eds.) *Advances in Research on Fertilization Management of Vegetable Crops. Advances in Olericulture*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-53626-2_3
14. Reussi Calvo, N. I., Wyngaard, N., Orcellet, J., Sainz Rozas, H. R. & Echeverría, H. E. (2018). Predicting field-apparent nitrogen mineralization from anaerobically incubated nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 82(2), 502–508. <https://doi.org/10.2136/sssaj2017.11.0395>
15. Krüger, I., Chartin, C., van Wesemael, B., Malchair, S., & Carnol, M. (2017). Integrating biological indicators in a Soil Monitoring Network (SMN) to improve soil quality diagnosis – a case study in Southern Belgium (Wallonia). *Biotechnol. Agron. Soc. Environ*, 21(3), 219–230. <https://doi.org/10.25518/1780-4507.13482>
16. Maly, S., Sarapatka, B., & Krskova, M. (2002). Seasonal variability in soil N mineralization and nitrification as influenced by N fertilization. *Plant Soil Environ*, 48(9), 389–396. <https://doi.org/10.17221/4385-PSE>
17. Kowalenko, C. G., & Cameron, D. R. (1976). Nitrogen transformations in an incubated soil as affected by combinations of moisture content and temperature and adsorption-fixation of ammonium. *Canadian Journal of Soil Science*, 56(2), 63–70. <https://doi.org/10.4141/cjss76-010>
18. Nömmik, H. (1957). Fixation and defixation of ammonium in soils. *Acta Agriculturae Scandinavica*, 7(4), 395–436. <https://doi.org/10.1080/00015125709434240>
19. Mooshammer, M., Wanek, W., Hämmeler, I., Fuchslueger, L., Hofhansl, F., Knoltsch, A., ... Wild, B. (2014). Adjustment of microbial nitrogen use efficiency to carbon: nitrogen imbalances regulates soil nitrogen cycling. *Nature Communications*, 5, 3694. <https://doi.org/10.1038/ncomms4694>
20. Knoop, J. D., & Swank, W. T. (1995). Comparison of available soil nitrogen Assays in Control and Burned Forested sites. *Soil Science Society of America Journal*, 59(6), 1750–1754. <https://doi.org/10.2136/sssaj1995.03615995005900060035x>
21. Revtye, A. V. (2017). The influence of sample humidity and extractants on the results of determining mineral nitrogen in soil. *Bulletin of the Central Research Institute of Agricultural Sciences of Kharkiv Region*, 22, 267–277 [In Ukrainian].