



## Original researches

**Biological Diversity and Ecosystem Services  
of the Technosols of Mining Areas**K. P. Maslikova<sup>1</sup>, O. V. Zhukov<sup>2</sup><sup>1</sup>Dnipro State Agrarian and Economic University, Dnipro, Ukraine<sup>2</sup>Bogdan Khmelnytsky Melitopol State Pedagogical University, Melitopol, UkraineReceived: 09 October 2019  
Revised: 15 October 2019  
Accepted: 16 October 2019Dnipro State Agrarian and Economic  
University, Serhii Efremov Str., 25, Dnipro,  
49000, UkraineBogdan Khmelnytsky Melitopol State  
Pedagogical University, Hetmanska Str., 20,  
Melitopol, 72318, UkraineTel.: +38-097-390-51-12  
E-mail: mkaterina@ukr.net  
zhukov\_dnipro@ukr.netCite this article: Maslikova, K. P.,  
& Zhukov, O. V. (2019). Biological diversity  
and ecosystem services of the technosols  
of mining areas. *Agrology*, 2(4), 247–257.  
doi: 10.32819/019034

**Abstract.** The development of the concept of disturbed lands recultivation as a set of activities for restoring of ecosystem services is an actual scientific problem. The principles of the formally assessment of ecosystem services for the harmonization and control of the behaviour of technoagroecosystems were developed within the frame of the ecosystem paradigm to achieve a significant efficiency of the re-cultivated land functioning under environmental safety conditions and to achieve the objectives of biodiversity conservation. A set of variables, describing the environmental properties of the technosols, was analyzed by the principal component analysis in order to reduce the dimension of the properties space and to determine the main directions of the corresponded variation of the ecological properties of the technosols. The results of the analysis suggested that the feature space, which consists of 30 initial indicators, can be described with the help of seven principal components. The extracted principal components reflected the prevailing agreed trends of varying environmental properties of technosems. The principal components were statistically correct predictors, which can be investigated to explain the properties of the soil macrofauna communities. The principal components also had an ecological content as the markers of coordinated changes of the soil properties and plant communities. The estimation of the principal component influence on the soil macrofauna allowed to determine peculiarities of the integration of soil animals into ecological processes in technosems and their role in ecosystem services. The principal components had a differential ability. Each of them indicates the peculiarities of a combination of ecosystem services, which is typical for an individual technosems or a particular group. The functional peculiarities of the soil invertebrate communities, responsible for the implementation of ecosystem services, were affected by the aggregate structure of technosols, as well as react to electrical conductivity of the soil, features of ecological regimes of the mineral nutrition and humidity of soils. The variation of the environmental parameters in integral form denoted by the principal component 2 was within the optimum of the pedobiont zone. This result allows us to argue, that technosols cannot be identified as a total extreme location. The formation of the optimal conditions for certain groups of macrofauna community was the result of the soil forming process that took place since the creation of technosols. The technosol types explained 5.68% of the macrofauna community grouping, which testifies to the specificity of each type of technosols as habitat for soil animals. Along with the specific peculiarities of technosols, there was a dynamic of processes, which in this way react to the groups of macrofauna in different types of technosols. The structuring effect of the technosol type on the invertebrate community was considerably inferior to the influence of variation of environmental regimes, which are common for all types of technosols. The perspectives of further researches are related to solving the issue of the mapping of ecosystem services of agricultural and technogenic transformed territories at different scale levels. Also an important scientific and practical problem is the development of procedures for monetary evaluation of the ecosystem services.

**Keywords:** macrofauna; entropy; analysis of principal component; environmental groups; technosols.

**Біологічне різноманіття та екосистемні сервіси техноземів,  
створених на територіях видобутку корисних копалин**К. П. Маслікова<sup>1</sup>, О. В. Жуков<sup>2</sup><sup>1</sup>Дніпровський державний аграрно-економічний університет, м. Дніпро, Україна<sup>2</sup>Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького, м. Мелітополь, Україна

**Анотація.** Актуальною науковою проблемою все ще залишається обґрунтування рекультивациі порушених земель, як сукупність заходів відновлення екосистемних сервісів. Для досягнення значної ефективності функціонування рекультивованих земель за умов екологічної безпеки та досягнення цілей охорони біологічного різноманіття в межах екосистемної парадигми розроблені

принципи формально-кількісної оцінки екосистемних сервісів для гармонізації та управління поведінкою техноагроекосистем. Сукупність змінних, які описують екологічні властивості техноземів, піддали аналізу головних компонент для того, щоб знизити розмірність простору ознак та визначити основні напрями погодженого варіювання властивостей. Результати аналізу свідчать про те, що простір ознак, який складається з 30 первинних показників, може бути описаний за допомогою сімох головних компонент. Установлені головні компоненти віддзеркалюють переважно погоджені тренди варіювання екологічних властивостей техноземів. Головні компоненти є статистично коректними предикторами, які можна дослідити на предмет можливості пояснення властивостей угруповань мезопедобіонтів. Головні компоненти мають також екологічний зміст як маркери погоджених змін едафічних властивостей та рослинних угруповань. Оцінка впливу головних компонент на ґрунтову макрофауну дозволила визначити особливості інтеграції ґрунтових тварин в екологічні процеси в техноземах та їх роль в екосистемних сервісах. Головні компоненти володіють диференціальною здатністю. Кожна з них указує на особливості сукупності екосистемних сервісів, яка характерна для окремого технозему або їх певної групи. Функціональні особливості угруповань ґрунтових безхребетних, які відповідають за виконання екосистемних сервісів, зазнають впливу агрегатної структури техноземів, а також реагують на електричну провідність ґрунту, особливості екологічних режимів мінерального живлення та вологості едафотопу. Варіювання екологічних показників, які в інтегральній формі позначаються головною компонентою 2, знаходяться в межах зони оптимуму педобіонтів. Цей результат дозволяє стверджувати, що техноземи не можна ідентифікувати як тотально екстремальні місцеперебування. Формування оптимальних умов для певної частини угруповання макрофауни являє собою результат педогенезу, який відбувався з моменту створення техноземів. Тип технозему пояснює 5,68% ентропії угруповання, що свідчить про специфічність кожного типу технозему як середовища існування ґрунтових тварин. Поряд зі специфічними особливостями техноземів існує динаміка процесів, на які подібним чином реагують угруповання мезопедобіонтів у різних типах техноземів. Структуруючий вплив типу техноземів на угруповання безхребетних значно поступається впливу варіювання екологічних режимів, які належать до загальних для всіх типів техноземів. Перспективи подальших досліджень пов'язані з вирішенням питання картографування екосистемних сервісів сільськогосподарських та техногенно трансформованих територій на різних масштабних рівнях. Важливою науково-практичною проблемою залишається також розробка процедур грошової оцінки екосистемних сервісів.

**Ключові слова:** макрофауна; ентропія; аналіз головних компонент; екологічні групи; техноземи.

## Вступ

Основою виробництва продовольства є аграрний сектор країни. Землі сільськогосподарського призначення займають близько 40% поверхні суші (Millennium Ecosystem Assessment [MEA], 2005), і агроценози можна розглядати як найбільший сучасний біом суші (Foley et al., 2005). Екосистемні сервіси – це умови та процеси, завдяки яким природні екосистеми та види, які їх складають, підтримують та забезпечують життя людини (Daily, 1997). Установлено чотири категорії екосистемних сервісів (рис. 1): опорні (підтримуючі) створюють умови для всіх інших екосистемних сервісів, а саме – потік енергії, кругообіг поживних речовин, первинна продуктивність, ґрунтоутворен-

ня, поглинання карбону діоксиду тощо); забезпечуючі – це продукти, які екосистеми створюють у результаті свого функціонування (продукти, вода, а також різноманіття генетичних ресурсів, які необхідні для створення нових порід та сортів, а також для біотехнології); регуляторні – забезпечення стійкості кліматичних умов, іммобілізація або деструкція токсикантів, контроль чисельності шкідників та запобігання поширенню інфекційних хвороб, опилення; культурні – задоволення нематеріальних потреб, яке відбувається від контакту людини з природою: естетика, рекреація та екотуризм, освіта тощо (The Economics of Ecosystems and Biodiversity [TEEB], 2010). Відповідно до Стратегії Біорізноманіття Євросоюзу (Ціль 2, Дія 5) стан екосистем та екосистемні сервіси в країнах-членах Євро-

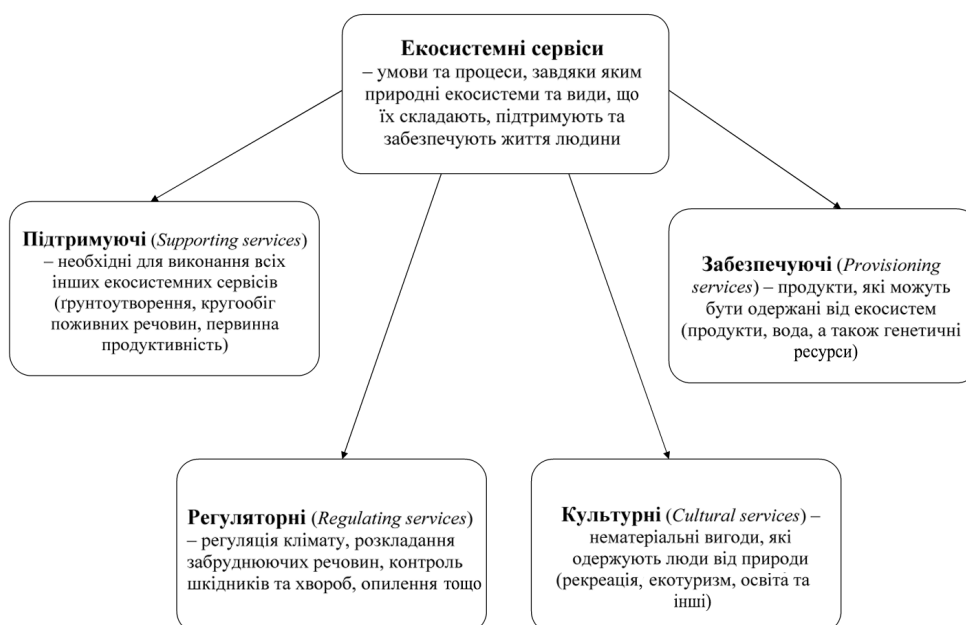


Рис. 1. Структура екосистемних сервісів

пейського Союзу повинні бути виявлені та позначені картографічно (EU Commission, 2011). Економічне значення екосистемних сервісів також необхідно встановити, а інтеграція таких оцінок має враховуватися як на рівні ЄС, так і на національних рівнях (Brouwer, Brander, Kuik, Papyrakis, & Bateman, 2013).

Економічна оцінка екосистемних сервісів – найважливіша практична й теоретична проблема в сучасній науці. Оцінка опиленьня як екосистемної функції на глобальному рівні становила цифру 153 більйони євро на рік (Gallai, Salles, Setteled, & Vaissière, 2009). У межах Європейського Союзу річна оцінка дорівнює 14,6 більйона (Leonhardt, Gallai, Garibaldi, Kuhlmann, & Klein, 2013). У Сполучених Штатах Америки екосистемний сервіс контролю шкідників природними популяціями комах (карабіди, пауки та ін.) щорічно оцінюється в 13,6 більйона (Losey & Vaughan, 2006). Незважаючи на фундаментальну важливість ґрунту в аграрному виробництві економічні оцінки негативного впливу на ґрунт обмежуються здебільшого ерозією та забрудненням, при цьому значення біологічного різноманіття ґрунтової біоти майже не досліджено. Значення діяльності ґрунтової біоти в ґрунтоутворювальному процесі оцінено в 5 більйонів на рік у США та 25 більйонів у глобальному масштабі (Pimentel et al., 1997). У свою чергу агропромисловий комплекс є значним рушієм вітчизняної економіки, а сталий розвиток агросфери – умовою добробуту та розвитку нації. Нині, щоб досягти екологічно обґрунтованого рівня, аграрний сектор країни потребує розробки та впровадження інноваційних технологій менеджменту складових агроекосистем. Екологічна складова формує біотичний потенціал і стосовно інших компонентів матрицею, яка створює умови (Zhukov, Zadorozhna, Maslikova, Andrushevych, & Lyadskaya, 2017). Агровиробнича складова визначається культурою технологічних стратегій. Економіко-соціальна складова являє собою матрицю мотивів та оцінювання результативності господарювання як комплексної функції, яка включає задоволення ієрархії потреб від фізіологічних до найвищих духовних. Кожна зі складових є складноорганізованою системою, яка має власні цілі. Гармонізація стратегій досягнення цих цілей потребує розробки технологій менеджменту та алгоритмів їх впровадження на різних ієрархічних рівнях агроекосистем. Для цього необхідне концептуальне вирішення питання цілепокладання для різних складових агроекосистем та кількісної їх формалізації. Важливим завданням вважається і конвертація цілей підсистем у термінах комплементарних складових: як екологічні цілі виглядають з боку агротехнологічної та економіко-соціальної складових, а відповідно агротехнологічні та економіко-соціальні цілі – з боку інших (Shemavnev, Gordienko, Dy' rda, & Zabaluyev, 2005).

До найбільш вагомих екосистемних сервісів в аграрному секторі відносять опиленьня, природний контроль шкідників врожаю, підтримання родючості ґрунтів, охорону біологічного різноманіття та біотопів, тобто вмістилище цього різноманіття (European Academies' Science Advisory Council [EASAC], 2015). Біологічне різноманіття та пов'язані екосистемні процеси забезпечують екосистемні сервіси зі залученням великої кількості видів для виконання більш ніж одного екосистемного сервісу. Багато видів комах беруть участь у процесі запилення рослин (Greenleaf, Williams, & Winfree, 2007; Klein, Steffan-Dewenter, & Tscharntke, 2003). Комахи звичайно відвідують квіти для збирання їжі (нектар та/або пилок), можуть бути генералістами з широким трофічним спектром або спеціалістами, яких цікавить обмежене коло видів рослин. У світі 264 види культурних рослин цілком або частково потребують опиленьня, продукція близько 75% культур, які надходять на глобальний ринок, залежить від опиленьня (Klein et al., 2007). Найбільш відомим полінатором є медоносна бджола, але повністю пов'язувати процес запилення з одним видом не є обґрунтованим. Різноманіття полінаторів здатне підвищити врожайність або якість фруктів (Lawesson & Oksanen, 2002; Albrecht, Schmid, Hautier, & Müller, 2012).

Чисельність видів комах, які здатні контролювати чисельність шкідників, в останні роки невпинно знижується (Brooks et al., 2012). Зниження пестицидного навантаження сприяє відновленню угруповань комах та активації їх екосистемних сервісів у напрямку контролю чисельності шкідників (Sumarokov & Zhukov, 2006). Деякі види ґрунтових комах, деякі хребетні споживають насіння бур'янів, що обмежує їх поширення (Meiss, Lagadec, Munier-Jolain, Waldhardt, & Petita, 2010). Додатково вони самі є джерелом живлення для птахів та ссавців, які також виконують контролюючі функції (Trichard, Alignier, Biju-Duval, & Petit, 2013).

Трофічні мережі ґрунтових редуцентів відіграють найважливішу роль в ключових екосистемних сервісах, таких як ґрунтоутворення, кругообіг поживних речовин та зберігання вуглецю в ґрунті (de Vries et al., 2013). У природних екосистемах переважна більшість первинної продукції потрапляє в ґрунт, де розкладається, поступово перетворюється на поживні речовини та оксид вуглецю, який повертається в атмосферу. Водночас трофічні мережі ґрунтових редуцентів роблять внесок у стабілізацію ґрунтової органічної речовини, яка формує важливий пул вуглецю (ґрунт містить у три рази більше вуглецю порівняно з атмосферою) та сприяють утворенню ґрунтових агрегатів, інших структур, які важливі для ґрунтових сервісів, таких як утримання й очистка води, контроль емісії парникових газів та контроль ерозії (МЕА, 2005). Екстенсивне використання добрив та оранка, які застосовуються в сучасних моделях землеробства, заміщують багато дій, які виконуються мережами ґрунтових редуцентів у природних екосистемах, що у свою чергу знижує різноманіття та активність ґрунтової біоти. Це по-своєму впливає на втрату карбону з ґрунту, збільшення ризиків ерозії та втрату інших екосистемних сервісів сільськогосподарськими ґрунтами (de Vries et al., 2013). Зміна типів землекористування, порушення оселищ, інвазивні види, ущільнення ґрунту, ерозія, забруднення та зменшення вмісту органічної речовини в ґрунті, надлишковий прес на біологічне різноманіття – такі негативні тренди спостерігаються на площі понад 25% території Європейського Союзу, а 8% території зазнає надзвичайно великого впливу (European Environment Agency [EEA], 2010). Інтенсивне землеробство призводить до зменшення біологічного різноманіття ґрунтів, робить угруповання ґрунтової біоти менш різноманітними та таким, що представлене вельми малими групами організмів (Tsiafouli et al., 2015). ґрунтові організми, великі за розмірами, більш чутливі до інтенсифікації аграрного виробництва. Встановлений загальний зв'язок між втратою біологічного різноманіття та зменшенням екосистемних сервісів. Але зникнення окремих груп ґрунтових організмів, наприклад дощових черв'яків, значно прискорює появу негативних явищ (EASAC, 2015).

Втрата біологічного різноманіття спричиняє зниження ефективності, з якою екосистеми захоплюють біологічно важливі ресурси, продукцію біомаси, розкладання та включення до нового циклу кругообігу есенціальних поживних речовин (Cardinale et al., 2006; Balvanera et al., 2006). Більш різноманітне угруповання є більш продуктивним, оскільки містить ключові види, які мають значний вплив на продуктивність та відмінності у функціональних властивостях серед організмів, збільшують загальний рівень використання ресурсів (Cardinale et al., 2012). Біологічне різноманіття *per se* або безпосередньо впливає, або значно корелює з певними провізорними чи регуляторними екологічними сервісами (Cardinale et al., 2007).

Різноманіття збільшує стабільність функціонування екосистем у часі. Загальне споживання ресурсів та продукція біомаси більш стабільні в більш різноманітних угрупованнях (Cottingham, Brown, & Lennon, 2001). Механізми, за допомогою яких біологічне різноманіття забезпечує стабільність, включають *понадурожайність, статистичне усереднення та компенсаторну динаміку*. Понадурожайність збільшує стабільність, коли середнє значення продукції біомаси збільшується разом

з різноманіттям швидше, ніж його стандартне відхилення. Статистичне усереднення виникає, якщо випадкова варіація чисельності популяцій різних видів знижує варіабельність агрегованих екосистемних змінних (Doak et al., 1998). Компенсаторна динаміка виникає внаслідок конкурентних взаємодій та/або диференціального відгуку й флуктуації факторів середовища серед різних життєвих форм, що веде до асинхронності реагування на умови середовища (Gonzalez & Loreau, 2009).

Актуальною науковою проблемою є обґрунтування рекультивації порушених земель як сукупності заходів відновлення екосистемних сервісів. Вирішення цієї проблеми ми бачимо в межах екосистемної парадигми. Мета нашого дослідження – розробити принципи формально-кількісної оцінки екосистемних сервісів для гармонізації та управління поведінкою техноагроекосистем, що є передумовою досягнення значної ефективності функціонування рекультивованих земель в умовах екологічної безпеки й досягнення цілей охорони біологічного різноманіття.

### Матеріал та методи

Дослідження проведено в науково-дослідному стаціонарі Дніпровського державного аграрно-економічного університету в м. Покров (Дніпропетровська область, Україна) у період 2012–2014 рр. (рис. 2). Полігони закладено в межах чотирьох типів техноземів: педоземи, дерново-літогенні ґрунти на лесоподібних суглинках, сіро-зелених глинах та червоно-бурих глинах. Полігон складається з 15 трансект, кожна з яких має 7 пробних майданчиків розміром 3×3 м. Відстань між рядами в полігоні становить 3 м.

За кожний період обліку на кожному полігоні відібрано 105 ґрунтово-зоологічних проб, тобто за весь період досліджень відібрано 1260 проб, в яких перебувало 14338 екз. безхребетних тварин (Maslikova, 2018f). Таблиці видів та описання ґрунтових профілів техноземів представлені в нашій монографії (Zhukov et al., 2017), таксономія й номенклатура ґрунтових безхребетних – за базою даних Fauna Europea (de Jong, Y. S. D. M. (ed.) (2013) Fauna Europaea version 2.6. Web Service available online at <http://www.faunaeur.org>). Характеристика екоморф ґрунтових тварин надається за О. V. Zhukov (2009); наведений подальший аналіз результатів, які стосуються варіювання екологічних режимів техноземів (Maslikova, 2018g) та екологічної структури ґрунтової макрофауни техноземів (Zhukov et al., 2017; Maslikova, 2018f). Особливості MDM-підходу розглянуто в опублікованій статті Zhukov, Kunah, Dubinina, & Novikova (2018).

### Результати

Сукупність змінних, які описують екологічні властивості техноземів, піддали аналізу головних компонент для того, щоб знизити розмірність простору ознак та встановити основні напрями погодженого варіювання властивостей. Результати аналізу свідчать про те, що простір ознак, який складається з 30 первинних показників, може бути описаний за допомогою сімох головних компонент, власні числа яких переважають одиницю (Maslikova, 2018g). У такий спосіб головні компоненти віддзеркалюють переважні погоджені тренди варіювання екологічних властивостей техноземів. Перелік змінних, які характеризують ґрунти, і техноземи в тому числі, значно ширший, ніж той, який розглянуто в нашій роботі. Але наявність погодженої динаміки

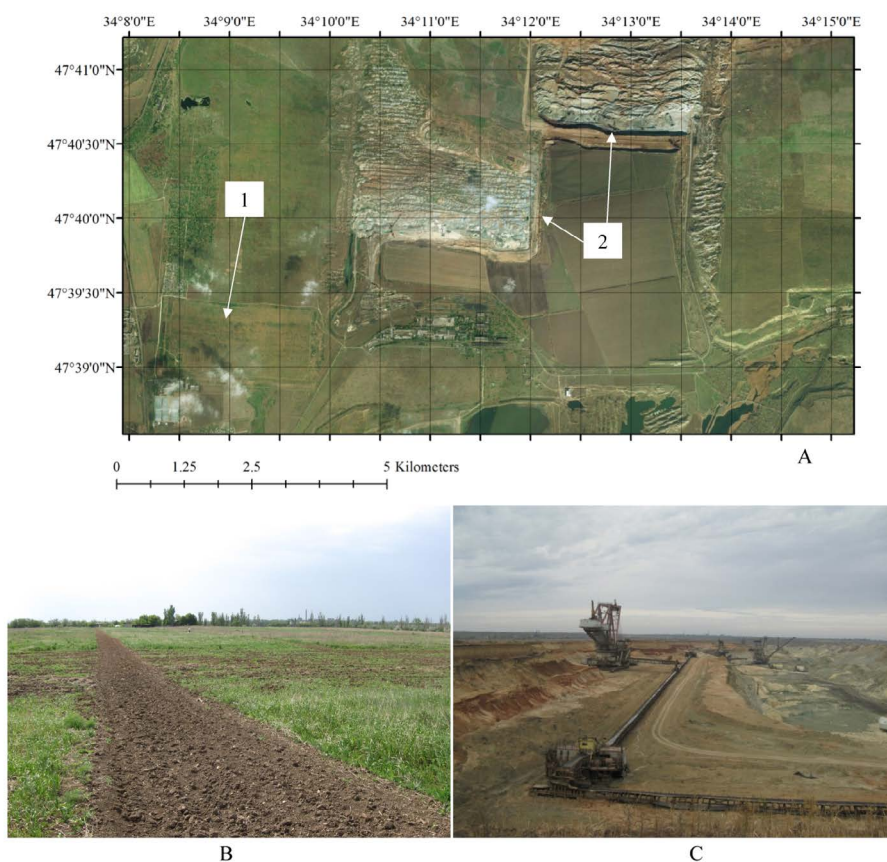


Рис. 2. Район проведення досліджень:

А – космічний знімок дослідної території (1 – науково-дослідний полігон, 2 – кар’єри з відкритим видобутком корисних копалин);  
В – панорама полігону; С – загальний вигляд кар’єру з видобутку руди

досліджуваних змінних дозволяє вважати, що досить вірогідно, в межах виокремлених головних компонент також відбувається варіювання тих змінних, які не були досліджені.

Головні компоненти, з одного боку, є статистично коректними предикторами, які можна дослідити на предмет можливості пояснення властивостей угруповань мезопедобіонтів. З іншого боку, головні компоненти мають екологічний зміст як маркери погоджених змін едафічних властивостей та рослинних угруповань. Отже, оцінка впливу головних компонент на ґрунтову макрофауну дозволить визначити особливості інтеграції ґрунтових тварин в екологічні процеси в технозомах та їх роль в екосистемних сервісах.

Як нульову гіпотезу розглянемо альтернативу, відповідно до якої тваринне населення техноземів є результатом стохастичних процесів, пов'язаних з дисперсією з оточуючих природних та напівприродних екосистем. У такому випадку детермінація властивостей угруповання тварин або не буде визначатися екологічною ситуацією в даному техноземі, або такі детермінанти будуть локальними і не повторюватимуться регулярно чи в даному техноземі, чи в аналогічних умовах – в інших. Відповідно функціональні властивості угруповань, які сформувалися на основі нейтральних процесів, також будуть випадковими.

$\alpha$ -різноманіття угруповання нульового порядку становить 4,20 виду (95%-вий довірчий інтервал 4,18–4,25) – рис. 3.  $\beta$ -різноманіття знаходиться на рівні 28,52 (27,67–30,29), а  $\gamma$ -різноманіття – на рівні 122,21 (116,21–127,21). Як бачимо, сукупність угруповань мезопедобіонтів у межах рекультивованих земель, або метаугруповання, представлена значним рівнем різноманіття. Особливо відзначимо різноманіття угруповання між сайтами, яке можна обумовити як випадковими причинами, так і впливом структурованих екологічних факторів.

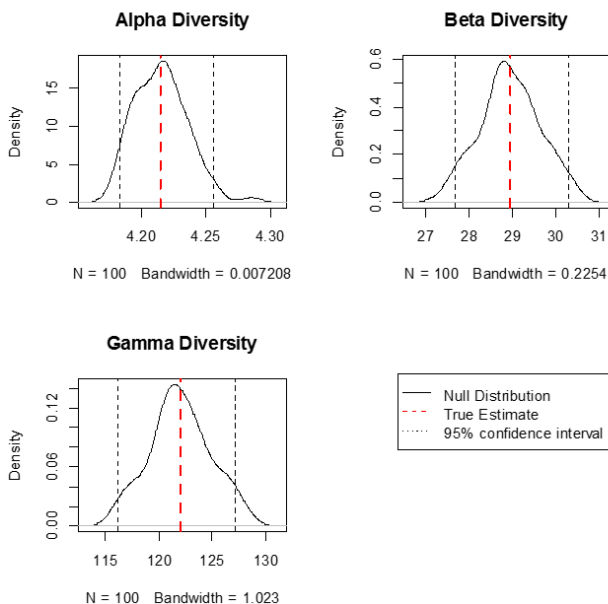


Рис. 3. Рівні різноманіття метаугруповання мезопедобіонтів

Для фракціонування різноманіття угруповань мезопедобіонтів застосовано MDM-підхід. У межах MDM-підходу послідовний аналіз ефектів комплексних екологічних факторів на  $\beta$ -різноманіття доводить, що головна компонента 1 пояснює 8,12% (0,10) доступної ентропії угруповання ( $2,32-1,09 = 1,23$ )

– табл. 1. Це найвищий рівень ентропії, поясненої впливом екологічних чинників. Отже, ґрунтова макрофауна чутлива до впливу варіювання твердості ґрунту в межах усього профілю. Структура угруповань ґрунтових безхребетних зазнає впливу агрегатної структури, а також реагує на електричну провідність ґрунту, особливості екологічних режимів мінерального живлення та вологості едафотопу.

Головна компонента 2 описує 1,70% доступної ентропії угруповання мезопедобіонтів. Підкреслимо, що другий за важливістю тренд варіювання екологічних властивостей техноземів знаходить незначний відгук у структурі угруповання тварин. Такий результат може бути наслідком диференціальної чутливості угруповання макрофауни до впливу екологічних чинників. Окремі види або угруповання в цілому можуть не реагувати на вплив факторів середовища у випадку, коли ці фактори знаходяться або в зоні песимуму, або в зоні оптимуму. Зона песимуму позначається низьким рівнем чисельності та різноманіття представників угруповання. Високий рівень як різноманіття, так і чисельності угруповань мезопедобіонтів свідчить про те, що діапазон значень екологічних режимів у технозомах не є песимальним для педобіонтів.

З викладеного випливає, що варіювання екологічних показників, які в інтегральній формі позначаються головною компонентою 2, знаходиться в межах зони оптимуму педобіонтів. Отриманий результат вельми важливий і дозволяє стверджувати, що техноземи не можна ідентифікувати як екстремальні місцезалежності. Формування оптимальних умов для певної частини угруповання макрофауни є результатом педогенезу, який відбувався з моменту створення техноземів.

Головна компонента 3 описує 4,79% ентропії, що є другим за значимістю результатом серед головних компонент. Порівняно з власним рівнем варіювання суттєву реакцію в угрупованні макрофауни викликає також головна компонента 5, яка пояснює 2,27% ентропії угруповання. Інші головні компоненти знаходять малий відгук в угрупованні, а головна компонента 7 є джерелом дезінформації. Причиною дезінформації може бути різноспрямований характер впливу фактору на угруповання тварин. Таке явище можна очікувати тоді, коли ритміка екологічних процесів суттєво відрізняється від типових умов, до яких адаптовані тварини. Той факт, що тільки одна мінорна головна компонента (тобто з найменшим власним числом серед статистично вірогідних головних компонент) є джерелом дезінформації для угруповання мезопедобіонтів, указує на набуття екологічними режимами техноземів ритміки, яка властива для природних екосистем. Тип технозему пояснює 5,68% ентропії угруповання, що тільки дещо поступається впливу головної компоненти 1. З одного боку, це свідчить про специфічність кожного типу технозему як середовища існування ґрунтових тварин. Але, з іншого боку, такий результат указує й на те, що поряд зі специфічними особливостями техноземів існує динаміка процесів, на які подібним чином реагують угруповання мезопедобіонтів у різних типах техноземів. Структуруючий вплив типу техноземів на угруповання безхребетних значно поступається впливу варіювання екологічних режимів, які є загальними для всіх типів техноземів.

Кожний вид угруповання мезопедобіонтів характеризується своєю чутливістю до впливу екологічних факторів. Таку чутливість можна відобразити графічно (рис. 4).

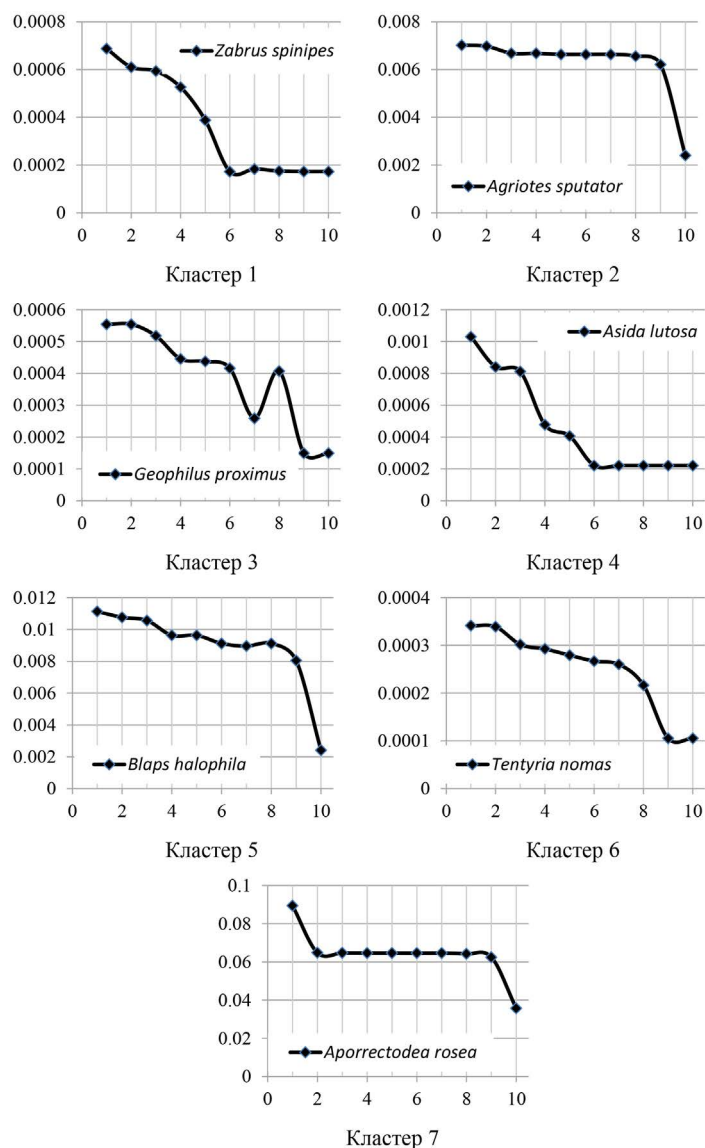
Чутливість виду можна інтерпретувати як його внесок у загальний рівень  $\beta$ -різноманіття. Наприклад, *Zabrus spinipes* поступово реагує на вплив головних компонент 1–5, а до впливу інших факторів є нечутливим. Личинки дротянок *Agriotes sputator* є помірно чутливими до впливу головної компоненти 3 і до типу технозему та малочутливі до впливу інших факторів. Землянка *Geophilus proximus* зазнає дезінформаційного впливу головної компоненти 8.

На основі обговорених типових реакцій педобіонтів можна виділити їх групи, які об'єднують види з подібною реакцією на

**Таблиця 1.** Аналіз девіації, ентропії та різноманіття метагрупування мезопедобіонтів за результатами MDM-підходу\*

Модель	DF	DF-Diff	Dev	Dev-Diff	Ent	Ent-Diff	Div	Div-Ratio
$\gamma$ -різноманіття	152339	-	5857,3	-	2,32	-	10,2	-
F1	152218	121	5605,2	252,1	2,22	0,100	9,2	1,11
F2	152097	121	5551,6	53,6	2,20	0,021	9,1	1,02
F3	151976	121	5403,1	148,6	2,14	0,059	8,5	1,06
F4	151855	121	5367,0	36,1	2,13	0,014	8,4	1,01
F5	151734	121	5297,0	69,9	2,10	0,028	8,2	1,03
F6	151613	121	5265,1	32,0	2,09	0,013	8,1	1,01
F7	151613	0	5269,7	-4,6	2,09	-0,002	8,1	1,00
Тип ґрунту	151250	363	5093,2	176,5	2,02	0,070	7,5	1,07
$\alpha$ -різноманіття	0	151250	2751,4	2341,8	1,09	0,929	3,0	2,53

\*Умовні позначки: F1–F7 – головні компоненти (Maslikova, 2018); DF – ступені вільності; DF-Diff – зміни ступенів вільності; Dev – девіація; Dev-Diff – зміна девіації; Ent – ентропія; Ent-Diff – зміна ентропії; Div – різноманіття; Div-Ratio – зміна різноманіття.



**Рис. 4.** Внесок видів тварин у формування  $\beta$ -різноманіття за умов впливу різних факторів. Представлено види, які є типовими для кластерів 1–7: ось абсцис – порядок моделей у межах MDM-підходу; ось ординат – компоненти ентропії

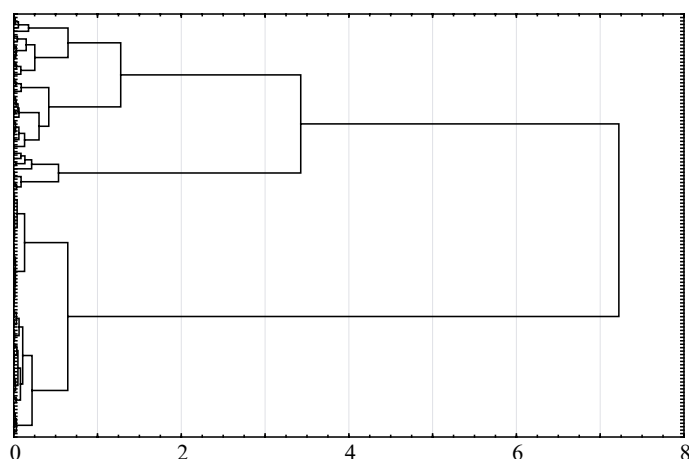


Рис. 5. Кластерний аналіз видів макрофауни за патернами розподілу ентропії в умовах впливу різних комплексів екологічних факторів

вплив екологічних факторів. Ця операція виконана за допомогою ієрархічного кластерного аналізу. Для проведення кластерної процедури використано метод агломерації Варда як такий, що дає найбільш компактні кластери (рис. 5).

Як міру відстані між об'єктами (видами) використано метрику  $1-r^2$ , де  $r^2$  – коефіцієнт кореляції Пірсона. Ця метрика найбільш чутлива до форми профільного розподілу ознак, на основі яких проводиться кластерний аналіз. Альтернативною формою є модульні значення ознак. У нашому випадку значення має саме форма, бо вона вказує на чутливість видів до впливу факторів. Ми обрали рішення, яке складається зі сімох кластерів (табл. 2).

Власне кажучи, типові представники кластеру та об'єм кожного кластеру надзвичайно різні. Кластери 1, 3 та 4 включають декілька видів. Кластери 2 та 5 дуже різноманітні у видовому відношенні. Відповідно кластери 6 та 7 помірні за своїм об'ємом. Найменш чутливі до впливу факторів середовища представники кластерів 2 та 7. Кластер 2 поєднує 34 види (27,9% від  $\gamma$ -різноманіття), а кластер 7 – 21 вид (17,2% від  $\gamma$ -різноманіття). Кластери 1 та 4 відрізняються тільки кількісними аспектами чутливості до впливу факторів середовища. Їх види поєднує те, що вони чутливі до впливу головних компонентів 1–5. До кластерів 1 та 4 входять по 6 видів (4,9% від  $\gamma$ -різно-

Таблиця 2. Видовий склад кластерів

Кластер 1
<i>Cantharis rustica, Chlaenius tristis, Pedestredorcadion holosericeum, Philonthus concinnus, Zabrus spinipes, Zabrus tenebrioides</i>
Кластер 2
<i>Adelphocoris quadripunctatus, Agriotes sputator, Agriotes ustulatus, Agrotis clavis, Amphimallon solstitialle, Anoxia pilosa, Calathus melanocephalus, Chondrula tridens, Clinopodes sukacevi, Dermestes lanarius, Gnaptor spinimanus, Gonocephalum pussillum, Grylloidea sp., Harpalus affinis, Harpalus griseus, Harpalus picipennis, Harpalus rubripes, Harpalus signaticornis, Harpalus sp., Hister quadrimaculatus, Lithobius forficatus, Monacha cartusiana, Oodescelis polita, Opatrum sabulosum, Ophonus azureus, Otiiorhynchus ligustici, Pardosa lugubris, Pedestredorcadion cinerarium, Pedestredorcadion tauricum, Pentodon idiota, Podonta daghestanica, Rossulus kessleri, Tabanus bromius, Trachelipus rathkii</i>
Кластер 3
<i>Achenium depressum, Geophilus proximus, Lixus subtilis, Pterostichus antracinus, Tanymecus palliatus</i>
Кластер 4
<i>Asida lutosa, Baris artemisiae, Cepaea vindobonensis, Dorcadion caucasicum, Margarinotus purpurascens, Onthophagus furcatus</i>
Кластер 5
<i>Agapanthia violacea, Aleochara bipustulata, Amara aenea, Amara similata, Blaps halophila, Bothynoderes affinis, Brachinus crepitans, Brephulopsis cylindrica, Calathus fuscipes, Cantharis rufa, Cleonis pigra, Crypticus quisquilius, Cryptops hortensis, Cryptops anomalans, Dorcadion carinatum, Entomoscelis adonidis, Galeruca dahlii, Harpalus distinguendus, Harpalus rufipes, Harpalus tardus, Leptacinus batychrus, Lethrus apterus, Meloe proscarabaenus, Meloe scabriusculus, Notiophilus laticollis, Ocypus similis, Oodescelis melas, Ophonus gammeli, Ophonus puncticollis, Ophonus rufibarbis, Poecilus sericeus, Probatiscus subrugosus, Pterostichus macer, Pterostichus sp., Silpha obscura, Thereva nobilitata, Tropinota hirta</i>
Кластер 6
<i>Agriotes gurgistanus, Amara apricaria, Broscus cephalotes, Chlaenius coeruleus, Demetrias monostigma, Escarius retusidens, Harpalus latus, Holocheilus aequinoctialis, Notiophilus palustris, Onthophagus vitulus, Schizoturanus dmitrievi, Tentyria nomas, Theophilea subcylindricollis</i>
Кластер 7
<i>Amara consularis, Aporrectodea rosea, Aporrectodea trapezoides, Athous haemorrhoidalis, Calathus ambiguus, Chlaenius decipiens, Cryptops parisi, Cyphocleonus tigrinus, Dendarus punctatus, Diptera, Harpalus serripes, Helix lucorum, Lithobius aeruginosus, Lithobius curtipes, Melanotus punctolineatus, Paradromius ruficollis, Philonthus laminatus, Rhagio scolopaceus, Silpha carinata, Stenolophus sp., Tenebrioninae</i>

маніття відповідно). Кластери 5 та 6 чутливі до впливу всіх досліджених факторів. Особливість кластеру 6 полягає в тому, що його представники меншою мірою чутливі до специфічності типів техноземів. До кластеру 5 входять 37 видів (30,3% від  $\gamma$ -різноманіття), а до кластеру 6 – 13 видів (10,7% від  $\gamma$ -різноманіття). Представники кластеру 3 зазнають дезінформуючого впливу навколишнього середовища. До складу кластеру 3 входять лише 5 видів (4,1% від  $\gamma$ -різноманіття).

Отримані результати свідчать про те, що між об'ємом кластеру та чутливістю видів, які входять до його складу, до впливу екологічних факторів, є зв'язок. Помірна реакція на вплив факторів зазвичай характерна для об'ємних кластерів. Підвищена чутливість призводить до збіднення видового різноманіття кластерів. Очевидно, це відбувається за умов уключення фільтрів середовища, які може подолати обмежена кількість видів. Наявність видів, які досить помірно реагують на варіювання властивостей середовища, вказує на те, що екологічні умови для них наближені до оптимальних. Оптимальний характер передбачає не тільки ситуативну відповідність властивостей навколишнього середовища екологічним потребам виду, а й довгострокову послідовність змін екологічних режимів у часі, яка відповідає такій ритміці в природних умовах. Кореляція структури угруповання макрофауни з властивостями техноземів підтверджує формування стійких екологічних зв'язків у штучній за своїм походженням екологічній системі.

## Обговорення

Ґрунт відіграє найважливішу роль в аграрному виробництві (Wilyams, 1939). Техноземи, як молоді ґрунти, в біогеоценотичних дослідженнях особливо цікаві тим, що можуть моделювати процеси, які супроводжують еволюцію ґрунтів на початкових етапах їх розвитку, і давати кількісні оцінки характеру змін, що відбуваються (Maslikova, Ladska, & Zhukov, 2016). Пізнання динаміки екологічного стану техноземів є основою для розуміння процесів перетворення винесеної на денну поверхню гірської породи в повноцінний ґрунт (Zhukov et al., 2017). Така динаміка відбувається як за рахунок діяльності людини, так за рахунок енергетики екологічних процесів, значення яких для людини відзеркалюються в концепції екосистемних сервісів. Біотичні складові антропогенного біогеоценозу – фітоценоз, мікробіоценоз та зооценоз – є найважливішими драйверами екосистемних сервісів. Нами встановлено, що рослинний покрив техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну представлений 136 видами рослин (Maslikova, 2017). Рослинні угруповання ідентифіковані як степові псевдомоноценози з лучною та рудеральною компонентами. Структура поленохор указує на значну активність форичних консортивних зв'язків, які формуються між рослинами та тваринним населенням. У результаті нашої роботи доведено, що техноземи з режимами трофності й вологості, які сформувалися в них після майже 50-річної сільськогосподарської рекультивації земель, є сприятливими для вирощування сільськогосподарських культур. За фітоіндикаційними оцінками показників водного режиму техноземів – вологості та контрастності зволоження – техноземи можуть бути оцінені як субскерофітні або субмезофітні та гемігідроконтрастофітні або гемігідроконтрастофітні (Maslikova, 2018a). Важливо відзначити, що між рівнем зволоження едафотопу та контрастністю умов зволоження існує статистично вірогідний зворотний кореляційний зв'язок. Вологість і контрастність умов зволоження формують закономірні просторові патерни, які є специфічними для кожного типу техноземів. Ізотропні конфігурації формуються в дерново-літогенних ґрунтах на червоно-бурих глинах та на лесоподібних суглинках, а чітко позначені анізотропні конфігурації – в педоземах та техноземах на сіро-зелених глинах. Особливості патернів також проявляють себе в формі структурних утворень, їх взаємному розташуванні та формі границь (Maslikova, 2018a).

Нами показано існування автоколивальних просторово-часових структур техноземів. Їх існування вказує на ендегенні механізми стійкого функціонування техногенних екосистем, які сформовані внаслідок рекультивації (Maslikova, 2018b). Загальна просторова контрастність екологічних умов є проявом значного віддалення техноземів від стану термодинамічної рівноваги. Безумовно, ритмічні коливальні процеси просторово-часової динаміки показників водного режиму свідчать про формування в техноземах цілісних системних властивостей. У цьому зв'язку підкреслимо, що фітоіндикаційний підхід дозволив чітко ідентифікувати відмінності за показником запасів продуктивної вологи між ембріоземами та ґрунтами, які сформувалися за піввіковий період часу – дерново-літогенними ґрунтами та педоземами. Педогенез, який відбувається на штучно створених ґрунтоподібних субстратах, викликає значні зміни в гірських породах, що в кінцевому підсумку сприяє збільшенню запасів продуктивної вологи. У процесі ґрунтогенезу техноземів важливою тенденцією є й підвищення показників режиму аерації ґрунтів, що віддаляє екологічні умови в них ще більш від оптимальних для переважної більшості культурних рослин. Крім того, така тенденція робить екстремальними умови існування для природних видів рослин та тварин-педобіонтів. Збільшення аерації можна розглядати як етап більш тривалого у часі процесу, який повинен стабілізуватися та наблизити екологічні режими техноземів до рівнів, подібних природним та культурним аналогам (Maslikova, 2018c).

Як маркери опорних сервісів у техноземах нами запропоновано розглядати фітоіндикаційні оцінки режиму кислотності, трофності, карбонатності, азотного живлення. Доведено, що й протягом періоду ґрунтогенезу в техноземах відбувається зниження лужності середовища та розсолення техноземів. Найбільш активно ці процеси перебігають на перших етапах ґрунтогенезу. У протилежність мінералізації ґрунтового розчину вміст карбонатів протягом техногенного ґрунтогенезу підвищується. Динаміка карбонатів індукована біотичними факторами (Maslikova, 2018b). Процес накопичення карбонатів є тривалим, з незначним затуханням протягом часу. У контексті проблеми глобальних змін клімату наголосимо, що процеси накопичення карбонатів у техноземах мають безпосереднє відношення до іммобілізації атмосферного карбону діоксиду як зворотний механізм явищ парникового ефекту, що слід розглядати як важливий екосистемний сервіс антропогенних ґрунтів. Цей екосистемний сервіс саме молодих техногенних ґрунтів виконує значну позитивну функцію як фактор протидії парниковому ефекту та глобальним змінам клімату. Протягом ґрунтогенезу вміст засвоюваних форм азоту в техноземах демонструє динаміку збільшення з тенденцією до досягнення стаціонарного стану (Maslikova, Zhukov, & Kovalenko, 2019). Фактор субстрату є дуже важливим для перспективного визначення потенціальної родючості техноземів. У цьому контексті найкращі перспективи мають лесоподібні суглинки та червоно-бури глини, навіть порівняно з педоземами (Maslikova, 2018d). Нами перевірена і доведена гіпотеза, що конструкція ґрунтоподібного тіла в нуль-момент свого існування визначає динаміку та траєкторію ґрунтоутворювального процесу. Показано, що дослідження динаміки вбирання води з поверхні ґрунту, визначення усадки, твердості, електропровідності, температури та целюлозолітичної активності є високоінформативними інструментами оцінювання властивостей ґрунтового тіла без його порушення. Для моделювання процесу водовбирання техноземів найбільш придатним є модифіковане рівняння Філіпа, яке дозволяє точно описати процес вбирання води як на етапі інфільтрації, так і на етапі фільтрації (Zhukov & Maslikova, 2018).

Характер підстилаючої породи техноземів, яка знаходиться на певній глибині, значно впливає на перебіг процесів ґрунтоутворення в межах усього ґрунтового профілю. І в такий спосіб визначають властивості технозему як цілісного утворення. Підстилаюча порода регулює процеси контакту техноземів з



навколишнім середовищем, оскільки визначає інтенсивність профільної міграції вологи та розчинених солей, а відтак – впливає на температуру поверхневого шару та його вологість. Важливим також є формування екологічних умов у корене-вмісному шарі техноземів, які зазнають впливу підстилаючої породи. Позитивною особливістю композицій за участю піщаних шарів є конструктивна стабілізація ґрунтового покриву. До недоліків таких конструкцій належать ізоляція верхнього шару ґрунту та обмеження його водних ресурсів. Шар піску може застосовуватися для обмеження вертикальної міграції розчинених фітотоксичних солей або інших токсичних речовин. Піщані прошарки слугують важливим елементом конструкцій техноземів, створених для консервації засоленних ґрунтів або токсичних відходів. Наявність водостійких агрегатів біогенного походження згладжує варіювання щільності глинистих ґрунтів, які виникають внаслідок процесів набухання та усадки, що дозволяє підтримувати на стабільному рівні структуру їх порового простору. Як наслідок, ґрунти після фітомеліоративної фітозміни набувають таких особливостей, як знижений рівень інфільтрації, але підвищений рівень фільтрації. Усадка техноземів залежить від характеру підстилаючої породи. У техноземах з піском, як підстилаюча порода, усадка значно менша, ніж зі застосуванням порід більш важкого механічного складу (Maslikova et al., 2016). Усадка субстратів з борту кар'єра вища, ніж після перебування під фітомеліоративною сівозміною. Оптимальні значення показників сорптивності та фільтрації тісно кореспондують з профільними властивостями ґрунтів, які можна розглядати за допомогою показників твердості. Однорідність складення та водотривка агрегатна структура визначають оптимальні функціональні режими техноземів. Наявність контрастних субстратів призводить до формування водотривких границь, які порушують профільне переміщення води та утворюють ізольовані компартменти. Стратифіковані конструкції можна розглядати лише як інструмент ізоляції верхніх шарів ґрунту від проникнення токсичних солей або інших токсикантів після захоронення гірських порід, які ці токсиканти вміщують. Зона сполучення контрастних субстратів обмежує проникнення вологи атмосферного походження у глиб ґрунту, і в такий спосіб обмежують вологозапаси ґрунту, які формуються в осінньо-зимовий період (Zhukov & Maslikova, 2018).

Як маркери регуляторних екосистемних сервісів ми обґрунтували застосування фітоіндикаційних оцінок термоклімату, омброклімату, континентальності, кріоклімату та режиму освітлення (Zhukov, Maslykova, & Kovalenko, 2018). Ці маркери дозволили встановити, що поверхня ембріоземів отримує більшу кількість сонячної радіації, ніж поверхня дерново-літогенних ґрунтів, а поверхня останніх – більше тепла, ніж педоземи. Більш щільний рослинний покрив, який здатний розвиватися на все більш родючому ґрунті, створює більш виразний ефект екранування. Протягом ґрунтогенезу фітоіндикаційні оцінки радіаційного балансу знижуються та асимптотично наближаються до стаціонарних рівнів. Омброклімат ембріоземів можна охарактеризувати як такий, що сприяє мезоаридофітам, а омброклімат дерново-літогенних ґрунтів та педоземів сприяє субаридофітам. Стабілізація омброрежиму є умовою стійкого функціонування техногенної ґрунтової екосистеми.

У період ґрунтогенезу фітоіндикаційні оцінки континентальності вказують на зменшення контрастності мікрокліматичних умов. Для угруповань рослинності, які сформовані на різних типах техноземів, встановлено синхронний характер динаміки показників континентальності. На техноземах формуються рослинні угруповання, які певною мірою приходять у відповідність з умовами навколишнього кліматичного оточення. Це проявляє себе в тому, що фітоіндикаційні оцінки кріоклімату досить чітко відповідають вимірюванням за допомогою метеорологічних приладів.

Причиною трансформації світлової структури рослинного угруповання техноземів є варіювання густини рослинного

покриву та його архітекtonіки. Зміни світлової структури є найважливішими маркерами пертинентного впливу рослинного покриву на мікрокліматичні умови. Динаміка змін режиму освітлення протягом ґрунтогенезу має тенденцію до формування більш затінених рослинних угруповань (Maslikova, Zhukov, & Kovalenko, 2018).

Функціональна структура біоти техноземів проявляє себе не тільки через екологічні особливості рослинного покриву, а й через екоморфичну організацію угруповань тварин. Екосистемні сервіси таким чином можуть бути діагностовані на основі тваринного населення техноземів. Нами показано, що на дослідженій території  $\gamma$ -різноманіття угруповання герпетобіонтних безхребетних становить 235 видів (Maslikova, 2018e). Угруповання є степовим моноценоценозом та представлене всім різноманіттям ценоморф, яке характерно для регіональної фауни герпетобіонтів. Організація техноземів беспосередньо визначає екологічні режими вологості, які чітко можуть бути індиковані за допомогою гігоморфічних спектрів герпетобіо. Трофоценоморфічна структура герпетобіонтів індикуює високий рівень потенційної родючості техноземів та потенціал трансформації органічної речовини в напрямку накопичення гумусу (Maslikova, 2018e).

В угрупованнях мезопедобіонтів техноземів було встановлено 123 види безхребетних тварин. Це угруповання є степовим моноценозом зі схильністю до трансформації у псевдомоноценоз за рахунок збільшення ролі пратантів. Найбільш адаптованим до ксерофільних умов існування є угруповання мезопедобіонтів дерново-літогенних ґрунтів на сіро-зелених глинах та на лесоподібних суглинках. У педоземах та дерново-літогенних ґрунтах на червоно-бурих глинах угруповання мають більш мезофільний характер (Maslikova, 2018f). Трофоценоморфічна структура угруповання мезопедобіонтів вводить значний потенціал родючості штучно створених ґрунтів. Структура аероморф підкреслює високу здатність техноземів до утворення тріщин і пор та, відповідно, до гіпераерації. Домінуючою складовою угруповання мезопедобіонтів є гіперкарбонатофіли. На фоні загального степового характеру угруповання мезопедобіонтів мають топоморфичну структуру, яка нехарактерна для природних степових біогеоценозів чорноземів на лесоподібних суглинках. У структурі трофоморф значно переважає кількість фітофагів, що індикуює переважання процесів мінералізації рослинних залишків над процесом гуміфікації. У спектрі форморф домінують тварини, що пересуваються без активного прокладання ходів (Maslikova, 2018f).

Біологічне різноманіття є основою функціональної ефективності та стійкості екосистемних сервісів. Таке положення справедливе й для екосистем, які формуються в результаті рекультивативних порушених земель. Екосистемні сервіси являють собою результат погодженої динаміки варіювання комплексу функціональних властивостей техноземів, які охоплюють угруповання рослин, тварин та едафічні режими. Окремий технозем, або їх певна група, володіють специфічною сукупністю екосистемних сервісів. Функціональні особливості угруповань ґрунтових безхребетних, які відповідають за виконання екосистемних сервісів, є чутливими до едафічних умов техноземів, які впливають і на рослинний покрив. На екологічну структуру ґрунтової макрофауни впливає агрегатна структура техноземів та електрична провідність штучних ґрунтів. Важливе значення для формування функціональної структури ґрунтової фауни мають особливості екологічних режимів мінерального живлення та вологості едафотопу. Варіювання деяких екологічних показників техноземів знаходиться в межах зони оптимуму педобіонтів. Цей результат дозволяє стверджувати, що техноземи не можна ідентифікувати як тотально екстремальні місцеперебування. Формування оптимальних умов для певної частини угруповання макрофауни є результатом педогенезу, який відбувався з моменту створення техноземів.

## Висновки

Складність варіювання функціональних властивостей техноземів, які характеризують екосистемні сервіси, можна описувати за допомогою сімох головних компонент, власні числа яких переважають одиницю. Ці компоненти описують 72,4% варіювання простору ознак. Головні компоненти володіють диференціальною здатністю. Кожна з них указує на особливості сукупності екосистемних сервісів, характерні для окремого технозему або їх певної групи.

Функціональні особливості угруповань ґрунтових безхребетних, що відповідають за виконання екосистемних сервісів, зазнають впливу агрегатної структури техноземів, а також реагують на електричну провідність ґрунту, особливості екологічних режимів мінерального живлення та вологості едафотопу.

Варіювання екологічних показників, які в інтегральній формі позначаються головною компонентою 2, знаходиться в межах зони оптимуму педобіонтів. Цей результат дозволяє стверджувати, що техноземи не можна ідентифікувати як тотально екстремальні місцеперебування. Для певної частини угруповання макрофауни формування оптимальних умов є результатом педогенезу з моменту створення техноземів.

Тип технозему пояснює 5,68% ентропії угруповання, що свідчить про специфічність кожного типу технозему як середовища існування ґрунтових тварин. Поряд зі специфічними особливостями техноземів існує динаміка процесів, на які подібним чином реагують угруповання мезопедобіонтів у різних типах техноземів. Структуруючий вплив типу техноземів на угруповання безхребетних значно поступається впливу варіювання екологічних режимів, які є загальними для усіх типів техноземів.

Перспективи подальших досліджень пов'язані з вирішенням питання картографування екосистемних сервісів сільськогосподарських та техногенно трансформованих територій на різних масштабних рівнях. Важливою науково-практичною проблемою залишається й розробка процедур грошової оцінки екосистемних сервісів.

## References

- Albrecht, M., Schmid, B., Hautier, Y., & Müller, C. B. (2012). Diverse pollinator communities enhance plant reproductive success. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 279(1748), 4845–4852. doi: [10.1098/rspb.2012.1621](https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1621)
- Balvanera, P., Pfisterer, A. B., Buchmann, N., He, J. S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., & Schmid, B. (2006). Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9(10), 1146–1156. doi: [10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x)
- Brooks, D. R., Bajer, J. E., Clark, S. J., Monteith, D. T., Andrews, C., Corbett, S. J., Beaumont, D. A., & Chapman, J. W. (2012). Large carabid beetle declines in a United Kingdom monitoring network increases evidence for a widespread loss in insect biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 49(5), 1009–1019. doi: [10.2307/23353466](https://doi.org/10.2307/23353466)
- Brouwer, R., Brander, L., Kuik, O., Papyrakis, E., & Bateman, I. (2013). A synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB (Final Report). University Amsterdam Institute for Environmental Studies.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ..., & Naeem, S. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59–67. doi: [10.1038/nature11148](https://doi.org/10.1038/nature11148)
- Cardinale, B. J., Srivastava, D. S., Duffy, J. E., Wright, J. P., Downing, A. L., Sankaran, M., & Jouseau, C. (2006). Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, 443, 989–992. doi: [10.1038/nature05202](https://doi.org/10.1038/nature05202)
- Cardinale, B. J., Wright, J. P., Cadotte, M. W., Carroll, I. T., Hector, A., Srivastava, D. S., Loreau, M., & Weis, J. J. (2007). Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 104(46), 18123–18128. doi: [10.1073/pnas.0709069104](https://doi.org/10.1073/pnas.0709069104)
- Cottingham, K. L., Brown, B. L., & Lennon, J. T. (2001). Biodiversity may regulate the temporal variability of ecological systems. *Ecology Letters*, 4(1), 72–85. doi: [10.1046/j.1461-0248.2001.00189.x](https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00189.x)
- Daily, G. C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington.
- de Vries, F. T., Thébault, E., Liiri, M., Birkhofer, K., Tsiafouli, M. A., Bjørnlund, L., ..., & Bardgett, R. D. (2013). Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 110(35), 14296–14301. doi: [10.1073/pnas.1305198110](https://doi.org/10.1073/pnas.1305198110)
- Doak, D. F., Bigger, D., Harding, E. K., Marvier, M. A., O'Malley, R. E., & Thomson, D. (1998). The statistical inevitability of stability diversity relationships in community ecology. *The American Naturalist*, 151(3), 264–276. doi: [10.1086/286117](https://doi.org/10.1086/286117)
- EASAC (2015). *Ecosystem services, agriculture and neonicotinoids* (EASAC policy report No. 26, 1–62). Retrieved from <http://www.interacademies.net/File.aspx?id=27071>
- EEA (2010). *The European environment – state and outlook 2010: synthesis*. European Environment Agency, Copenhagen. doi: [10.2800/45773](https://doi.org/10.2800/45773)
- EU Commission (2011). *The EU Biodiversity Strategy to 2020*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi: [10.2779/39229](https://doi.org/10.2779/39229)
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ..., & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570–574. doi: [10.1126/science.1111772](https://doi.org/10.1126/science.1111772)
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., & Vaissière, B. E. (2009). Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68(3), 810–821. doi: [10.1016/j.ecolecon.2008.06.014](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014)
- Gonzalez, A., & Loreau, M. (2009). The causes and consequences of compensatory dynamics in ecological communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), 393–414. doi: [10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173349](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173349)
- Greenleaf, S., Williams, N. M., & Winfree, R. (2007). Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia*, 153, 589–596. doi: [10.1007/s00442-007-0752-9](https://doi.org/10.1007/s00442-007-0752-9)
- Klein, A., Steffan-Dewenter, I., & Tscharntke, T. (2003). Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 270(1518), 955–961. doi: [10.1098/rspb.2002.2306](https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2306)
- Klein, A. M., Vaissière, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 274(1608), 303–313. doi: [10.1098/rspb.2006.3721](https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721)
- Lawesson, J. E., & Oksanen, J. (2002). Niche characteristics of Danish woody species as derived from coenoclines. *Journal of Vegetation Science*, 13(2), 279–290. doi: [10.1658/1100-9233\(2002\)013%5B0279:ncodws%5D2.0.co;2](https://doi.org/10.1658/1100-9233(2002)013%5B0279:ncodws%5D2.0.co;2)
- Leonhardt, S. D., Gallai, N., Garibaldi, L. A., Kuhlmann, M., & Klein, A. M. (2013). Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 14(6), 461–471. doi: [10.1016/j.baae.2013.06.003](https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.06.003)
- Losey, J., & Vaughan, M. (2006). The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience*, 56(4), 311–323. doi: [10.1641/0006-3568\(2006\)56%5B311:tevoes%5D2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56%5B311:tevoes%5D2.0.co;2)

- Maslikova, E. P. (2018a). Phytoindication spatio-temporal structures tehnozemov and endogenous mechanisms of sustainable functioning of anthropogenic soil-like bodies. *Agrology*, 1(3), 273–280 (in Russian). doi: [10.32819/2617-6106.2018.13006](https://doi.org/10.32819/2617-6106.2018.13006)
- Maslikova, K. P. (2017). The ecological structure of technosol vegetation of the Nikopol manganese ore basin. *News of Dnipropetrovsk State Agrarian and Economic University*, 4 (46), 77–88 (in Ukrainian).
- Maslikova, K. P. (2018b). Spatio-temporal dynamics of the phytoindication estimates of acidity and salt regime of Nikopol manganese ore basin technosols. *Agrobiologia*, 1, 115–128.
- Maslikova, K. P. (2018c). Phytoindication spatio-temporal structures tehnozemov and endogenous mechanisms of sustainable functioning of anthropogenic soil-like bodies. *Agrology*, 21(3), 273–280.
- Maslikova, K. P. (2018d). Management of functional properties of recultozem models with placement primary stratigraphy. *Ukrainian Journal of Ecology*, 8(1), 619–627 (in Ukrainian). doi: [10.15421/2018\\_257](https://doi.org/10.15421/2018_257)
- Maslikova, K. P. (2018e). Ecomorphic community structure of the herpetobiont invertebrates of Nikopol manganese ore basin technosols. *Scientific reports of National university of life and environment of Ukraine*, 2(72) (in Ukrainian).
- Maslikova, K. P. (2018f). Ecomorphic structure of the soil macrofauna communities of technosols of the Nikopol Manganese Ore Basin. *Biosystems Diversity*, 26(2), 85–91 (in Ukrainian). doi: [10.15421/011813](https://doi.org/10.15421/011813)
- Maslikova, K. P. (2018g). Principal component analysis of technosols ecological properties. *Ukrainian Journal of Ecology*, 8(2), 105–112 (in Ukrainian). doi: [10.15421/2018\\_316](https://doi.org/10.15421/2018_316)
- Maslikova, K. P., Ladska, I. V., & Zhukov, O. V. (2016). Permeability of soils in artificially created models with different stratigraphy. *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytskyi Melitopol State Pedagogical University*, 6(3), 234–247 (in Ukrainian). doi: [10.15421/201693](https://doi.org/10.15421/201693)
- Maslikova, K. P., Zhukov, A. V., & Kovalenko, D. V. (2018). The phytoindication evaluation of the light regime as a marker of regulatory ecosystem services in the Nikopol manganese ore basin technosols. *Journal of Poltava State Agrarian Academy*, 4, 116–122 (in Ukrainian).
- Maslikova, K. P., Zhukov, A. V., & Kovalenko, D. V. (2019). Dynamics of the carbonate and nitrogen content during the soil forming process of the Nikopol manganese ore basin technosols. *Scientific reports of National university of life and environment of Ukraine*, 1 (77) (in Ukrainian).
- MEA (2005). *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Meiss, H., Lagadec, L., Munier-Jolain, N., Waldhardt, R., & Petita, S. (2010). Weed seed predation increases with vegetation cover in perennial forage crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 138, 10–16. doi: [10.1016/j.agee.2010.03.009](https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.03.009)
- Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., ..., & Cliff, B. (1997). Economic and environmental benefits of biodiversity. *Bioscience* 47(11), 747–757. doi: [10.2307/1313097](https://doi.org/10.2307/1313097)
- Shemavnev, V. I., Gordienko, N. A., Dy'rda, V. I., & Zabaluyev, V. O. (2005). The stable development of the complicated ecotechnosystems. *Moscow–Dnepropetrovsk* (in Russian).
- Sumarokov, A. M., & Zhukov, A. V. (2006). Ground of renewal of ecological potential of agrobiogeocenoses at diminishing of pesticidal loadings in Ukraine. *The Kharkov Entomological Society Gazette*, XIV, 1–2, 145–154.
- TEEB (2010). *Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. Progress Press, Malta.
- Trichard, A., Alignier, A., Biju-Duval, L., & Petit, S. (2013). The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic and Applied Ecology*, 14, 235–245. doi: [10.1016/j.baae.2013.02.002](https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.02.002)
- Tsiafouli, M. A., Thébault, E., Sgardelis, S. P., de Ruiter, P. C., van der Putten, W. H., Birkhofer, K., ..., & Hedlund, K. (2015). Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global Change Biology*, 21, 973–985. doi: [10.1111/gcb.12752](https://doi.org/10.1111/gcb.12752)
- Wilyams, V. R. (1939). *Soil science*. Moscow (in Russian).
- Zhukov, O. V. (2009). The ecomorphic analysis of the soil animals consortia. A. L. Svidler, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).
- Zhukov, O. V., & Maslikova, K. P. (2018). The dependence of the technosols models functional properties from the primary stratigraphy designs. *Journal of Geology, Geography and Geoecology*, 27(2), 399–407. doi: [10.15421/111864](https://doi.org/10.15421/111864)
- Zhukov, O. V., Maslykova, K. P., & Kovalenko, D. (2018). Dynamics of the regulatory ecosystem services during the soil forming process of the Nikopol manganese ore basin technosols. *Scientific reports of National university of life and environment of Ukraine*, 6(76) (in Ukrainian). [10.31548/dopovidi2018.06.005](https://doi.org/10.31548/dopovidi2018.06.005)
- Zhukov, O. V., Zadorozhna, G. O., Maslikova, K. P., Andrushevych, K. V., & Lyadskaya, I. V. (2017). *Tehnosols Ecology: monograph*. Zhurfond, Dnipro (in Ukrainian).
- Zhukov, O., Kunah, O., Dubinina, Y., & Novikova, V. (2018). The role of edaphic and vegetation factors in structuring beta diversity of the soil macrofauna community of the Dnipro river arena terrace. *Ekológia (Bratislava)*, 37(3), 301–327. doi: [10.2478/eko-2018-0023](https://doi.org/10.2478/eko-2018-0023)