

Міністерство освіти і науки України
Мелітопольський державний педагогічний університет
імені Богдана Хмельницького

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ПОДПРЯТОВА НАТАЛІЯ ОЛЕКСАНДРІВНА

УДК 631.95:631.618

ДИСЕРТАЦІЯ

**ФІТОІНДИКАЦІЯ ЕКОЛОГІЧНИХ РЕЖИМІВ ТЕХНОЗЕМІВ
НІКОПОЛЬСЬКОГО МАРГАНЦЕВОРУДНОГО БАСЕЙНУ**

Спеціальність 101 – Екологія

Галузь знань 10 – Природничі науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії

Дисертація містить результати власних досліджень. Використання ідей,
результатів і текстів інших авторів мають посилання на відповідне джерело

_____ Подпрятова Н. О.

(підпис, ініціали та прізвище здобувача)

Науковий керівник: Жуков Олександр Вікторович,
доктор біологічних наук, професор

Запоріжжя – 2026

АНОТАЦІЯ

Подпрятова Н. О. Фітоіндикація екологічних режимів техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну. – Кваліфікаційна наукова робота на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – екологія. – Мелітопольський державний педагогічний університет імені Богдана Хмельницького, Запоріжжя, 2026.

У дисертації представлено дані про біорізноманіття рослинного покриву техноземів, які утворилися в результаті тривалої рекультивації земель, порушених внаслідок відкритих гірничих робіт на території Нікопольського марганцеворудного басейну. Для аналізу екологічної структури рослинних угруповань був застосований екоморфний підхід. Було виявлено високий рівень видового багатства рослинних угруповань. Таксономічний склад флори відтворює структури, типові для регіональної флори. В ценоморфному аспекті в угрупованнях переважають степанти та редуранти. Також було наведено оцінку умов вологості, трофності та освітленості едафотопів на основі екоморфної структури рослинних угруповань.

У праці також перевіряються такі гіпотези: 1) динаміку рекультиваційного процесу можна відстежувати за допомогою індексів природності та гемеробності; 2) на початкових етапах рекультивації перевагу має індекс гемеробності через його вищу чутливість у цьому діапазоні рівнів антропогенної трансформації.

У дослідженні встановлено кореляційний зв'язок між показниками гемеробності рослинності та фізичними властивостями техноземів, що обґрунтовує доцільність використання гемеробності як індикатора ступеня відновлення порушених екосистем у процесі їх рекультивації. За рівнями антропогенної

трансформації рослинні угруповання були диференційовані на бета-, альфа-еугемеробні, полігемеробні та метагемеробні.

Виявлено, що варіабельність фізичних властивостей техноземів пов'язана зі співвідношенням рівнів гемеробності рослинних угруповань. Зменшення ступеня гемеробності супроводжується підвищенням електропровідності ґрунту, зниженням його пенетраційного опору та трансформацією агрегатної структури. Отримані результати підтверджують інформативність гемеробності рослинних угруповань як надійного фітоіндикатора відновлення екосистем під час рекультивації.

В результаті тривалого спонтанного заростання на рекультивованих ділянках сформувався рослинний покрив, загальне таксономічне різноманіття якого налічує 133 види судинних рослин. З метою моніторингу динаміки рекультивації та розрахунку індексів антропогенної трансформації була сформована вибірка діагностичних видів-індикаторів, що налічує 70 видів судинних рослин. Індивідуальний індекс гемеробності діагностичних видів змінювався від 12 до 100 балів, при цьому середньозважена гемеробність угруповань становила $85,0 \pm 0,22$. Проективне покриття становило $22,0 \pm 0,30$ %. На одній пробній ділянці виявлено $8,4 \pm 0,1$ виду рослин. Аналіз синоптичної фітосоціологічної таблиці показав, що рослинний покрив рекультивованої ділянки представлений дев'ятьма асоціаціями з класів рослинності *Artemisietea vulgaris* та *Stellarietea mediae*. Найнижчий рівень гемеробності виявлено в угрупованні *Cirsio-Lactucetum serriolae*. Середній рівень гемеробності виявлено для асоціацій *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*, *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* та *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi*. Найвищий рівень гемеробності виявлено для асоціацій *Agropyretum repentis* та *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis*. Найвищий рівень гемеробності спостерігався у рослинних угрупованнях, сформованих на літоземах на червоно-

бурих глинах, а найнижчий – на педоземах. Для всіх літоземів спостерігалася негативна кореляція між гемеробністю та природністю. Для педоземів статистично значущої кореляції не виявлено. Для класифікації асоціацій найбільше значення мають екологічні фактори, такі як вміст солей у ґрунтового розчині, вміст азоту, світловий режим і природність. Рівень доступної вологи для рослин у середньому становив 39,2 %, а аерація ґрунту – близько 76 %, причому найгірші показники (найнижча аерація та вологозабезпеченість, а також найвищий рівень рН і вмісту карбонатів) стабільно фіксуються на літоземах із червоно-бурими глинами. Традиційним застосуванням шкали гемеробії є оцінка рівня антропогенної трансформації екосистеми, тобто кількісна оцінка того, наскільки екосистема відхилилася від свого природного стану. У дослідженні ми використовуємо індекс гемеробії для спостереження за тим, як рослинне угруповання повертається до свого природного стану, що можна розглядати як маркер ефективності процесу рекультивації.

Ключові слова: біорізноманіття, рослинне угруповання, техноземи, екологічний режим, фітоіндикація, синтаксономія, рекультивація ґрунтів.

ABSTRACT

Podpriatova N.O. Phytoindication of ecological regimes of technozems of the Nikopol manganese ore basin. – Qualifying scientific work on the rights of a manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy (PhD) in the specialty 101 – Ecology. – Melitopol Bohdan Khmelnytskyi State Pedagogical University, Zaporizhzhia, 2026.

The dissertation explores the biodiversity of vegetation cover on technozems that have developed through long-term reclamation of land degraded by open-pit mining in the Nikopol manganese ore basin. To assess the ecological structure of plant communities, an ecomorphic analysis was applied. The study identified a high diversity of plant species. The taxonomic composition of the flora mirrors structural patterns characteristic of the regional flora. From a cenomorphic perspective, the communities are primarily composed of stepants and redurants. Additionally, the humidity, trophicity, and illumination of the edaphotopes were evaluated based on the ecomorphic characteristics of the plant communities.

The study also tests the following hypotheses: 1) the dynamics of the reclamation process can be monitored using the indices of naturalness and hemeroby; 2) at the initial stages of reclamation, the hemeroby index has an advantage due to its higher sensitivity in this range of anthropogenic transformation levels.

The study established a correlation between vegetation hemeroby indices and the physical properties of technozems, substantiating the use of hemeroby as an indicator of ecosystem restoration during land reclamation. Plant communities were differentiated according to levels of anthropogenic transformation into beta-, alpha-euhemerobic, polyhemerobic, and metahemerobic categories.

It was found that variations in the physical properties of technozems are associated with the proportion of plant communities representing different hemeroby levels. A

decrease in hemeroby was accompanied by increased soil electrical conductivity, reduced penetration resistance, and changes in soil aggregate structure. The results confirm the informative value of plant community hemeroby as a reliable phytoindicator of ecosystem recovery in the reclamation process.

As a result of long-term spontaneous overgrowth on reclaimed sites, a plant cover has formed with a total taxonomic diversity of 133 species of vascular plants. For the purpose of monitoring reclamation dynamics and calculating indices of anthropogenic transformation, a sample of diagnostic indicator species comprising 70 species of vascular plants was identified. The individual hemeroby index of the diagnostic species ranged from 12 to 100 points, while the weighted average hemeroby of the communities was 85.0 ± 0.22 . The projected coverage was 22.0 ± 0.30 %. On one test plot, 8.4 ± 0.1 plant species were found. The analysis of the synoptic phytosociological table showed that the vegetation cover of the reclaimed area is represented by nine associations from the vegetation classes *Artemisietea vulgaris* and *Stellarietea mediae*. The lowest level of hemeroby was found in the *Cirsio-Lactucetum serriolae* community. The average level of hemeroby was found for the associations *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*, *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* and *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi*. The highest level of hemeroby was found for the associations *Agropyretum repentis* and *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis*. The highest level of hemeroby was observed in plant communities formed on lithozems on red-brown clays, and the lowest – on pedozems. A negative correlation between hemeroby and naturalness was found for all lithozems. No statistically significant correlation was found for pedozems. Environmental factors such as salt content in the soil solution, nitrogen content, light conditions, and naturalness are of greatest importance for the classification of associations. The average level of plant-available moisture was 39.2 %, while soil aeration was about 76 %. The poorest indicators (lowest aeration and moisture availability, as well

as the highest pH level and carbonate content) were consistently observed in lithozems with red-brown clays. A traditional application of the hemeroby scale is to assess the level of anthropogenic transformation of an ecosystem, i.e. to quantify how far an ecosystem has deviated from its natural state. In the study, we use the hemeroby index to observe how the plant community returns to its natural state, which can be considered as a marker of the effectiveness of the soil reclamation process.

Key words: biodiversity, plant community, technozems, ecological regime, phytoindication, syntaxonomy, soil reclamation.

СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА, В ЯКИХ ОПУБЛІКОВАНІ ОСНОВНІ НАУКОВІ РЕЗУЛЬТАТИ ДИСЕРТАЦІЇ

У виданнях, які включені до наукометричних баз Web of Science та Scopus:

1. Kunakh, O., Lisovets, O., Podpriatova, N. & Zhukov, O. Plant Community Hemeroby is a Reliable Indicator of the Dynamics of Reclamation of Lands Disturbed by Mining. *Ekológia (Bratislava)*, 2024, Slovak Academy of Sciences, vol. 43 no. 1, pp. 43-53. <https://doi.org/10.2478/eko-2024-0005> (**Web of Science, Scopus – 3-й квартиль**). *(особистий внесок: підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)*.
2. Podpriatova, N., Kunakh, O., & Zhukov, O. (2024). Which index is better for assessing the success of reclamation: Naturalness or hemeroby? *Biosystems Diversity*, 32(1), 30–42. doi:10.15421/012403 (**Web of Science, Scopus – 3-й квартиль**). *(особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків)*.

Публікації у наукових фахових виданнях України:

1. Жуков, О., & Подпрятова, Н. (2024). Екоморфний аналіз рослинного покриву техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну. *Вісті Біосферного заповідника «Асканія-Нова»*, (26), 180–192. <https://doi.org/10.53904/1682-2374/2024-26/12> (**категорія «Б»**). *(Особистий внесок: аналітичний огляд, підбір та опрацювання літератури, частковий збір та обробка експериментальних даних, формулювання висновків.)*

**СПИСОК ПУБЛІКАЦІЙ ЗДОБУВАЧА, ЯКІ ЗАСВІДЧУЮТЬ
АПРОБАЦІЮ МАТЕРІАЛІВ ДИСЕРТАЦІЇ:**

1. Подпрятова, Н. О. (2023). Аналіз екоморфологічної диференціації рослинності техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну. Матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції, присвяченої 100-річчю Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького. Запоріжжя, Україна. 28–29 вересня 2023 року. С. 58–61.
2. Подпрятова, Н. (2024). Оцінка динаміки рекультивації порушених земель внаслідок видобутку корисних копалин за допомогою індексів гемеробії рослинних угруповань. Collection of Scientific Papers «SCIENTIA», (June 28, 2024; Helsinki, Finland). С. 63–64.
3. Подпрятова, Н. (2024). Використання індексів натуральності та гемеробії для оцінки ефективності рекультивації. Синантропізація рослинного покриву України, IV Всеукраїнська наукова конференція, 11–12 вересня 2024 р., м. Київ, м. Біла Церква. С. 136–139.
4. Podpriatova, N. (2024). Dispersal mechanisms in the vegetation cover of technosols in the Nikopol manganese ore basin. Матеріали конференцій МЦНД, 20.12.2024. Секція XIV: Екологія та технології захисту навколишнього середовища, Конотоп, Україна. С. 302–304.
5. Zhukov O, Kunakh O, Podpriatova N. (2025). Vascular plant occurrences and community hemeroby levels on reclaimed mining technosols in Pokrov, Ukraine. Version 1.2. Bohdan Khmelnytsky Melitopol State Pedagogical University. Occurrence dataset <https://doi.org/10.15468/rst3pb> accessed via GBIF.org on 2025-06-08.

6. Подпрятова, Н. О. (2025). Структура полленохорів техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну. Міжнародний науковий журнал «Грааль науки», № 57 (жовтень 2025). С. 515–517. ISSN 2710–3056. DOI 10.36074/grail-of-science.17.10.2025.054.

ЗМІСТ

ВСТУП	13
РОЗДІЛ 1 СТАНОВЛЕННЯ ФІТОІНДИКАЦІЙНИХ ПІДХОДІВ У СИСТЕМІ МОНІТОРИНГУ ТЕХНОЗЕМІВ (ОГЛЯД НАУКОВОЇ ЛІТЕРАТУРИ)	23
1.1 Обґрунтування необхідності біологічного моніторингу навколишнього середовища.....	23
1.2 Індекси геморобії та натуральності як індикатори успішності рекультивації порушених земель.....	26
1.3 Огляд існуючих екологічних шкал.....	33
1.4 Екоморфи як інструмент аналізу біорізноманіття	36
РОЗДІЛ 2 МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	39
2.1. Характеристика експериментальних полігонів.....	39
2.2. Діагностичні види.....	41
2.3 Методи оцінки рівнів гемеробії та натуральності.....	42
РОЗДІЛ 3 ЕКОМОРФНИЙ АНАЛІЗ РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТЕХНОГРУНТІВ НІКОПОЛЬСЬКОГО МАРГАНЦЕВОРУДНОГО БАСЕЙНУ	45
3.1. Таксономічна структура рослинного покриву	45
3.2. Екоморфічна структура рослинного покриву	53
Висновки до розділу 3	60
РОЗДІЛ 4 ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТЕХНОГРУНТІВ НІКОПОЛЬСЬКОГО МАРГАНЦЕВОРУДНОГО БАСЕЙНУ	62
4.1 Аналіз синтаксономічної структури рослинного покриву.....	62

4.1.1 <i>Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis</i> T. Müller et Görs 1969	66
4.1.2 <i>Agropyretum repentis</i> Felföldy 1942	70
4.1.3 <i>Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis</i> Popescu et al. 1980	71
4.1.4 <i>Melico transsilvanicae-Agropyretum</i> T. Müller in Görs 1966	72
4.1.5 <i>Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis</i> Felföldy 1943	73
4.1.6 <i>Brometum tectorum</i> Bojko 1934	74
4.1.7 <i>Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi</i> Marjushkina et Solomakha 1985	76
4.1.8 <i>Cirsio-Lactucetum serriolae</i> Mucina 1978.....	77
4.1.9 <i>Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthii</i> Soó ex Jarolímek et al. 1997.....	78
Висновки до розділу 4	79
РОЗДІЛ 5 ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ РЕКУЛЬТИВАЦІЙНИХ ЗАХОДІВ.	81
5.1 Питома електропровідність ґрунту.....	81
5.2 Фітоіндикація едафічних властивостей	83
5.3 Фітоіндикація кліматичних режимів	87
5.4 Фітоіндикація натуральності та гемеробності.....	92
5.5 Гемеробність як індикатор динаміки рекультивації земель	93
Висновки до розділу 5	109
ВИСНОВКИ	111
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	113
ДОДАТОК 1	140

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Особливістю екологічної ситуації в Дніпропетровській області є те, що кризові явища на її території мають не локальний характер, а охоплюють цілі промислові агломерації, гірничодобувні басейни (Криворізький залізорудний басейн, Західно-Донбаський вугільний басейн, Нікопольсько-Манганецько-Покровський басейн, Дніпропетровсько-Дніпродзержинсько-Новомосковський басейн, Жовтоводсько-П'ятихатсько-Вільногірська агломерація) та прилеглі території. Як наслідок, більша частина території області може бути віднесена до зони екологічного лиха [1]. Ці та інші причини призвели до значного погіршення екологічної ситуації в регіоні, до значної деградації земельних ресурсів, високого рівня забруднення атмосферного повітря в промислових містах, забруднення підземних і поверхневих вод, накопичення значної кількості небезпечних, у тому числі токсичних, промислових відходів [2, 3]. Площа порушених земель в Україні становить понад мільйон гектарів, глибокі зміни природних ландшафтів часто докорінно змінюють їх структуру [4, 5]. Вплив гірничодобувної промисловості можна порівняти з «антропогенним орогенезом» та «катастрофічно антропогенними» або, точніше, «техногенними сукцесіями» [6, 7].

Сформовані антропогенні ландшафти мають негативний екологічний вплив на навколишнє середовище, спричиняючи ланцюг незворотних і руйнівних наслідків для всього живого [8–10]. Основними причинами багаторічної проблеми рекультивациі земель промисловості є відсутність науково обґрунтованих, економічно доцільних технологій, що могли б гарантувати високий екологічний та соціальний ефект [11, 12]. Провідними механізмами трансформації техногенних ландшафтів у природні є біологічні процеси, які призводять до розвитку біогеоценозів [13, 14]. Формування ценозів будь-якого рівня визначається

ефективністю біологічного етапу рекультивації, який створює необхідні ґрунтові та біологічні процеси для відновлення родючості порушених територій [15].

Рекультивація – це складна система заходів перетворення антропогенних ландшафтів з метою досягнення екологічної рівноваги в новій природно-антропогенній системі та створення умов для цільового використання відновлених територій у різних галузях господарства та секторах економіки [16–20].

Рекультивація – це комплексне науково-практичне завдання з відновлення функціональності біогеоценотичного покриву, порушеного внаслідок антропогенного впливу та формування нової ієрархічної організації [21, 22]. Відновлення функцій, втрачених в результаті техногенезу, має визначатися фактором часу, оскільки цей процес має відбуватися в межах економічно та екологічно обґрунтованих термінів. З точки зору функціональності та родючості рекультивовані землі можуть перевершувати початковий ґрунтовий покрив [23]. Але в структурному відношенні рекультивовані ґрунти суттєво відрізняються від природних аналогів на всіх просторових та ієрархічних рівнях [24].

Створення оптимально організованих та екологічно збалансованих ландшафтів при освоєнні порушених земель досягається вдалим поєднанням штучного екотопу та біоти [24]. Початковим етапом рекультивації є технічний етап, під час якого відбувається коригування ландшафту та нанесення родючого шару ґрунту [25]. Основними показниками, що визначають продуктивність рекультивованих земель і ступінь їхньої придатності для біоти, є значення фактичної кислотності (рН) та їхнє засолення [26]. Завершальним етапом відновлення порушених земель є біологічний етап рекультивації. Серед біоти важливе значення має макрофауна ґрунту, зокрема представники сапротрофного комплексу – дощові черв'яки, енхітреїди, двостулкові багатоніжки, стоноги тощо.

Ці тварини внаслідок своєї трофо-метаболическої активності роблять значний екологічний внесок у трансформацію властивостей ґрунтів [24, 27, 28].

Техногенно порушені землі спочатку непридатні для активного ґрунтоутворення і тривалий час залишаються техногенними пустирями [8, 29]. Ґрунтоутворні породи техногенних поверхневих утворень поступово залучаються до процесів вивітрювання, вилугування, інших біологічних перетворень гірського матеріалу в ґрунтову масу [30]. Однак процеси первинного ґрунтоутворення в них протікають повільно, незважаючи на те, що вони оточені природними екосистемами з великими біологічними, в тому числі ґрунтовими, ресурсами, і є об'єктом біогеоценологічного обміну [31, 32]. Біологічна рекультивация, звичайно, активізує відновлення ґрунтових властивостей, але навіть у цьому випадку техноземи ще довго не зможуть вважатися ґрунтами в докучаєвському розумінні цього поняття. Це постлітогенні ґрунти, у верхніх горизонтах яких знаходяться залишки розкривних і вміщуючих порід різного ступеня консолідації, різного ступеня дисперсності та міцності, збіднені на біогенні елементи. Тому автохтонні рослини таких ґрунтів і культурні рослини, інтродуковані за допомогою біологічної рекультивации, опиняються в непридатних для життя умовах, близьких до екстремальних [24, 33].

В антропогенних екосистемах ґрунти формуються практично на неживих глибинних породах, винесених на земну поверхню [34, 35]. Техноземи перебувають у стані активного ґрунтоутворювального процесу, мають високий ступінь просторової неоднорідності, що формує регулярну просторову структуру [36]. Антропогенні екосистеми дуже молоді, схильні до несподіваних трансформацій, але вони передбачувані за допомогою біоіндикаторів, зміна яких у ході сукцесій підпорядковується певним закономірностям [25, 37]. Окремі організми, їхні комплекси, фізіологічні та біохімічні процеси як біоіндикатори відображають вплив

зовнішніх факторів середовища на біосистему [38, 39]. Використання рослинності як індикатора стану навколишнього середовища може широко застосовуватися для вирішення практичних питань рекультивації, особливо при оцінці потенційної придатності гірських порід для сільськогосподарського та лісгосподарського освоєння [40, 41]. Постійне зростання антропогенного впливу на навколишнє середовище зумовлює необхідність пошуку індикаторів для оцінки стану антропогенно трансформованого середовища. Для екологічної характеристики рослинного покриву за О. Л. Бельгардом широко використовується екоморфічний аналіз. Екологія техноземів є концептуальною основою пізнання рекультивованих ґрунтів як штучних утворень і природних тіл, що розвиваються під впливом докучаєвських факторів ґрунтоутворення [24].

М. Т. Масюк [6] виділяє три стадії в процесі відновлення рослинності на відвалах, які рекультивовані за технологією без нанесення шару чорнозему: стадія піонерного угруповання, стадія простого угруповання та стадія складного угруповання. Використання рослинності для індикації дозволяє досить точно оцінити якісні зміни, що відбуваються в літоземах у процесі їх біологічного розвитку [39, 42–44]. Стосовно рослинного покриву рекультивованих земель можна припустити, що для кількісної характеристики екологічного різноманіття рослинності доцільно враховувати екоморфні ознаки рослин або їх фітоіндикаційні властивості [45]. Мережева організація екологічних зв'язків за своєю природою може бути представлена у вигляді ієрархічної дендрограми, яка дає можливість застосувати таксономічні індекси різноманіття для кількісної оцінки екологічного різноманіття [46]. Фітоіндикація дозволила встановити напрямок екологічних трансформацій, спричинених забрудненням ґрунтів підстанцій технологічними оливами. Показано, що синфітоіндикація є інформативним методом встановлення екологічних режимів в умовах антропогенної трансформації екотопів [47, 48].

Можливість використання інструментів фітоіндикації, розроблених для природних екосистем, для цілей екологічної оцінки антропогенно трансформованих територій зумовлена неспецифічним характером реакції угруповань живих організмів на забруднення навколишнього середовища [24].

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами й темами. Дисертаційна робота виконана у 2022–2026 рр. у руслі наукової програми кафедри ботаніки, екології та садово-паркового господарства Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького як частина державної науково-дослідницької теми: «Біологічне різноманіття як фактор стійкості екосистем Приазовського регіону в умовах глобальних змін клімату та антропогенного впливу» (затверджена на Вченій раді факультету, протокол № 8 від 19.04.2022 р.).

Мета і завдання дослідження. Метою роботи є оцінка показників таксономічного різноманіття рослинних угруповань на техноземах, що утворилися на ділянках відкритих гірничих робіт, а також еколого-ценотичний аналіз процесів рекультивації земель у Нікопольському марганцеворудному басейні.

Для реалізації зазначеної мети передбачається виконання таких завдань:

- установити таксономічне різноманіття рослинних угруповань Нікопольського марганцеворудного басейну;
- провести екоморфний аналіз рослинних угруповань для виявлення екологічних особливостей процесів, що відбуваються при рекультивації земель;
- оцінити роль факторів навколишнього середовища у формуванні екоморфної структури рослинного покриву;
- проаналізувати синтаксономічну структуру утвореного рослинного покриву;

- перевірити гіпотезу, що динаміку процесу рекультивації можна відстежувати за допомогою індексів природності та гемеробності;
- визначити залежність між електропровідністю ґрунту та рівнем гемеробії рослинних угруповань;
- перевірити гіпотезу, що на початкових етапах рекультивації перевагу має індекс гемеробності.

Об’єкт дослідження. Рослинні угруповання на техноземах, що утворилися на ділянках відкритих гірничих робіт у Нікопольському марганцеворудному басейні.

Предмет вивчення. Просторове варіювання екоморфічної організації рослинних угруповань техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну.

Методи дослідження.

Полеві дослідження проводилися протягом 2008–2021 рр. на базі дослідної станції Дніпровського державного аграрно-економічного університету в м. Покров (Дніпропетровська обл.) у межах експериментального полігону, закладеного у 1968–1970 рр. на території колишнього марганцеворудного кар’єру. Дослідження охопили педоземи (з нанесеним гумусованим шаром) та літоземи, сформовані на трьох типах геогенних субстратів: лесовидних суглинках, сіро-зелених та червоно-бурих глинах. Для кожного типу технозему було закладено по 7 трансект із 105 пробними ділянками (площею 3×3 м кожна). Загалом виконано 1900 геоботанічних описів.

Таксономічна ідентифікація видів базувалася на Euro+Med Plantbase; критичні зразки визначали мікроскопічно. Синтаксономічну класифікацію угруповань проводили за допомогою програми TWINSpan. Діагностичні види виділяли за ϕ -коефіцієнтом (із застосуванням бібліотеки *indicspecies*), а домінантні – за проєктивним покриттям понад 10%. Для оцінки екологічних умов застосовано екоморфний аналіз за О. Л. Бельгардом, метод синфітоіндикації за

Я. П. Дідухом та шкали Г. Елленберга. Оцінку ступеня антропогенної трансформації здійснювали за шкалою гемеробності Франка і Клотца, яку було математично адаптовано: категоріальні показники конвертовано у 100-бальну шкалу для розрахунку середньозваженого індексу гемеробності угруповання.

Для оцінки ефективності рекультивації додатково досліджували фізико-хімічні властивості ґрунтів: вимірювали питому електропровідність водних суспензій (дСм/м), агрегатний склад та опір penetрації (твердість) ґрунту на глибинах до 50 см. Статистичну обробку даних (описова статистика, дисперсійний аналіз ANOVA, аналіз компонентів відносної дисперсії, регресійний аналіз) виконано у програмному середовищі STATISTICA.

Наукова новизна отриманих результатів.

Уперше:

- встановлені особливості екоморфічної структури рослинного покриття техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну;
- отримано дані про трофність рослинних угруповань техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну;
- охарактеризовано умови вологості середовища за складом рослинних угруповань, що дозволило визначити гігоморфний спектр фітоценозів техноземів;
- визначено тепловий режим субстратів за наявністю теплолюбних і холодостійких видів у складі фітоценозів;
- проаналізовано освітленість техногенних ділянок на основі розподілу світлолюбних і тіньовитривалих видів у рослинному покриві;
- встановлено особливості кліматичної адаптації рослинних угруповань до умов техногенних субстратів, що дало змогу охарактеризувати їх клімаморфну структуру;

– визначено структуру діаспорохорів рослинних угруповань техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну;

Удосконалено та доповнено:

– відомості про показники видового та таксономічного різноманіття рослинних угруповань техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну;

– шкалу Франка і Клотца – оригінальні шкали були конвертовані шляхом обчислення напівсуми мінімальних і максимальних значень для кожного виду, а потім переведені в 100-бальну шкалу;

– класифікацію антропогенних впливів на екосистеми та відповідні ступені гемеробності та природності за Г. Сукопом [49].

Набула подальшого розвитку:

– концепція екоморфічної організації екосистем О. Л. Бельгарда [50];

– концепція використання рослинних угруповань як індикаторів ефективності рекультиваційних заходів;

– концепція використання показників гемеробії та натуральності для визначення правильності напрямку процесу рекультивації.

Практичне значення отриманих результатів. Одержані результати можуть бути використані для наукового обґрунтування рекультиваційних заходів у межах техногенно трансформованих ландшафтів, зокрема на території Нікопольського марганцеворудного басейну. Встановлені особливості екоморфічної структури рослинного покриву техноземів та оцінка екологічних умов за шкалами Бельгарда, Дідуха, Елленберга і гемеробності створюють базу для моніторингу стану відновлюваних екосистем.

Отримано наукове підтвердження, що застосування індексів природності та гемеробності як індикаторів дозволяє не лише ефективно відстежувати динаміку

процесів рекультивації та ранньої сукцесії, а й в цілому визначити правильність напрямку рекультиваційних заходів.

Отримані дані можуть бути використані в екологічному моніторингу, процедурах оцінки впливу на довкілля (ОВД), ландшафтному плануванні, а також при формуванні стратегії відновлення порушених територій з урахуванням регіональної специфіки рослинних угруповань.

Особистий внесок здобувача. Авторка дисертації самостійно здійснила планування дослідження, провела ґрунтовний аналіз сучасної наукової літератури, брала активну участь у лабораторній обробці матеріалів польових експедицій, особисто розробила схеми, здійснила аналіз і статистичну обробку отриманих результатів. Авторка також брала участь в апробації наукових результатів і підготовці матеріалів до публікації у фахових виданнях. Концептуальні положення, нові підходи та обґрунтування наукового напрямку, які викладено у висновках, положеннях наукової новизни та практичних рекомендаціях, є результатом самостійної наукової діяльності авторки.

Апробація результатів дисертації. Основні положення дисертаційної роботи та результати досліджень доповідалися та обговорювалися на щорічних засіданнях кафедри ботаніки, екології та садово-паркового господарства, а також були представлені на таких наукових і науково-практичних конференціях і в матеріалах:

- Всеукраїнська науково-практична конференція, присвячена 100-річчю Мелітопольського державного педагогічного університету імені Богдана Хмельницького (28–29 вересня 2023 р., м. Запоріжжя, Україна); *Collection of Scientific Papers SCIENTIA* (28 червня 2024 р., Гельсінкі, Фінляндія);

- IV Всеукраїнська наукова конференція «Синантропізація рослинного покриву України» (11–12 вересня 2024 р., м. Київ – м. Біла Церква);
- Матеріали конференцій МЦНД, секція XIV «Екологія та технології захисту навколишнього середовища» (20 грудня 2024 р., м. Конотоп, Україна);
- Співавторство над відкритим датасетом, опублікованим у GBIF [51], який включає дані, використані у дисертації.

Публікації. Основні матеріали дисертаційної роботи опубліковані в 3 наукових працях, із них 2 – у виданнях, які включені до міжнародних наукометричних баз Web of Science або Scopus з яких 1 – що входять до переліку «Б» фахових, 5 – матеріали наукових конференцій, 1 – що додатково відображають наукові результати дисертації. Індекс Гірша – 2.

Структура та обсяг роботи. Дисертація складається зі вступу, 5 розділів, висновків, списку використаних джерел і 1 додатку. Загальний обсяг дисертаційної роботи 148 сторінок, основний зміст дисертації викладено на 139 сторінках комп'ютерного тексту. Дисертація містить 7 таблиць і 18 рисунків. Список використаних джерел складається зі 245 найменувань.

РОЗДІЛ 1

СТАНОВЛЕННЯ ФІТОІНДИКАЦІЙНИХ ПІДХОДІВ У СИСТЕМІ МОНІТОРИНГУ ТЕХНОЗЕМІВ (ОГЛЯД НАУКОВОЇ ЛІТЕРАТУРИ)

1.1 Обґрунтування необхідності біологічного моніторингу навколишнього середовища

Екологічні системи планети зазнають небувалого антропогенного тиску, що призводить до їх критичних змін як на локальному, так і на глобальному рівні [52, 53]. Забруднення і перетворення сільськогосподарських ландшафтів на порушені землі є однією з головних екологічних проблем антропоцену, що ставить під загрозу низку важливих для людства факторів: економічний розвиток, продовольчу безпеку, здоров'я екосистем [54]. Видобуток корисних копалин спричиняє руйнування природних екосистем через вилучення ґрунту і рослинності та поховання їх під відвалами відходів видобутку [55]. Домінівними ґрунтовими токсикантами є важкі метали, доступність яких для рослин зростає зі збільшенням кислотності ґрунту [56].

Питання відновлення деградованих екосистем наразі перебуває в центрі підвищеної уваги, що може сприяти покращенню їх стану [57]. Процес рекультивації передбачає відновлення деградованих внаслідок гірничодобувних робіт земель шляхом переведення їх в альтернативний стан, що сприяє підвищенню біорізноманіття [58]. Використання рослинного покриву є економічно ефективним та екологічно стійким методом стабілізації та відновлення порушених земель [59]. Пошкодження ґрунту та рослинності, спричинені видобутком корисних копалин, якщо їм не запобігти ретельним плануванням, зазвичай є критичним, оскільки первісні екосистеми зазнають значних пошкоджень або є повністю похованими під

відвалами порід у процесі видобутку. Для відновлення таких земель необхідна радикальна реконструкція. Природним шляхом це відбувається через добре відомі процеси первинної сукцесії, без втручання людини. З економічної точки зору та задля збереження природних ресурсів, рекультивація повинна використовувати ті ж самі процеси [30]. Планування рекультивації має важливе значення для чіткого визначення цілей, завдань і критеріїв успіху, які дозволять здійснювати систематичну рекультивацію [60]. Потреба в методах оцінки ефективності досягнення екологічних і соціальних цілей зростає, особливо коли йдеться про відновлення сільськогосподарських земель [61]. Цілі рекультивації можуть з часом змінюватися залежно від напрямку сукцесії рекультивації [62]. Відновлену ділянку слід розглядати як довгостроковий експеримент, оскільки невизначеність траєкторії відновлення ніколи не може бути подолана, тому моніторинг навколишнього середовища є невіддільною частиною процесу відновлення.

Землі, що підлягають рекультивації, утворюють дуже специфічні біотопи [30]. На них часто відсутній органічний шар ґрунту та рослинний покрив через відсутність ґрунтового банку насіння та відсутність або низьку кількість поживних речовин у субстраті [63]. Вони характеризуються високою абсолютною температурою та високим рівнем її коливань, засоленістю, значними коливаннями вологості та тепловою активністю. Нестабільність грубозернистого субстрату робить його вразливим до водної або масової ерозії [64]. Екстремальні екологічні фактори обмежують колонізацію як рослинних, так і тваринних видів на рекультивованих землях [65]. Існують види, які можуть заселяти цю територію в процесі спонтанної сукцесії та формувати рослинні угруповання, які часто відрізняються від тих, що зафіксовані на інших антропогенних територіях [66].

Для ефективного планування заходів, спрямованих на мінімізацію та усунення негативного впливу людської діяльності на природні ресурси, зокрема на

грунти, у 1972 році на Стокгольмській конференції ООН була ухвалена програма дій і запропоновано створити спеціальну систему моніторингу стану довкілля [67]. В реаліях України діє «Положення про державну систему моніторингу навколишнього середовища», затверджене постановою Кабінету Міністрів України від 30 березня 1998 року № 391 [68].

Підходи до визначення поняття моніторингу довкілля та його структури суттєво різняться серед науковців. До прикладу, І. П. Герасимов розглядав цей процес як багаторівневу систему, що поєднує спостереження, контроль і управління екологічною ситуацією в різних масштабах, включно з глобальним. Він запропонував тривірневу класифікацію моніторингу, яка включає санітарно-гігієнічний рівень, природно-господарський та глобальний [69, 70].

З іншого боку, Ю. А. Израель акцентував на тому, що моніторинг повинен бути спрямований на виявлення змін у біосфері під впливом людської діяльності. Його модель моніторингу ґрунтується на чотирьох основних етапах: «системи – спостереження – оцінка – прогноз» [71]. За В. Д. Погребенником, у системі моніторингу навколишнього середовища України відповідно до виконуваних завдань виділяють три основні типи моніторингу: базовий (стандартний), кризовий (оперативний) та науковий (фоновий) моніторинг [72].

Автори О. Гюнтер, Ф. Й. Радермакер та В. Рікерт розглядають екологічний моніторинг як безперервне, автоматизоване спостереження за змінами в навколишньому середовищі. Вони підкреслюють, що у довгостроковій перспективі такі технології є єдиним дієвим засобом моніторингу як на глобальному, так і на локальному рівні, особливо в країнах, що розвиваються [73].

Основними підходами біологічного моніторингу є біоіндикація та біотестування, які полягають у фіксації змін у біоті, викликаних антропогенними факторами [74]. Ці методи дають змогу визначити якість води, ґрунту та атмосфери,

а також оцінити рівень їх забруднення. Комбінація хімічних і біологічних методів є основою сучасного екологічного моніторингу [75].

Г. Штекер [76] трактував біоіндикацію як метод моніторингу довкілля, чутливий до антропогенних змін, що ґрунтується на аналізі кількісних і якісних змін у біологічних об'єктах. Такий підхід обмежує поняття лише впливом людини. Р. Шуберт [77] запропонував ширше розуміння – як оцінювання абіотичних і біотичних умов середовища на основі реакцій біологічних систем, що більш повно відображає суть біоіндикації, хоча й потребує деяких уточнень.

С. В. Вікторов, Є. О. Востокова та Д. Д. Вишивкін визначали фітоіндикацію (біоіндикацію) як науку, що вивчає теоретичні основи та практичні методи використання рослинного покриву і його складових для оцінки навколишнього середовища [78]. Однак, на думку Я. П. Дідуха, таке визначення не можна вважати вдалим, оскільки воно не розкриває сутності самого поняття, а також містить певну логічну невизначеність, пояснюючи індикацію через термін «індикатор». Він визначає біоіндикацію як оцінку екологічних факторів або екологічних систем, їх стану та змін за біотичними ознаками. Він пояснює широке використання біоіндикації двома причинами: необхідністю скорочення обсягу даних для обробки та неможливістю повного дослідження складних екосистем, що робить ефективним використання надійних маркерів їхнього стану [74].

1.2 Індекси геморобії та натуральності як індикатори успішності рекультивації порушених земель

Згідно з дослідженнями Л. В. Єстеревської [79], процес рекультивації складається з трьох основних етапів:

1. Проектно-дослідницький (попередній) етап:
 - аналізуються можливості та умови проведення рекультивації;

- визначається основний напрямок відновлення території;
- розробляється комплексний проєкт робіт.

2. Гірничотехнічний етап:

- виконуються всі необхідні гірничотехнічні заходи;
- здійснюється підготовка території відповідно до проєкту.

3. Біологічний (заключний) етап:

- формується фітоценоз згідно з проєктом;
- об'єкт рекультивації вводиться в експлуатацію за обраним напрямом (сільськогосподарське або лісогосподарське використання) [80].

В Україні, згідно з ДСТУ 7941:2015 «Якість ґрунту. Рекультивація земель. Загальні вимоги», процес рекультивації порушених земель включає два основні етапи: технічний та біологічний [81].

На технічному етапі рекультивації виконуються інженерні роботи з підготовки території та формування базового техногенного ландшафту. Це створює умови для подальшого відновлення родючості порушених земель. Основним завданням гірничотехнічного етапу є облаштування підстилаючого шару з розкривних гірських порід відповідної потужності та якості, а також нанесення зверху шару чорнозему або іншої потенційно родючої розкривної породи [82].

Під час стабілізаційного біологічного етапу рекультивації важливо прискорити фізичні процеси, що відбуваються у ґрунті. Розуміння цих процесів дає змогу обрати найбільш оптимальний напрям рекультивації земель відповідно до конкретних умов [83].

У ході рекультивації свідомо створюються штучні ґрунтоподібні утворення, які називають техноземами [79]. Їхньою відмітною рисою є те, що насипні шари не мають природного генетичного зв'язку між собою, як це відбувається у природних ґрунтах. Хоча техноземи позбавлені класичної системи генетичних горизонтів,

вони зберігають більшість екологічних функцій, властивих природним ґрунтам [84, 85]. Для оцінки якості ґрунту необхідно мати кількісні показники за кожною індикаторною характеристикою, що впливає на його якість, а також дані про просторову мінливість цих показників [86].

Відновлення пошкоджених видобутком корисних копалин територій вимагає застосування різних інструментів моніторингу для розуміння досягнення потенційного успіху. Одна зі стратегій визначення якості ґрунту полягає у простому вимірюванні будь-яких біологічних, хімічних або фізичних параметрів ґрунту, що може призвести до необхідності вимірювати довгі списки різних показників. Результати аналізів цих показників часто показують, що деякі параметри є досить змінними, у той час як інші є набагато стабільнішими [87,88]. Це спостереження стало підставою для пропозиції обмежитися мінімальним набором необхідних змінних. Дослідження параметрів якості ґрунту свідчать про наявність численних кореляцій між ними, наприклад, взаємозв'язок рН із вмістом гумусових речовин, Са, Mg, а також з насиченістю Al або часткою глини в ґрунтах тропічних лісів і саван [89,90]. Для вирішення цієї проблеми були розроблені синтетичні індикатори, які узагальнюють ці взаємозв'язки [91]. У такому підході багатовимірний аналіз і чисельні методи допомагають визначити ключові фактори («латентні змінні»), що розрізняють ґрунти та впливають на їхню якість [92–94]. Також великий внесок у розуміння успішності рекультиваційних заходів може зробити вивчення біорізноманіття рослинних угруповань [95]. У процесі сукцесії рослинності виділяють три демутаційні стадії розвитку рослинного покриву перелогів, які послідовно й закономірно змінюють одна одну: польові бур'яни, кореневищні злаки та дернові злаки [96].

Рослинні угруповання можуть створюватися, зокрема, на рекультивованих ділянках [97] або бути результатом спонтанного самозаростання, як це відбувається

на покинутих землях [98]. Спонтанна сукцесія рослинності може бути корисною для відновлення ділянок після видобутку корисних копалин, оскільки це недорогий та ефективний засіб рекультивації земель [99, 100], але її використання є досить непопулярним через низьку передбачуваність. Траєкторії спонтанної сукцесії важко передбачити, оскільки вона залежить, особливо на ранніх стадіях, від багатьох стохастичних процесів [101]. Відновлення рослинності на покинутих ділянках починається з первинних угруповань і розвивається в напрямку до природної рослинності. Спонтанна вторинна сукцесія призводить до формування напівприродної рослинності [102]. Спонтанний розвиток природної рослинності є доцільним способом реабілітації територій після видобутку корисних копалин. Острівці природної рослинності збільшують біорізноманіття деградованих територій [103]. На початкових стадіях сукцесії трав'яних угруповань домінують види з коротким терміном життя, переважно однорічні та дворічні [104], які утворюють велику кількість насіння [105]. Різноманітність угруповань і варіативність траєкторій сукцесії досягає високого рівня, що корелює з високою часткою однорічних видів рослин на початкових стадіях спонтанної сукцесії [101]. Під час сукцесії відбувається заміна лабільних однорічних видів на більш стабільні багаторічні, і варіація траєкторій сукцесії зменшується [106]. Видовий склад трав'янистих угруповань під час спонтанної сукцесії стає подібним до структури природних угруповань [107]. Рослинний покрив, що утворився в результаті спонтанної сукцесії на рекультивованій території, здатний значно збагатити техноґрунт органічним вуглецем. Рослинність зумовлює значне надходження органічного матеріалу в ґрунт. Крім того, рослинність, у тому числі рослини з розгалуженою кореневою системою [108], позитивно впливає на фізичний стан ґрунту, тим самим покращуючи стабільність ґрунтової екосистеми [109].

Судинні рослини є домінуючими первинними продуцентами наземних екосистем і досить точними індикаторами абіотичного середовища, в якому вони ростуть. Трави мають значний потенціал адаптації до екстремальних умов існування. Угруповання трав'янистої рослинності на ділянках рекультивації відрізняються за видовими уподобаннями до світла, вологи, родючості та реакції ґрунту, що є показником великої різноманітності мікрокліматичних умов території [66].

Пряма оцінка порушень та антропогенного впливу зазвичай є складною. Однак індекс гемеробії успішно застосовується для вивчення змін угруповань та видового складу для оцінки реакції рослинності на порушення [110]. Рослинні екоіндикатори, представлені біоіндикаторною моделлю Елленберга та індексом гемеробії, використовуються для визначення взаємозв'язку між ґрунтом і рослинністю [111]. Метод фітоіндикації у поєднанні із синтаксономічною класифікацією рослинності показує свою ефективність для оцінки стану земель, порушених видобутком бурштину [112]. Багатство та різноманітність видів рослин відіграють важливу роль для оцінки успіху проекту відновлення [113].

Існує дві гіпотези:

1. Динаміку рекультиваційного процесу можна відстежувати за допомогою індексів природності та гемеробності.
2. На початкових етапах рекультивації перевагу має індекс гемеробності через його більшу чутливість у цьому діапазоні рівнів антропогенної трансформації [114].

Гемеробія виступає інтегрованим показником, що дозволяє оцінити ступінь антропогенного навантаження на екосистеми [115–117]. Поняття гемеробії було введено в екологію для класифікації видів рослин відповідно до їхнього відношення до категорії неофітів або терофітів [118]. Пізніше це поняття було поширене на

рослинні угруповання [119] та геосферу [120]. Ступінь гетерогенності визначається як інтегративна міра впливу всіх втручань людини на екосистеми, як навмисних, так і ненавмисних [121]. Ступінь гемеробності є результатом впливу на певну територію та організми, що її населяють [110]. Гемеробність зростає зі збільшенням антропогенного впливу [122]. Ступінь гемеробності вимірюється такими показниками, як співвідношення неофітних і террофних видів [123], морфологічні та хімічні особливості ґрунтів [111] та типи землекористування [124]. Рослинні угруповання на деградованих землях є високогемеробними угрупованнями, що характеризуються високою спеціалізацією та піонерним характером. Найпоширенішими видами є полігемероби та метагемероби [125].

Наступним важливим індикатором є індекс відносної натуральності. Його важливість полягає в тому, що він є простим, але надійним інструментом для оцінки деградації середовищ існування [126]. Ступінь натуральності відображає, наскільки екосистема віддалена від свого первісного природного стану, тоді як гемеробія оцінює рівень її змін під антропогенним впливом [127].

Щоб концепція натуральності мала практичну цінність, необхідно чітко відмежовувати природні та антропогенні риси екосистем. Втім, природоохоронна практика рідко спирається на визначені критерії цієї відмінності. Зокрема, Андерсон [128] виокремив три основні показники природності:

1. Масштаби змін, які ймовірно відбудуться після припинення людського впливу.
2. Обсяг культурної енергії, необхідної для збереження існуючого стану.
3. Наявність аборигенних видів у межах екосистеми.

Деякі природоохоронці вважають оцінку природності недоцільною або суб'єктивною. З огляду на те, що людина є постійним і повсюдним учасником екосистем, висловлюється думка, що природність – недосяжна мета і тому не

повинна впливати на управлінські рішення [129]. Інші дослідники, як Комер [130] та Хаїла [131], наголошують на складності чіткого розмежування між природними й антропогенними процесами, особливо коли вони мають схожі прояви (наприклад, інвазії видів чи пожежі). Проте сприйняття природності як безперервного спектра, а не як чіткої дихотомії, суттєво нівелює ці зауваження [127].

Концепція натуральності схожа на підхід, запропонований Елленбергом та колегами [132], де рослинні види отримують числові значення, що відображають їхні екологічні оптимуми по певних градієнтах, таких як освітленість, температура тощо. За аналогією, кожному виду в межах певного регіону можна приписати рівень природності середовища, в якому він зустрічається, зважаючи на його толерантність до порушень і деградації. Види з високими оцінками зазвичай асоціюються з малопорушеними чи природними біотопами, тоді як низькі оцінки характерні для видів, що легко адаптуються до змінених умов. Цей зв'язок було підтверджено статистичними методами [133, 134]. Отже, індекс натуральності може бути використаний для вимірювання успішності відновлення екосистем [135]. Хоча ранжування екосистем за рівнем їхньої натуральності може мати певні недоліки, воно не обов'язково є рандомним [136]. Деякі дослідники застосовують шкалу оцінки натуральності від меншої до більшої, використовуючи діапазон від 1 до 3 або від 0 до 10, без додаткових пояснень. Інші ж розробляють складніші методики, зазвичай пов'язані з конкретною галуззю, такою як ландшафтознавство чи лісове господарство [137].

Таким чином, рекультивация порушених промисловою діяльністю територій планується з вимогою корекції траєкторії відновлювального процесу, а отже, передбачає наявність індикаторів, за допомогою яких можна контролювати успішність запланованого процесу.

1.3 Огляд існуючих екологічних шкал

Екологічні шкали активно застосовуються в екології та фітоценології для аналізу як окремих видів рослин, так і цілих рослинних угруповань. Зростає інтерес до екологічних шкал підтверджується тим, що серед геоботаніків ведеться робота щодо створення єдиної екологічної шкали для всієї Європи [138].

Дослідник Л. Г. Раменський розробив метод фітоіндикації, що ґрунтується на видовому складі рослин, і запропонував першу екологічну шкалу видів за їхньою залежністю від екологічних чинників [139]. У 1955 році П. С. Погребняк представив екологічну шкалу для деревних порід [140]. Вже у 1956 році Л. Г. Раменським було детально розроблено шкали для визначення вологості ґрунту, його родючості та рівня засоленості лучних екосистем [141]. Їх праці вважаються основою європейського методу екологічного аналізу, заснованого на бальній оцінці. До праці П. С. Погребняка [140] додано список видів, які вказують на зв'язок кожного з них із властивостями едафотопу (трофність, зволоження, нітратофільність, ацидофільність, кальцефільність). Він поділив основні екологічні фактори, що впливають на життя лісу, на градації: для тропності їх було визначено чотири, а для зволоження – п'ять. Їх взаємне поєднання формує так звану двокоординатну едафічну сітку. Згодом інші науковці вдосконалювали цю систему, збільшуючи кількість градацій через їх деталізацію або розширення координатних осей у певному напрямку.

Кількісні методи градієнтного аналізу та ординації, розроблені вісконсинською школою [142, 143], відіграють важливу роль у фітоіндикаційних дослідженнях. У цих підходах індикаторами виступають як таксони флористичної класифікації, так і окремі характерні види рослин. Ординаційно-градієнтний аналіз здебільшого використовувався для оцінки екологічних режимів у трав'янистих угрупованнях, зокрема рівня вологості та засоленості ґрунтів. Незважаючи на те,

Дідух та Плюта	23	1 1	1 9	1 3	1 1	11	1 5	17	23	17	1 5	9	–	13
-------------------	----	--------	--------	--------	--------	----	--------	----	----	----	--------	---	---	----

Примітки: Hd – вологість ґрунту, W – зміни вологості ґрунту, Tr – загальний сольовий режим, Rc – кислотність, Nt – вміст мінерального азоту, Gm – вміст гумусу, Ar – аерація ґрунту, Tm – термоклімат, Om – омброклімат, Kn – континентальність клімату, Cr – кріоклімат, Lc – інтенсивність освітлення ценозу, Dg – пасовищна дигресія, Ca – вміст карбонатів у ґрунті.

У таблиці 1.1. наведені точкові та амплітудні (діапазональні) екологічні шкали. У точкових шкалах для оцінки використовують точку розташування виду в шкалі фактора (екологічний оптимум). В амплітудних – відрізок шкали фактора, який відповідає кривій толерантності виду за цим фактором [145]. Для безпосереднього аналізу екотопів застосовуються спеціальні методи, такі як «засічки» або «обмеження» [141], а також підхід «середнього бала» [146, 147]. Шкали Заржицькі [148, 149], Циганова [150], Раменського та Цацекіна [151] належать до амплітудних. Найбільш відомими серед наведених шкал є шкала Елленберга [152, 153], шкала Циганова [146] та шкала Ландольта [154]. Шкала, запропонована Елленбергом, є найпоширенішою [155, 156]. Вона містить набір екологічних параметрів для судинних рослин Центральної Європи [132] і широко застосовується не лише на території Європи, а й у прилеглих регіонах [157–159]. Її сучасний варіант був доопрацьований та адаптований численними іноземними дослідниками [160–163]. Я. П. Дідух, здійснивши ґрунтовний аналіз і порівняння наявних шкал, розробив уніфіковані екологічні шкали [144, 164, 165].

1.4 Екоморфи як інструмент аналізу біорізноманіття

Теоретичним підґрунтям для біоіндикаційних досліджень слугує концепція біотопу [166–168]. Вона ґрунтується на положенні, що на біоценоз впливають фізичні характеристики середовища [169–171]. Об'єднання біотопу з біоценозом утворює цілісну екосистему [172, 173].

Для оцінки впливу та значущості екологічних факторів у фітоценологічних дослідженнях, відповідно до підходу Л. Г. Раменського [141], закріпилася практика визначення екологічних режимів, спираючись на реакцію самих рослинних видів, яка проявляється через зміни їхньої присутності та чисельності. У цьому контексті рослини виступають своєрідними фітомерами, відображаючи у своїй реакції сукупний вплив безпосередніх екологічних факторів середовища, тобто основних характеристик геотопів [144, 174, 175]. Цей підхід базується на тому, що екотоп характеризується сукупністю екологічних режимів за ключовими факторами навколишнього середовища, такими як водний баланс, кислотність, рівень трофності, освітленість, температурний режим тощо. Взаємодія рослинних організмів із середовищем пояснюється через робочу модель основних екоморф. Спираючись на цю концепцію, О. Л. Бельгард [50] розробив метод екоморфічного аналізу складу рослинних угруповань, який, за оцінками багатьох науковців, вважається найбільш комплексним і точним способом визначення напрямів динаміки рослинного покриву та середовища існування [176–178]. Завдяки цьому аналізу можливо дослідити просторові аспекти процесу й отримати відповідь на питання: які фактори визначають присутність певних життєвих форм у конкретних умовах [25, 179, 180].

Розробка О. Л. Бельгарда ґрунтувалася на ідеях Д. І. Менделєєва, В. В. Докучаєва та В. Н. Сукачова [181]. Спільно з Г. Н. Висоцьким він заклав основи нової наукової дисципліни – «Степове лісівництво». Бельгард представив

свою екоморфну систему у докторській дисертації «Ліси Південно-Східної України» у 1947 р., а згодом опублікував її у монографії «Лісова рослинність Південно-Східної України» [50]. Він створив систему індикаторів, адаптовану для лісів степової зони України, доповнивши характеристику едафотопу такими чинниками, як заплавність і алювіальність. У своїх працях він застосував усталену термінологію та скорочені латинські назви рослин.

Розробляючи свій метод, О. Л. Бельгард спирався на класифікацію життєвих форм рослин, запропоновану Раункієром [182], які він трактував як клімаморфи. До них належали фанерофіти, хамефіти, гемікриптофіти, криптофіти (геофіти, гідрофіти), терофіти та епіфіти.

Екоморфи характеризують взаємозв'язок живих організмів з екологічними умовами. Згідно з Вільямсом [183] космічні фактори включають тепло і світло, а наземні – воду та поживні речовини. Відповідно, клімаморфи, термоморфи та геліоморфи у рослин і тварин [50,184,185], а також трофоценоморфи й топоморфи у тварин відображають вплив космічних факторів. У свою чергу, наземні фактори визначають формування трофоморфів і гігроморфів [186].

Екоморфами називають особливості адаптації видів до біоценозу загалом, а також до його окремих структурних складових, що можуть проявлятися у морфо-анатомічних характеристиках живих [187, 188]. Серед таких адаптацій виділяють ценоморфи поряд з пристосуваннями до ключових екологічних факторів: кліматичних умов (клімаморфи), рівня освітленості (геліоморфи), температурного режиму (термоморфи), родючості ґрунту (трофоморфи) та вологості (гігроморфи). Градація цих факторів базується на їхній внутрішній узгодженості та відповідає таким категоріям, як, наприклад, тип лісу, що є аналогом поняття типу біогеоценозу [178]. Проте О. Л. Бельгард створив систему екоморф насамперед для комплексного аналізу стану біогеоценозу. Спектри гігроморф, трофоморф,

клімаморф, термоморф і геліоморф у межах конкретної ценоморфи демонструють, що біогеоценоз, незважаючи на варіації середовищних умов, може зберігати свою цілісність та ідентичність. Тому спроби використовувати ценоморфи як метод фітоіндикації біотопів [38] дещо суперечать початковій концепції цього підходу та природі екологічних груп, що позначаються цим терміном [177].

Ця система і досі успішно використовується для аналізу та опису ценозів як окремих біотопів, так і цілих ландшафтів. Вона знайшла застосування у фундаментальних екологічних і фітоценологічних дослідженнях та є універсальним інструментом для оцінки фітоценотичної структури, екологічних характеристик флори на надценотичних рівнях, а також стану довкілля на основі фізико-хімічних показників. З часом систему екоморф Бельгарда було також розширено та доповнено іншими авторами.

РОЗДІЛ 2

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Характеристика експериментальних полігонів

Польові дослідження проводили на дослідній станції Дніпровського державного аграрно-економічного університету в м. Покров (Дніпропетровська область, Україна) ($47^{\circ}39'3''$ пн. ш., $34^{\circ}8'40.28''$ сх. д.) [65]. Експериментальний полігон (рис. 2.1) для вивчення рекультивації земель був закладений професорами М. Є. Бекаревичем та М. Т. Масюком наприкінці 1960-х років на місці кар'єру з видобутку марганцевої руди.

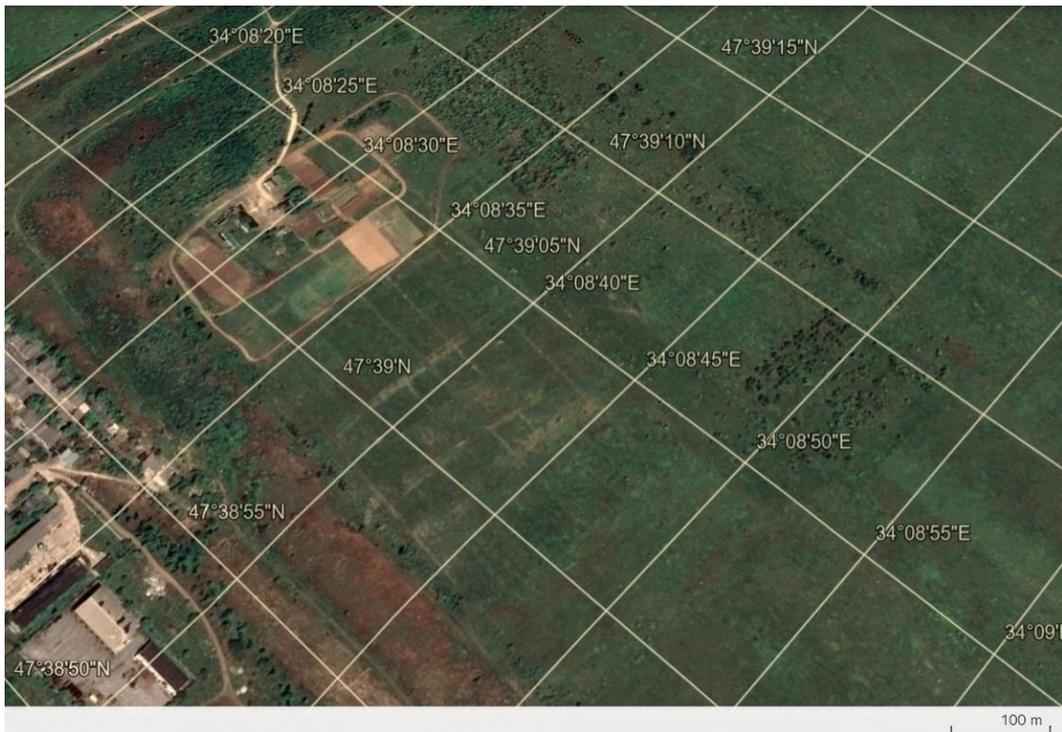


Рисунок 2.1. Просторове розміщення експериментального полігону

Польовий експеримент триває вже понад 50 років, і ми маємо унікальну можливість спостерігати за процесом перетворення гірських порід на родючу

землю. Рослинний покрив є найважливішим фактором ґрунтоутворення, а також джерелом достовірної інформації про стан цієї складної системи. Дослідження проводили на штучному едафотопі, що являв собою спланований розкритт товщиною 2 м, взятий з різних глибин. Це ділянка з вивчення оптимальних меліоративних режимів, яка була закладена у 1968–1970 роках.

Клімат континентальний, з середньорічною температурою $11,14 \pm 0,30$ °С. Середньорічна кількість опадів становить 329–507 мм. У ландшафті переважають великі, злегка хвилясті рівнини. Найпоширенішою геологічною поверхневою породою є лес і лесовидні суглинки, товщина яких сягає кількох десятків метрів. Територія дослідження належить до Центрально-Понтійської лугової зони. У природному рослинному покриві переважають злакові та різнотрав'я.

Було досліджено два типи техноземів: літоземи та педоземи. Профіль педоземів складається з двох горизонтів: верхній складається з основної маси ґрунту, а нижній – з перевідкладених порід або суміші порід [26]. Дослідження проводились у період 2008–2021 рр.

Рослинний покрив досліджували на дерново-літогенних ґрунтах на лесовидних суглинках, сіро-зелених глинах, червоно-бурих глинах і педоземах. Літоземи складаються з гірських порід, їхній профіль складається з одного горизонту. Досліджували літоземи, сформовані на лесовидних суглинках, сіро-зелених і червоно-бурих глинах [188].

Наявність усіх видів судинних рослин фіксували на чотирьох пробних ділянках у межах відповідного типу техноземів (педоземи та літоземи на червоно-бурих, сіро-зелених глинах і лесовидних суглинках) у травнях 2019–2021 рр. Дослідження були проведені на 105 пробних ділянках розміром 3×3 м (9 м²) в межах кожного полігону. Пробні ділянки були розміщені вздовж семи трансект, по 15 пробних ділянок у кожній трансекті. Ділянки прилягали одна до одної, тому

кожна ділянка мала розміри 21×45 м із загальною площею 945 м^2 . Прогнозоване покриття видів рослин фіксували у відсотках. Для цілей цього дослідження види, як правило, розглядалися як інфравидові таксони. Критичні зразки були зібрані та ідентифіковані за допомогою мікроскопії. Таксономія рослин базувалася на Euro+Med Plantbase (<http://ww2.bgbm.org/EuroPlusMed>). Рослинність класифікували за допомогою програми TWINSpan [121]. На кожному типі технозему було виконано 105–160 таких описів. Загальна кількість описів – 1900. На основі геоботанічних описів виконано фітоіндикаційне оцінювання екологічних факторів за О. Л. Бельгардом [50, 182], Я. П. Дідухом [176, 189] і Г. Елленбергом [96, 190].

2.2. Діагностичні види

Точність діагностичних видів для кластерів визначали за допомогою коефіцієнта вірогідності (ϕ -коефіцієнт) з пороговим значенням 25 (для високодіагностичних видів – 50), постійними вважали види з частотою виникнення $> 25 \%$ (для висококонстантних видів $> 50 \%$), а домінантними – види з проєктивним покриттям $> 10 \%$ [191]. Коефіцієнт вірогідності розраховували за допомогою бібліотеки *indicspecies* [192]. Синтаксони ідентифіковано до рівня асоціацій, назви синтаксонів наведено згідно з визначником рослинності [174] та визначником рослинності України [193].

Рослинні угруповання спонтанної регенерації покинутих земель, забруднених важкими металами, оцінювали з точки зору їхньої синтаксономічної структури та індикаторних шкал Елленберга [194].

Фітоіндикаційна оцінка екологічних факторів проводилася відповідно до методу синфітоіндикації Я. П. Дідуха [195], а розрахунки – за методом ідеальних індикаторів [196]. Для наочності бали переводили в еквівалентні фізичні величини.

2.3 Методи оцінки рівнів гемеробії та натуральності

Для оцінки гемеробії використовували шкалу Франка і Клотца [197]. Оригінальні шкали були конвертовані шляхом обчислення напівсуми мінімальних і максимальних значень для кожного виду, а потім переведені в 100-бальну шкалу (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Класифікація антропогенних впливів на екосистеми та відповідні ступені гемеробності та природності (за Г. Сукопом [49], зі змінами та доповненнями)

Ступінь гемеробії	Ступінь природності	Вплив людського фактора	Індекс гемерагії	Індекс натуральності
Не гемеробний	Природний	Немає, зони охорони	0–25	5–6
Олігогемеробія	Близький до природного	Обмежений вируб дерев, пасовищне господарство, викиди в повітря та воду. Буферна зона зон охорони	25–50	4–5
Мезогемеробія	Семіприродний	Вирубка та періодичне орання, повна вирубка, випадкове легке добривлення. Природні міські парки	50–60	3–4

β-еугемеробія	Відносно віддалений від природного	Використання добрив, вапна та пестицидів, дренаж каналів. Заключні етапи землеустрою	60–70	2–3
α-еугемеробія	Далекий від природного	Глибока оранка, дренаж, застосування пестицидів та інтенсивне внесення добрив. Проміжний етап рекультивації земель	70–80	1–2
Полігемеробія	Незвичайний у природному середовищі	Одномоментне знищення біоценозу та покриття біотопу зовнішнім матеріалом. Перший етап рекультивації земель	80–90	0 – 1
Метагемеробія	Штучний біоценоз	Зруйновано. Початковий етап рекультивації земель	90–100	–3 – 0

Для характеристики гемеробності кожної вибірки було використано середньозважене значення оцінок гемеробності з урахуванням прогнозованого рослинного покриття [48]. Типи соціальної поведінки рослин є похідними від ролі,

яку види рослин виконують в угрупованнях. Вони відображають спосіб, у який рослина пов'язана із середовищем існування, а також інформативність і природність цього зв'язку. За властивостями видів, що зустрічаються в угрупованні, можна судити про багатство екологічної інформації в угрупованні, його стабільність і природність, ступінь заповнення ніш, здатність до регенерації або ємність угруповання, а також про ступінь порушення, трансформації або відхилення від природного стану [198]. Описові статистики, ANOVA, аналіз компонентів відносної дисперсії, були розраховані за допомогою статистичного програмного забезпечення STATISTICA.

РОЗДІЛ 3
ЕКОМОРФНИЙ АНАЛІЗ РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТЕХНОГРУНТІВ
НІКОПОЛЬСЬКОГО МАРГАНЦЕВОРУДНОГО БАСЕЙНУ

3.1. Таксономічна структура рослинного покриву

Розгляд наявних даних і результатів, отриманих М. Т. Масюк [199] і К. П. Масліковою [200], свідчить про те, що рослинний покрив техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну представлений 133 видами рослин. Рослини належать до двох класів: *Liliopsida* (1 порядок, 1 родина, 21 вид) та *Magnoliopsida* (16 порядків, 25 родин, 112 видів) [201]. Таксономічна структура рослинного покриву представлена в табл. 3.1.

Таблиця 3.1

Таксономічне різноманіття рослинності на різних типах техноземів

Клас	Порядок	Родина	Вид
<i>Liliopsida</i>	Poales	Poaceae	<i>Aegilops cylindrica</i>
			<i>Agropyron cristatum</i>
			<i>Agrostis capillaris</i>
			<i>Anisantha tectorum</i>
			<i>Avena fatua</i>
			<i>Bromus hordeaceus</i>
			<i>Bromus squarrosus</i>
			<i>Dactylis glomerata</i>
			<i>Echinochloa crus-galli</i>

			<i>Eragrostis minor</i>
			<i>Eremopyrum orientale</i>
			<i>Festuca valesiaca</i>
			<i>Koeleria cristata</i>
			<i>Melica transsilvanica</i>
			<i>Poa angustifolia</i>
			<i>Poa annua</i>
			<i>Poa bulbosa</i>
			<i>Poa compressa</i>
			<i>Poa pratensis</i>
			<i>Elytrigia repens</i>
			<i>Setaria viridis</i>
<i>Magnoliopsida</i>	Asterales	Asteraceae	<i>Achillea millefolium</i>
			<i>Ambrosia artemisiifolia</i>
			<i>Anthemis arvensis</i>
			<i>Artemisia absinthium</i>
			<i>Artemisia austriaca</i>
			<i>Carduus acanthoides</i>
			<i>Centaurea diffusa</i>
			<i>Chondrilla juncea</i>
			<i>Cichorium intybus</i>
			<i>Cirsium arvense</i>

			<i>Crepis foetida</i>
			<i>Crepis tectorum</i>
			<i>Erigeron acris</i>
			<i>Erigeron canadensis</i>
			<i>Helichrysum arenarium</i>
			<i>Hieracium virosium</i>
			<i>Jacobaea vulgaris</i>
			<i>Lactuca serriola</i>
			<i>Lactuca tatarica</i>
			<i>Rhaponticum repens</i>
			<i>Senecio leucanthemifolius</i>
			<i>Sonchus arvensis</i>
			<i>Taraxacum officinale</i>
			<i>Tragopogon dubius</i>
			<i>Tripleurospermum inodorum</i>
			<i>Xanthium strumarium</i>
			<i>Xanthium spinosum</i>
			<i>Xeranthemum annuum</i>
			<i>Pilosella officinarum</i>
			<i>Inula britannica</i>
	Boraginales	Boraginaceae	<i>Echium vulgare</i>

			<i>Lappula barbata</i>	
			<i>Lappula squarrosa</i>	
	Caryophyllales	Amaranthaceae	<i>Atriplex micrantha</i>	
			<i>Atriplex patula</i>	
			<i>Atriplex sagittata</i>	
			<i>Atriplex tatarica</i>	
			<i>Amaranthus albus</i>	
			<i>Bassia laniflora</i>	
			<i>Bassia prostrata</i>	
			<i>Bassia scoparia</i>	
			<i>Brassica rapa</i>	
			<i>Ceratocarpus arenarius</i>	
			<i>Chenopodium album</i>	
			<i>Chenopodium glaucum</i>	
			<i>Salsola collina</i>	
			Caryophyllaceae	<i>Silene dichotoma</i>
				<i>Silene viscaria</i>
				<i>Stellaria holostea</i>
	Polygonaceae	<i>Fallopia convolvulus</i>		
		<i>Polygonum aviculare</i>		
<i>Rumex confertus</i>				
Elaeagnales	Elaeagnaceae	<i>Elaeagnus argentea</i>		
Fabales	Fabaceae	<i>Cytisus ruthenicus</i>		

			<i>Lotus corniculatus</i>
			<i>Lotus ucrainicus</i>
			<i>Medicago falcata</i>
			<i>Medicago lupulina</i>
			<i>Medicago sativa</i>
			<i>Melilotus albus</i>
			<i>Melilotus officinalis</i>
			<i>Onobrychis viciifolia</i>
			<i>Securigera varia</i>
			<i>Vicia cracca</i>
	Lamiales	Lamiaceae	<i>Ajuga chia</i>
			<i>Ajuga chamaepitys</i>
			<i>Leonurus cardiaca</i>
			<i>Stachys recta</i>
			<i>Thymus pulegioides</i>
		Plantaginaceae	<i>Linaria genistifolia</i>
			<i>Linaria vulgaris</i>
			<i>Plantago lanceolata</i>
			<i>Plantago major</i>
		Ranunculales	Fumariaceae
Ranunculaceae	<i>Consolida regalis</i>		
	<i>Adonis vernalis</i>		
		<i>Delphinium cuneatum</i>	

			<i>Delphinium consolida</i>
		Papaveraceae	<i>Glaucium corniculatum</i>
	Rosales	Elaeagnaceae	<i>Elaeagnus angustifolia</i>
		Rosaceae	<i>Agrimonia eupatoria</i>
			<i>Filipendula vulgaris</i>
			<i>Prunus armeniaca</i>
			<i>Pyrus communis</i>
			<i>Rosa canina</i>
			<i>Sanguisorba officinalis</i>
	Santalales	Santalaceae	<i>Thesium ramosum</i>
	Solanales	Convolvulaceae	<i>Convolvulus arvensis</i>
		Solanaceae	<i>Hyoscyamus niger</i>
	Gentianales	Rubiaceae	<i>Galium verum</i>
	Apiales	Apiaceae	<i>Eryngium campestre</i>
			<i>Falcaria vulgaris</i>
			<i>Seseli campestre</i>
	Brassicales	Brassicaceae	<i>Alyssum desertorum</i>
			<i>Armoracia rusticana</i>
			<i>Ceratocephala orthoceras</i>
			<i>Descurainia sophia</i>

			<i>Erysimum diffusum</i>
			<i>Euclidium syriacum</i>
			<i>Lepidium perfoliatum</i>
			<i>Lepidium ruderale</i>
			<i>Barbarea vulgaris</i>
			<i>Sinapis arvensis</i>
			<i>Sisymbrium altissimum</i>
			<i>Sisymbrium loeselii</i>
			<i>Thlaspi arvense</i>
		Resedaceae	<i>Reseda lutea</i>
	Malpighiales	Euphorbiaceae	<i>Euphorbia stepposa</i>
			<i>Euphorbia esula</i>
		Hypericaceae	<i>Hypericum elegans</i>
Malvales	Malvaceae	<i>Malva pusilla</i>	
Zygophyllales	Zygophyllaceae	<i>Tribulus terrestris</i>	

За кількістю видів у рослинних угрупованнях, сформованих на техноземах, переважають родини *Asteraceae*, *Poaceae*, *Brassicaceae* та *Rosaceae*. Ці родини разом охоплюють 58,4 % від загальної кількості видів, виявлених на тестовому полігоні (рис. 3.1).

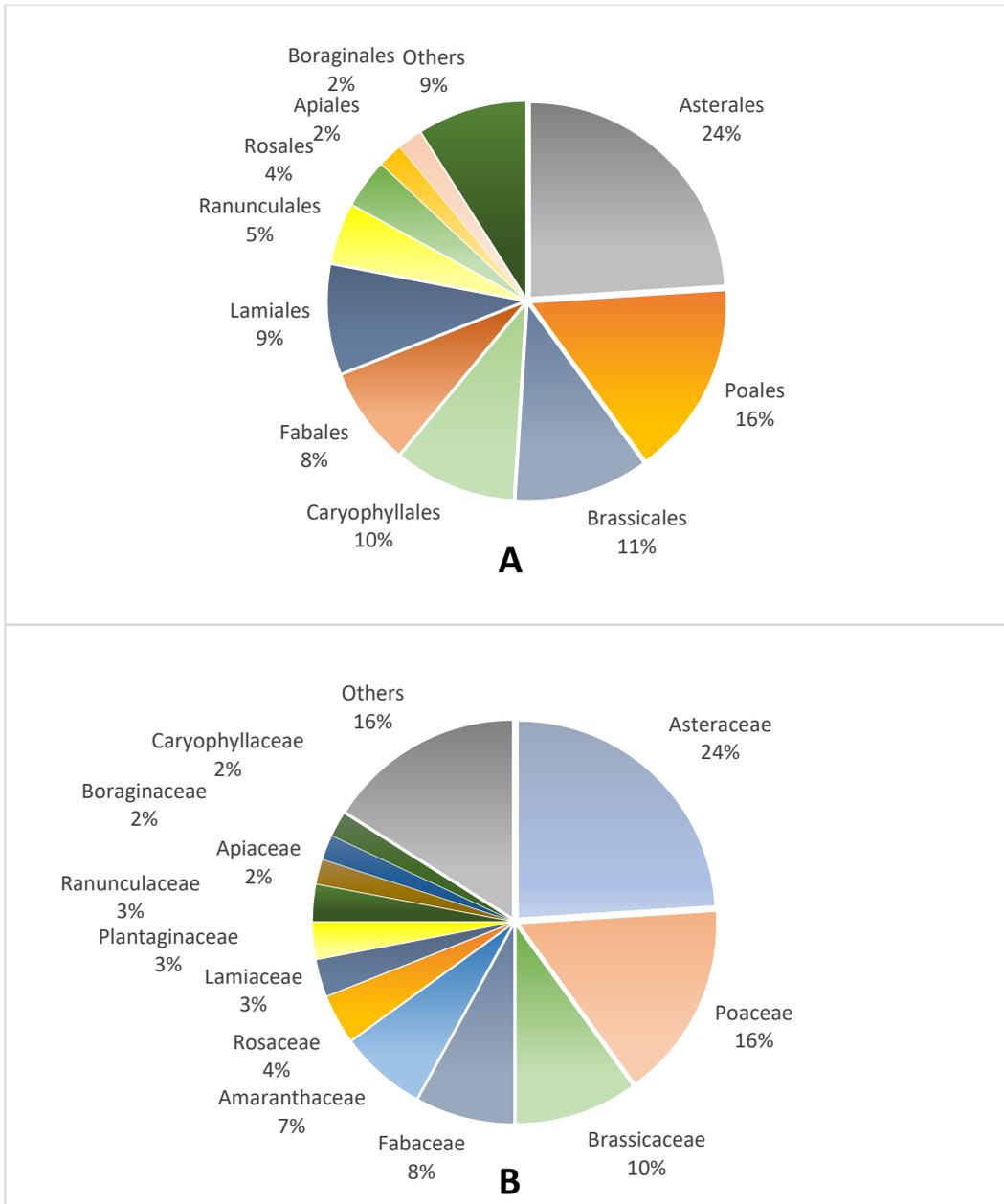


Рисунок 3.1. Таксономічна структура рослинного покриття дерново-літогенних ґрунтів і педоземів дослідної ділянки: А – співвідношення порядків; Б – співвідношення родин

3.2. Екоморфічна структура рослинного покриву

У структурі рослинного покриву за життєвими формами Раункієра [182] та кліматормами за визначенням О. Л. Бельгарда [50] виявлено домінування гемікриптофітів (рис. 3.2).

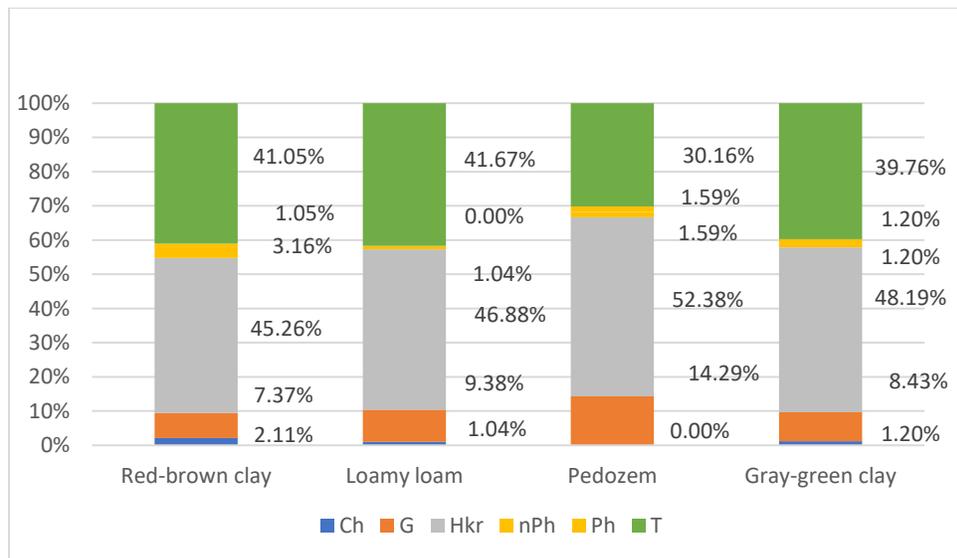


Рисунок 3.2. Структура життєвих форм за Раункієром (кліматорми): Ph – фанерофіт; nPh – нанофанерофіт; Ch – хамеофіт; Hkr – гемікриптофіт; T – терофіт; G – геофіт

Розміщення бруньок відновлення на поверхні ґрунту або поблизу неї визначає їхню придатність для господарського використання, наприклад, для систематичного сінокосіння та випасання худоби. Ця адаптація допомагає їм витримувати зимівлю і тиск випасу [189]. На частку гемікриптофітів припадає від 45,26 % (червоно-бура глина) до 52,38 % (педозем) видового багатства. Ця група рослин не закладає бруньок відновлення, а період між вегетаційними сезонами проводить у вигляді насіння. Онтогенетичний життєвий цикл триває один сезон [189].

Терофіти з однорічним життєвим циклом формували 30,16–41,67 %, що відображає порушеність угруповання.

Криптофіти були представлені геофітами, що характеризуються бруньками відновлення, розташованими в поверхневому шарі ґрунту. Таке розміщення забезпечує відмінний захист від вимерзання та витоптування, що робить їх дуже стійкими та довговічними в лучних екосистемах. Частка геофітів варіювала від 7,37 % (червоно-бура глина) до 14,29 % (педозем) на основі підрахунку видів. Фанерофіти (окремі деревні рослини), нанофанерофіти та хамефіти з'являлися спорадично.

Серед ценоморф домінували степанти та рудеранти, хоча значну роль відігравали також пратанти (рис. 3.3).

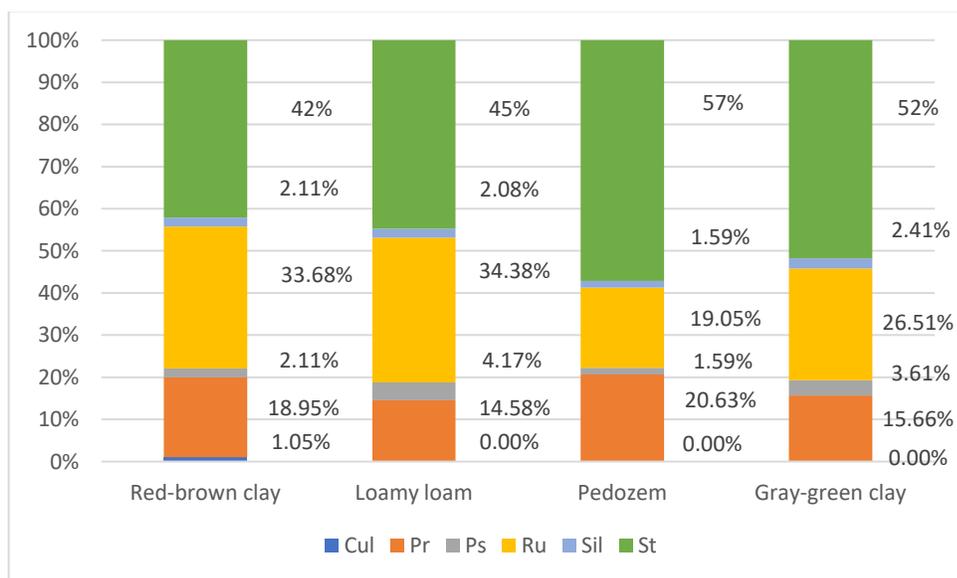


Рисунок 3.3. Структура ценоморфів: Cul – культуранти; Pr – пратанти; Ps – псаммофіти (псамофіти); Ru – рудеранти; Sil – сільванти; St – степанти

Основу угруповання складають степанти. За кількістю видів вони становлять 42,11–57,14 %. Найменша частка степантів спостерігалася в червоно-бурих глинах, а найбільша – в педоземах. Частка рудерантів коливалася від 19,05 % (червоно-бурі глини) до 34,38 % (лесовидні суглинки). У той же час пратанти становили від

14,58 % (лесовидні суглинки) до 20,63 % (педозем), що підкреслює їхню важливість у структурі угруповання.

Сильванти, псамофіти трапляються епізодично. Таким чином, рослинні угруповання, сформовані на техноземах, можна ідентифікувати як степові псевдомонотенози з лучним і рудеральним компонентами.

Спектр гігморфів представлений діапазоном від ксерофітів до гіромезофітів (рис. 3.4).

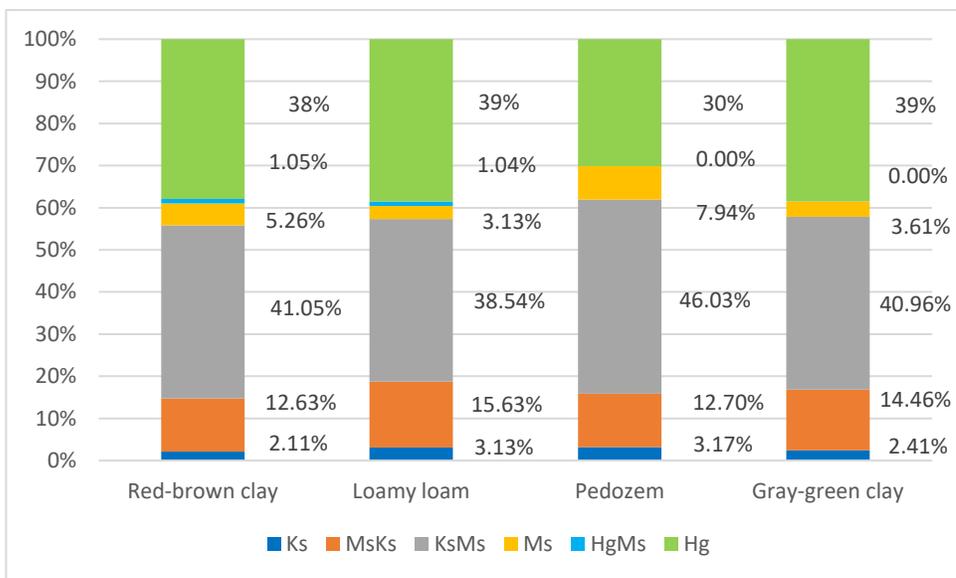


Рисунок 3.4. Структура гігморфів: Ks – ксерофіти; MsKs – мезоксерофіти; KsMs – ксеромезофіти; Ms – мезофіти; HgMs – гіромезофіти; Hg – гігрофіти

В угрупованні переважають ксеромезофіти та мезоксерофіти. Частка мезофітів змінюється від 30,16 % (педозем) до 38,54–38,55 % (лесовидний суглинок і сіро-зелена глина). Частка ксеромезофітів змінюється від 38,54 % (лесовидний суглинок) до 46,03 % (педозем). Частка ксерофітів знаходиться в межах 2,11–3,17 % і відмінності між типами техноземів за цим показником не є суттєвими. Найвища частка мезофітів виявлена в педоземі (7,94 %), дещо нижча частка мезофітів у червоно-бурій глині (5,26 %). У лесовидному суглинку та сіро-зеленій глині частка

мезофітів була значно нижчою (3,13–3,61 %). Гігромезофіти трапляються епізодично.

Такий широкий спектр гігоморфів свідчить про значну варіабельність режиму зволоження ґрунту. Переважними гігоморфами є мезоксерофіти та ксеромезофіти. Спектр гігоморфів вказує на те, що режим зволоження едафотопів техноземів можна визначити як перехідний між сухим і свіжим.

У трофоморфній структурі переважають мезотрофи зі значною часткою мегатрофів (рис. 3.5).

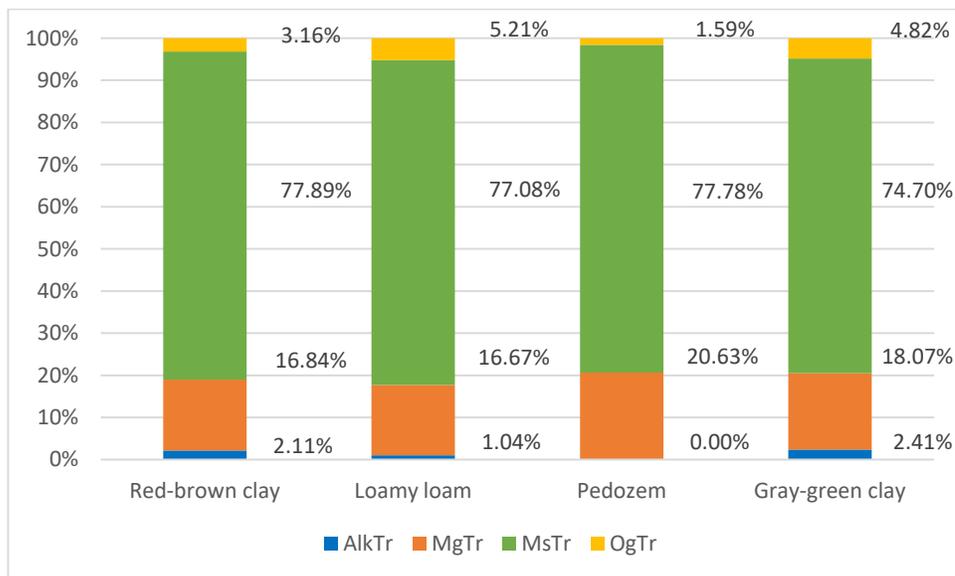


Рисунок 3.5. Структура трофоморфів: AlkTr – алкалітрофи; MgTr – мегатрофи; MsTr – мезотрофи; OgTr – оліготрофи

Частка мезотрофів варіює в досить вузькому діапазоні для всіх техноземів (74,70–77,89 %). Найменша частка мегатрофів виявлена в червоно-бурій глині та лесовидному суглинку (16,84 та 16,67 % відповідно). Частка мегатрофів дещо вища в сіро-зеленій глині (18,07 %) і найвища в педоземі (20,63 %). Найменша частка оліготрофів виявлена в педоземі (1,59 %), а найбільша – в лесовидному суглинку (5,21 %). Алкалітрофи в педоземах трапляються спорадично. Таким чином,

едафотопи штучно створених меліорованих екосистем за трофічним режимом можна визнати перехідними від середньо-багатих до родючих.

У структурі геліоморфів переважають геліофіти (рис. 3.6).

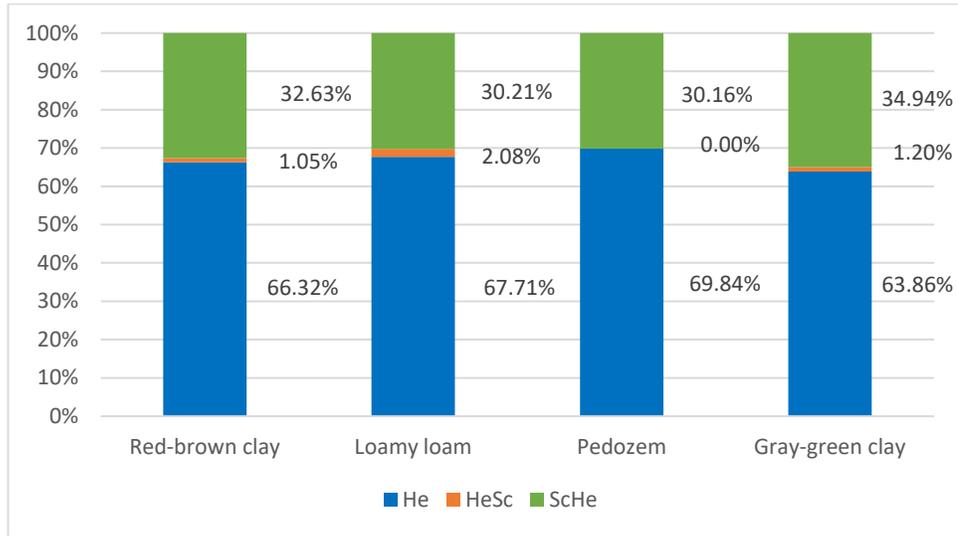


Рисунок 3.6. Структура геліоморфів: HeSc – геліосціофіти; ScHe – сціогеліофіти; He – геліофіти; Sc – сціофіти

Їх частка в угрупованні за кількістю видів змінюється від 63,86 % до 69,84 %. За цим показником найбільш освітлений режим характерний для рослинних угруповань і педозему. Частка сціогеліофітів змінюється від 30,16 % (педозем) до 34,94 % (сіро-зелена глина). Геліосціофіти трапляються епізодично.

Таким чином, світловий режим рослинних угруповань техноземів можна визнати світлим з тенденцією до напівсвітлого. Ці екоморфи переважно відображають пристосування до умов зростання, тому їх можна назвати вегетативними. Поряд з вегетативними екоморфами існують генеративні екоморфи, які характеризують відношення видів до запилення та поширення спор. Пилково-хорічна структура відображає особливості запилення серед рослин угруповання.

Переважаючим типом запилення виявилася ентомофілія, тобто запилення комахами (рис. 3.7).

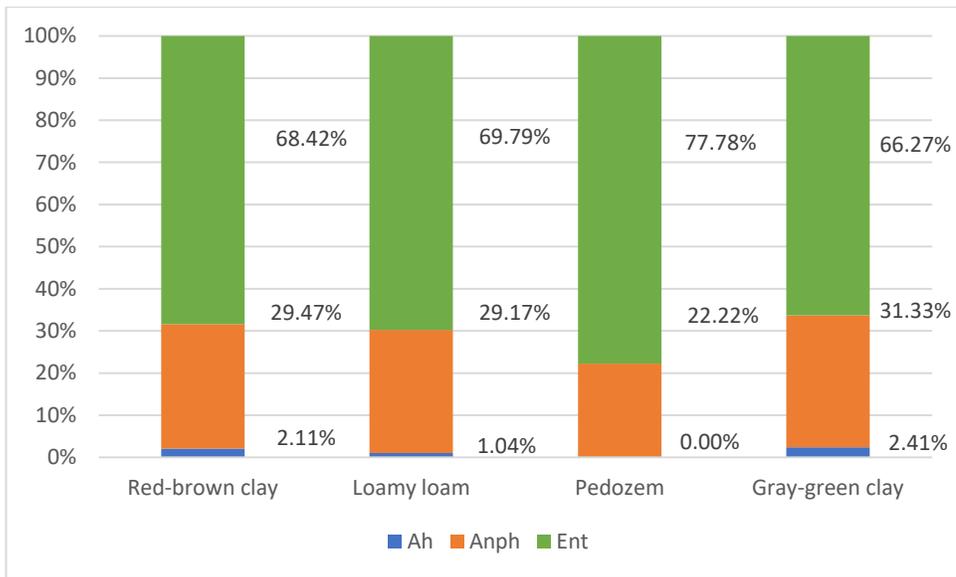


Рисунок 3.7. Структура покритонасінних: Ah – автогамні рослини; Anph – анемофіли; Ent – ентомофіли

Частка ентомофілів за кількістю видів коливалася в межах 66,27–77,78 %. Конгруентною до ентомофілії є анемофілія, яка представляє запилення вітром. Відповідно, вітрове запилення посідає друге місце після комахозапилення. Найнижча частка анемофілів виявлена в рослинних угрупованнях на педоземі (22,22 %), а найвища – в угрупованнях на сіро-зеленій глині (31,33 %).

У процесі еволюції рослини виробили різноманітні адаптації для поширення свого насіння та інших генеративних одиниць – процес, який називається діаспорохорією. Ефективне розселення не тільки підвищує здатність виду колонізувати нові місця існування та стабілізувати ареал, а й гарантує його участь у фіто- та біоценозах [202, 203]. Типи дисперсії, тобто шляхи поширення діаспор рослин, виявлені на нашій дослідній ділянці, детально показані на рис. 3.8, який ілюструє відносні пропорції в межах угруповання.

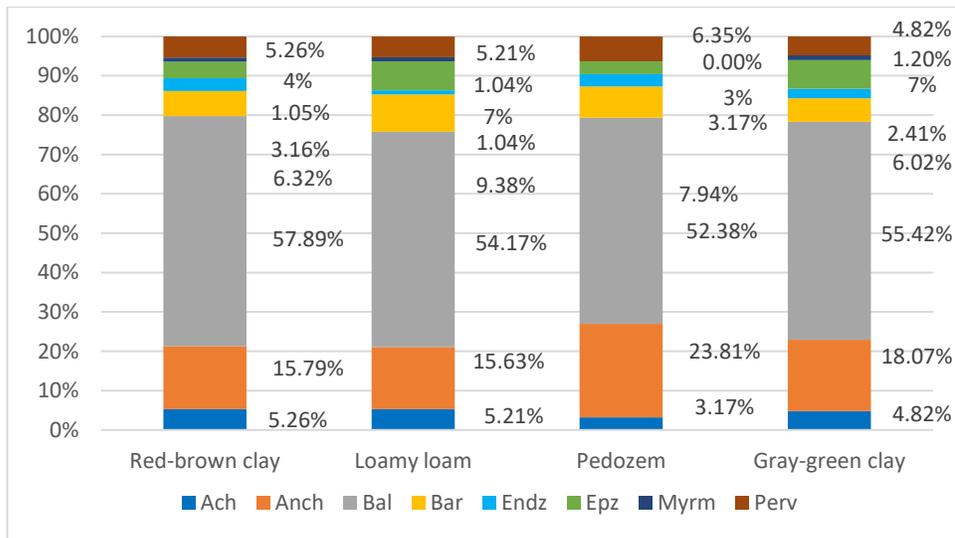


Рисунок 3.8. Структура діаспорохорів: Ach – автохори; Anch – анемохори; Bal – балісти; Bar – барохори; Endz – ендозоохори; Epz – епізоохори; Perv – первольвенти

Рослинне угруповання демонструє широкий спектр механізмів розсіювання діаспор. Аналіз показав, що механізми розсіювання в досліджуваному угрупованні відбуваються за допомогою двох основних способів розсіювання: балістичні розсіювачі, які викидають насіння за допомогою вибухової дегісценції як основного механізму розсіювання [203, 204] або як попередника інших способів розсіювання [205–207]; та анемохорія, коли насіння розсіюється вітром. Балістичні розсіювачі становлять 52,38–57,89 % від загального видового багатства, причому найнижча частка спостерігається в рослинних угрупованнях на педоземах, а найвища – на червоно-бурих глинах. Частка анемохорів коливається від 15,63 % (лесовидний суглинок) до 23,81 % (педозем). Автохори, які розсіюють свої діаспори без сторонньої допомоги, становили 3,17–5,26 % видів. Близькими до автохорів є барохорії, в яких насіння падає спонтанно під дією сили тяжіння. Барохорії поширені серед злаків, особливо серед бур'янів. Барохорії складають 3,16–9,38 % видів в угрупованні. Ендозоохорні та епізоохорні покладаються на тварин

для транспортування насіння. Невеликий, але постійний компонент угруповання представляли первотвори (перекотиполе).

Висновки до розділу 3

Процес натуралізації рослинного покриву досліджуваної території триває вже понад 15 років, в результаті чого на техноземах сформувалося різноманітне рослинне угруповання, яке представлене 133 видами судинних рослин, що становить 6,8 % видового багатства регіональної флори [176]. Ранг найрізноманітніших родин майже повністю відповідає послідовності родин у регіональній флорі: *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Rosaceae*. Флора різновікових перелогів Апостолівського геоботанічного району налічує 128 видів зі 102 родів і 24 родин. Таким чином, у таксономічному аспекті флора техноземів є типовим відбитком регіональної флори.

Структура життєвих форм рослинних угруповань техноземів за Раункієром є типовою для стадії дернинних злаків [190]. Для цієї стадії характерне переважання гемікриптофітів на фоні помірної частки терофітів, які переважно є рудералами та можуть розглядатися як маркери нестабільності угруповання [208]. За цим показником усі типи техноземів досить схожі, з дещо меншою часткою терофітів за кількістю видів в угрупованнях на червоно-бурих глинах. Але за проєктивним покриттям частка терофітів значно зростає, ніби повертаючись до більш ранніх етапів динаміки сукцесій [8]. Природа цього явища вірогідно є в активному перебігу елементарного ґрунтового процесу педотурбації. Внаслідок явищ набухання та усадки, що є характерними для молодих антропогенних ґрунтів, утворюється значна мережа тріщин значної глибини, в які провалюється ґрунт з верхніх шарів. Очевидно, що така динамічність техногенних ґрунтів розширює екологічний

простір для ранніх сукцесійних рослин. За ценоморфною структурою угруповання техноземів відповідають перелогам сусідніх територій на третій демутаційній стадії. Зі збільшенням віку перелогів відбувається ксерофітизація рослинних угруповань. Що стосується угруповань техноземів, то процес ксерофітизації призупиняється на рівні свіжих умов. Ця обставина є дуже важливою в контексті сільськогосподарської меліорації. Вологозабезпеченість едафотопів є найважливішим фактором, що лімітує продуктивність сільськогосподарського виробництва. Сприятливі умови для вирощування сільськогосподарських культур підкреслюються трофоморфною структурою рослинного угруповання. Трофічний режим едафотопів техноземів наближається до родючого.

Тісну інтегрованість рослинного покриву меліорованих земель в екологічні процеси підкреслює структура діаспорохорів, яка свідчить про значну активність форичних консортивних зв'язків, що формуються між рослинами та тваринами [209]. Загалом частка ентомофілів у флорі регіону становить 73 %. Переважання ентомофілів також свідчить про значний потенціал рослинних угруповань як бази для бджільництва. Частка домінівних баліст мало чим відрізняється від цього показника в регіональній флорі (55–57 % за Тарасовим [176]). Але частка рослин, які використовують тварин для перенесення діаспор, значно вища, ніж у регіональній флорі.

РОЗДІЛ 4
ЕКОЛОГО-БІОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА РОСЛИННОГО ПОКРИВУ
ТЕХНОГРУНТІВ НІКОПОЛЬСЬКОГО МАРГАНЦЕВОРУДНОГО
БАСЕЙНУ

4.1 Аналіз синтаксономічної структури рослинного покриву

Аналіз синоптичної фітосоціологічної таблиці (табл. 4.1) показав, що рослинний покрив рекультивованої ділянки представлений дев'ятьма асоціаціями з двох класів рослинності, а саме:

Class *Artemisietea vulgaris* Lohmeyer et al. in Tx. ex von Rochow 1951

Ordo *Agropyretalia intermedio-repentis* T. Müller et Görs 1969

Union *Convolvulo arvensis-Agropyrion repentis* Görs 1967

Ass. *Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis* T. Müller et Görs 1969

Ass. *Agropyretum repentis* Felföldy 1942

Ass. *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis* Popescu et al. 1980

Ass. *Melico transsilvanicae-Agropyretum* T. Müller in Görs 1966

Ass. *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis* Felföldy 1943

Union *Onopordion acanthii* Br.-Bl. et al. 1936

Ass. *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthii* Soó ex Jarolímek et al. 1997

Class *Stellarietea mediae* Tx. et al. in Tx. 1950

Ordo *Sisymbrietalia sophiae* J. Tx. ex Görs 1966

Union *Hordeion murini* Br.-Bl. in Br.-Bl. et al. 1936

Ass. *Brometum tectorum* Bojko 1934

Ordo *Atriplici-Chenopodietalia albi* (Tx. 1937) Nordhagen 1940

Union *Polygono-Chenopodion* Koch 1926

Ass. *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* Marjushkina et Solo makha
1985

Union *Sisymbrium officinalis* Tx. et al. ex von Rochow 1951

Ass. *Cirsio-Lactucetum serriolae* Mucina 1978

Таблиця 4.1

Синоптична фітосоціологічна таблиця

Види	1	2	3	4	5	6	7	8	9	Точність
	92	78	88	81	246	108	103	238	226	
<i>Senecio leucanthemifolius</i>	67.4 *	62.8	61.4	2.5	34.1	–	1.0	1.7	–	0.34
<i>Falcaria vulgaris</i>	62.0 *	24.4	25.0	1.2	12.2	8.3	59.2	29.4	30.1	0.27
<i>Sanguisorba officinalis</i>	5.4*	1.3	3.4	–	–	–	1.0	1.7	0.4	0.12
<i>Securigera varia</i>	13.0 *	–	–	12.3	4.1	2.2	–	–	2.7	0.17
<i>Xeranthemum annuum</i>	21.7 *	1.3	12.5	–	2.8	2.8	4.9	1.3	11.5	0.22
<i>Artemisia absinthium</i>	34.8 *	23.1	12.5	22.2	28.0	10.2	10.7	2.9	8.0	0.17
<i>Achillea millefolium</i>	91.3 *	62.8	76.1	3.7	51.6	38.9	26.2	24.4	38.1	0.32
<i>Melilotus albus</i>	35.9	52.6 *	30.7	–	15.4	–	1.0	–	–	0.37
<i>Xanthium strumarium</i>	3.3	24.4 *	14.8	–	2.4	–	1.9	16	9.3	0.21
<i>Elytrigia repens</i>	34.8	89.7 *	11.4	–	5.7	4.6	35	58.8	25.7	0.47

<i>Agropyron cristatum</i>	5.4	11.5	53.4 *	–	18.3	11.1	28.2	5.9	37.6	0.31
<i>Medicago lupulina</i>	–	–	45.4 *	3.7	–	–	–	–	–	0.38
<i>Bromus hordeaceus</i>	5.4	21.8	55.7 *	–	10.6	6.5	2.9	1.7	19	0.43
<i>Crepis tectorum</i>	–	–	–	2.5*	0.4	–	–	–	–	0.13
<i>Melica transsilvanica</i>	–	–	1.1	71.1 *	4.5	10.2	1	0.8	0.4	0.56
<i>Sonchus arvensis</i>	–	–	–	14.8 *	0.4	–	–	1.3	–	0.34
<i>Convolvulus arvensis</i>	6.5	1.3	6.8	61.7 *	52.2	7.4	5.8	26.1	9.7	0.46
<i>Lotus ucrainicus</i>	–	–	–	13.6 *	2.4	13	1.0	2.5	2.7	0.18
<i>Seseli campestre</i>	38	39.7	48.9	96.3 *	80.5	91.7	84.5	68.9	58	0.22
<i>Lepidium perfoliatum</i>	–	–	–	4.9*	1.2	3.7	–	0.4	2.7	0.10
<i>Anisantha tectorum</i>	1.1	–	1.1	2.5	52.8 *	2.8	–	–	0.9	0.45
<i>Bromus squarrosus</i>	97.8	94.9	87.5	100	100	100 *	86.4	97.5	85.8	0.09
<i>Atriplex micrantha</i>	–	–	–	–	0.4	–	7.8*	3.4	–	0.20
<i>Cirsium arvense</i>	–	–	–	1.2	2	3.7	39.7 *	14.7	12.4	0.16
<i>Filipendula vulgaris</i>	–	–	–	–	0.4	–	6.8*	4.6	–	0.17
<i>Thesium ramosum</i>	–	–	–	–	0.4	–	1.9*	–	–	0.12
<i>Consolida regalis</i>	20.7	25.6	20.5	69.1	42.7	2.8	94.2 *	58	35.4	0.38

<i>Medicago sativa</i>	76.1	65.4	70.5	88.9	87.8	90.7	92.2*	70.2	67.3	0.12
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	–	–	–	6.2	1.2	10.8	48.7*	15.7	16.9	0.17
<i>Helichrysum arenarium</i>	–	–	–	–	–	–	3.9	4.6*	–	0.13
<i>Hieracium virosus</i>	–	–	–	–	–	–	1.9	4.6*	–	0.16
<i>Hypericum elegans</i>	1.1	–	–	–	–	–	–	2.5*	–	0.12
<i>Onobrychis viciifolia</i>	25	20.5	9.1	11.1	14.6	23.1	14.6	68.1*	21.7	0.38
<i>Lactuca serriola</i>	52.2	79.5	54.5	80.2	48.8	50	89.3	93.7*	79.6	0.18
<i>Anthemis arvensis</i>	–	2.6	3.4	–	1.2	0.9	–	–	5.8*	0.12
<i>Erysimum diffusum</i>	29.3	28.2	15.9	1.2	22.4	9.3	2.9	3.8	45.1*	0.26
<i>Carduus acanthoides</i>	4.3	1.3	1.1	–	1.2	–	–	–	36.2*	0.53
<i>Centaurea diffusa</i>	45.7	30.8	10.2	1.2	12.6	13.9	8.7	8.4	57.5*	0.32
<i>Silene dichotoma</i>	21.7	23.1	10.2	1.2	14.6	16.7	–	0.4	26.1*	0.14
<i>Vicia cracca</i>	17.4	2.6	10.2	3.7	2.4	13	1.9	0.4	19.5*	0.15
<i>Jacobaea vulgaris</i>	3.3	2.6	4.5	12.3	12.2	50.9	1	14.7	75.2*	0.49
<i>Tragopogon dubius</i>	8.7	2.6	14.8	2.5	11.4	50.9	32	29.4	61.9*	0.32
<i>Melilotus officinalis</i>	1.1	2.6	5.7	1.2	10.6	83.3	2.9	13.4	87.2*	0.54
<i>Echium vulgare</i>	–	–	1.1	–	–	–	–	0.4	4.4*	0.16

<i>Euphorbia stepposa</i>	1.1	–	2.3	–	0.4	2.8	–	–	7.1*	0.16
<i>Lactuca tatarica</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	4.0*	0.19
<i>Alyssum desertorum</i>	–	–	–	–	4.1	3.7	–	7.1	33.6*	0.44
<i>Reseda lutea</i>	2.2	11.5	9.1	3.7	13.8	7.4	15.5	6.3	23.0*	0.15

У таблиці вказано відсоток присутності видів у відповідних асоціаціях. Діагностичні види кожної асоціації позначені зірочками.

Асоціації: 1 – *Falcaria vulgaris-Elytrigietum repentis*; 2 – *Agropyretum repentis*; 3 – *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*; 4 – *Melico transsilvanicae-Agropyretum*; 5 – *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis*; 6 – *Brometum tectorum*; 7 – *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi*; 8 – *Cirsio-Lactucetum serriolae*; 9 – *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi*.

Інші види: *Dactylis glomerata* (1), *Euphorbia esula* (1, 3, 5), *Pilosella officinarum* (1, 8), *Elaeagnus angustifolia* (1, 9), *Aegilops cylindrica* (2, 3), *Linaria genistifolia* (2, 5), *Rosa canina* (4, 5, 6, 9), *Agrimonia eupatoria* (6, 9), *Poa pratensis* (6, 9), *Medicago falcata* (1, 2, 3, 4, 5, 7, 8), *Chondrilla juncea* (7), *Galium verum* (5, 7, 8), *Stellaria holostea* (9), *Koeleria cristata* (9), *Erigeron acris* (5, 8), *Pyrus communis* (8), *Prunus armeniaca* (8), *Eryngium campestre* (8), *Taraxacum campylodes* (1, 2, 4, 5, 6, 7, 8, 9), *Festuca valesiaca* (4, 5, 8, 9), *Rumex confertus* (2), *Rhaponticum repens* (3, 8).

4.1.1 *Falcaria vulgaris-Elytrigietum repentis* T. Müller et Görs 1969

Асоціація *Falcaria vulgaris-Elytrigietum repentis* була представлена 47 видами рослин. Основу угруповання складала *Achillea millefolium*, *Bromus squarrosus*,

Medicago sativa, *Vicia cracca* та *Elytrigia repens*. Прогнозоване покриття угруповання становило $22,3 \pm 0,52$ % (у 95 % випадків воно знаходилося в межах 12,7–33,5 %). Видове багатство угруповання становило $8,9 \pm 0,23$ видів на ділянку (у 95 % випадків цей показник знаходився в межах 5–14 видів на ділянку). Різноманіття угруповання становило $2,2 \pm 0,05$ біта/виду на ділянку. Вирівняність становила $0,69 \pm 0,01$. Найчастіше угруповання зустрічалося в літоземах на червонобурих глинах (див. рис. 4.1). Угруповання надавало перевагу ґрунтам з вмістом доступної вологи $36,2 \pm 6,2$ мм та індексом вологого контрасту $0,29 \pm 0,04$ (табл. 4.2). Фітоіндикаційна оцінка кислотності ґрунту на ділянці угруповання показала $\text{pH} = 7,07 \pm 0,01$. Вміст водорозчинних солей у ґрунті становив $38,6 \pm 2,9$ мкг/л. Вміст карбонатів становив $2,9 \pm 1,2$ % у перерахунку на оксиди кальцію та магнію. Вміст сполук азоту становив $1,65 \pm 0,39$ г/кг. Аерація ґрунту становила $69,2 \pm 7,8$ %. Ця рослинна асоціація віддавала перевагу радіаційним умовам на рівні $1,87 \pm 0,12$ гДж м⁻² рік⁻¹. Оптимальний режим атмосферного зволоження характеризувався балансом між опадами та випаровуванням $-1,35 \pm 0,14$ мм за рік. Оптимальний режим континентальності становив 161 ± 18 балів. Середня температура найхолоднішого місяця року становила $-3,1 \pm 1,2$ °С. Оптимальний світловий режим характеризувався значенням $8,86 \pm 0,05$ бала. Природність угруповання становила $-1,8 \pm 0,7$, що свідчить про штучний характер біоценозу. Гемеробність становила 91 ± 4 , що свідчить про метагемеробне угруповання в умовах значного антропогенного навантаження та початкового етапу рекультивації. Метагемеробні угруповання в межах цієї асоціації виявлені у 62,0 % випадків, а полігемеробні – у 37,0 % випадків.

**Описова статистика фітоіндикаційних оцінок екологічних факторів,
природності та гемеробності (середнє значення \pm середнє квадратичне
відхилення)**

Змінні*	Асоціації**								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Hd	36.2 \pm 6.	37.5 \pm 5	40.2 \pm 5	43.7 \pm 5	40.5 \pm 5	42.3 \pm 5	36.0 \pm 6	38.1 \pm 6	38.7 \pm 6
	2	.2	.9	.4	.9	.3	.8	.7	.0
fH	0.29 \pm 0.	0.29 \pm 0	0.28 \pm 0	0.29 \pm 0	0.32 \pm 0	0.31 \pm 0	0.31 \pm 0	0.31 \pm 0	0.32 \pm 0
	04	.03	.04	.04	.04	.03	.04	.04	.04
Rc	7.07 \pm 0.	7.06 \pm 0	7.06 \pm 0	7.03 \pm 0	7.07 \pm 0	7.05 \pm 0	7.08 \pm 0	7.08 \pm 0	7.08 \pm 0
	1	.12	.11	.14	.11	.12	.11	.12	.12
Sl	38.6 \pm 2.	41.7 \pm 2	39.6 \pm 2	43.0 \pm 1	42.2 \pm 2	44.3 \pm 2	41.6 \pm 2	43.6 \pm 2	43.4 \pm 3
	9	.8	.2	.5	.3	.9	.9	.8	.0
Ca	2.9 \pm 1.2	3.0 \pm 1.	2.5 \pm 1.	3.5 \pm 1.	3.5 \pm 1.	3.8 \pm 1.	4.3 \pm 1.	4.6 \pm 1.	3.6 \pm 1.
		2	2	4	5	8	5	7	7
Nt	1.7 \pm 0.4	1.4 \pm 0.	1.3 \pm 0.	1.4 \pm 0.	1.5 \pm 0.	1.8 \pm 0.	0.8 \pm 0.	1.2 \pm 0.	1.4 \pm 0.
		4	4	4	4	4	4	4	4
Ae	69.2 \pm 7.	77.3 \pm 7	79.4 \pm 7	84.1 \pm 6	77.5 \pm 7	79.1 \pm 7	72.6 \pm 9	71.6 \pm 8	77.2 \pm 7
	8	.2	.8	.4	.8	.8	.8	.6	.7
Tm	1.9 \pm 0.1	2.0 \pm 0.	2.0 \pm 0.	2.0 \pm 0.	1.9 \pm 0.	1.9 \pm 0.	2.0 \pm 0.	2.0 \pm 0.	1.9 \pm 0.
		1	1	1	1	1	1	1	1
Om	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	1.4 \pm 0.1	1.3 \pm 0.	1.3 \pm 0.	1.2 \pm 0.	1.2 \pm 0.	1.0 \pm 0.	1.4 \pm 0.	1.1 \pm 0.	1.1 \pm 0.
Kn		2	2	2	1	2	1	2	2
	161 \pm 18	162 \pm 1	152 \pm 1	153 \pm 2	152 \pm 2	153 \pm 2	177 \pm 2	172 \pm 2	160 \pm 1
Cr		3	5	2	0	1	0	0	8
	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	3.1 \pm 1.2	2.3 \pm 1.	3.1 \pm 1.	2.8 \pm 1.	2.7 \pm 1.	3.2 \pm 1.	3.2 \pm 1.	3.2 \pm 1.	3.6 \pm 1.
		3	3	2	2	3	1	2	4

Lc	8.9±0.1	8.9±0.	8.9±0.	8.9±0.	8.9±0.	8.9±0.	8.9±0.	8.9±0.	8.9±0.
		1	1	1	1	03	07	06	05
		–	–	–	–	–	–	–	–
Naturalness	– 1.8±0.7	0.8±0.	0.5±0.	1.5±0.	1.5±0.	1.6±0.	1.6±0.	1.7±0.	1.2±0.
		7	6	5	5	5	7	7	7
Hemeroby	91±4	89±5	84±7	84±7	88±6	84±7	84±9	85±8	79±9
β- euhemerobe, %	–	–	4.5	2.5	0.4	5.6	2.9	3.4	15.5
α- euhemerobe, %	1.1	3.8	19.3	25.9	8.5	25.0	33.0	19.3	37.6
Polyhemero be, %	37.0	50.0	59.1	50.6	48.8	50.0	33.0	50.4	32.3
Metahemero be, %	62.0	46.2	17.0	21.0	42.3	19.4	31.1	26.9	14.6

Умовні позначення: * – бали фітоіндикації: Hd – водний режим ґрунту, fH – мінливість зволоження, Ae – аерація ґрунту, Rc – кислотність ґрунту, Sl – загальний сольовий режим, Ca – вміст карбонатів у ґрунті, Nt – вміст азоту в ґрунті, Tm – термічний режим, Om – режим вологості, Cr – режим кріоклімату, Kn – континентальний клімат, Lc – світловий режим.

** – асоціації: 1 – *Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis*; 2 – *Agropyretum repentis*; 3 – *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*; 4 – *Melico transsilvanicae-Agropyretum*; 5 – *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis*; 6 – *Brometum tectorum*; 7 – *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi*; 8 – *Cirsio-Lactucetum serriolae*; 9 – *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi*.

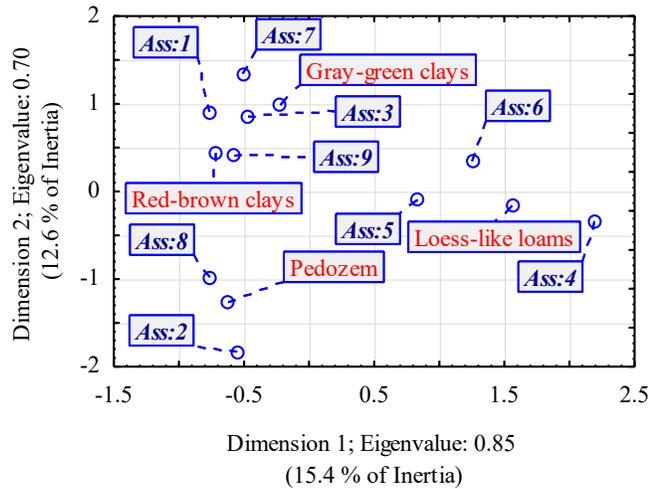


Рисунок 4.1. Аналіз множинних відповідностей типів техноземів і рослинних угруповань. Типи техноземів: червоно-бурі глини – літоземи на червоно-бурих глинах; лесовидні суглинки – літоземи на лесовидних суглинках; педоземи – педоземи з гумусованим насипним шаром; сіро-зелені глини – літоземи на сіро-зелених глинах. Асоціації: Асс:1 – *Falcaria vulgaris-Elytrigietum repentis*; Асс:2 – *Agropyretum repentis*; Асс:3 – *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*; Асс:4 – *Melico transsilvanicae-Agropyretum*; Асс:5 – *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis*; Асс:6 – *Brometum tectorum*; Асс:7 – *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi*; Асс:8 – *Cirsio-Lactucetum serriolae*; Асс:9 – *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi*

4.1.2 *Agropyretum repentis* Felföldy 1942

Асоціація *Agropyretum repentis* була представлена 39 видами трав. Основу угруповання складала *Elytrigia repens*, *Bromus squarrosus*, *Achillea millefolium*, *Lactuca serriola*, *Medicago sativa*. Прогнозоване покриття угруповання становило $20,9 \pm 0,70$ % (у 95 % випадків воно знаходилося в межах 8,6–37,7 %). Видове багатство угруповання становило $8,5 \pm 0,22$ виду на ділянку (у 95 % випадків цей показник знаходився в межах 5–14 видів на ділянку). Різноманіття угруповання

становило $2,2 \pm 0,05$ біта/виду на ділянку. Вирівняність становила $0,73 \pm 0,01$. Найчастіше угруповання зустрічалось на педоземах. Асоціація надавала перевагу ґрунтам з вмістом доступної вологи $37,5 \pm 5,2$ мм та індексом вологого контрасту $0,29 \pm 0,03$. Фітоіндикаційна оцінка кислотності ґрунту в ареалі угруповання показала рН $7,06 \pm 0,12$. Вміст водорозчинних солей у ґрунті становив $41,7 \pm 2,76$ мкг/л. Вміст карбонатів становив $3,0 \pm 1,2$ % у перерахунку на оксиди кальцію та магнію. Вміст сполук азоту становив $1,38 \pm 0,38$ г/кг. Аерація ґрунту становила $77,3 \pm 7,2$ %. Ця рослинна асоціація віддавала перевагу радіаційним умовам на рівні $1,95 \pm 0,13$ гДж м⁻² рік⁻¹. Оптимальний режим атмосферного зволоження характеризувався балансом між опадами та випаровуванням $1,25 \pm 0,15$ мм на рік. Оптимальний режим континентальності становив 162 ± 13 балів. Середня температура найхолоднішого місяця року становила $2,32 \pm 1,3$ °С. Оптимальний світловий режим характеризувався значенням $8,87 \pm 0,04$ бали. Природність угруповання становила $-0,8 \pm 0,7$, що свідчить про штучний характер біогеоценозу. Індекс гемеробності становив 89 ± 5 , що свідчить про полігемеробне угруповання, яке перебуває на першій стадії рекультивациі. Метагемеробні угруповання в межах цієї асоціації виявлені у $46,2$ % випадків, а полігемеробні – у $50,0$ % випадків.

4.1.3 Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis Popescu et al. 1980

Асоціація *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis* була представлена 39 видами трав. Основу угруповання складала *Achillea millefolium*, *Agropyron cristatum*, *Bromus squarrosus*, *Bromus hordeaceus*, *Medicago sativa*, *Medicago lupulina*, *Senecio leucanthemifolius*. Прогнозоване покриття угруповання становило $20,4 \pm 0,76$ % (у 95 % випадків воно знаходилося в межах $9,2$ – $33,5$ %). Видове

багатство угруповання становило $7,8 \pm 0,17$ видів на ділянку (у 95 % випадків цей показник знаходився в межах 5–11 видів на ділянку). Різноманіття угруповання становило $2,3 \pm 0,04$ біта/виду на ділянку. Рівномірність становила $0,77 \pm 0,01$. Найчастіше угруповання зустрічалося на літоземах на сіро-зелених глинах. Ця асоціація надавала перевагу ґрунтам з вмістом доступної вологи $40,2 \pm 5,9$ мм та індексом вологого контрасту $0,28 \pm 0,04$. Фітоіндикаційна оцінка кислотності ґрунту в ареалі поширення асоціації становила $\text{pH} = 7,06 \pm 0,11$. Вміст водорозчинних солей у ґрунті становив $39,6 \pm 2,2$ мкг/л. Вміст карбонатів становив $2,5 \pm 1,2$ % у перерахунку на оксиди кальцію та магнію. Вміст сполук азоту становив $1,3 \pm 0,4$ г/кг. Аерація ґрунту становила $79,4 \pm 7,8$ %. Ця рослинна асоціація віддавала перевагу радіаційним умовам на рівні $2,0 \pm 0,1$ гДж м⁻² рік⁻¹. Оптимальний режим атмосферного зволоження характеризувався балансом між опадами та випаровуванням $-1,3 \pm 0,2$ мм на рік. Оптимальний режим континентальності становив 152 ± 15 балів. Середня температура найхолоднішого місяця року становила $-3,1 \pm 1,3$ °С. Оптимальний світловий режим характеризувався значенням $8,9 \pm 0,1$ бала. Природність угруповання становила $-0,5 \pm 0,6$, що свідчить про штучний характер біогеоценозу. Гемеробність становила 84 ± 7 , що свідчить про полігемеробне угруповання, яке перебуває на першій стадії рекультивациі. Угруповання цієї асоціації найчастіше були полігемеробними (у 59,1 % випадків). Також угруповання часто класифікували як альфа-гемеробні (у 19,3 % випадків).

4.1.4 *Melico transsilvanicae-Agropyretum* T. Müller in Görs 1966

Асоціація *Melico transsilvanicae-Agropyretum* була представлена 33 видами трав. Основу угруповання складали *Bromus squarrosus*, *Seseli campestre*, *Medicago sativa*. Прогнозоване покриття угруповання становило $29,7 \pm 1,8$ % (у 95 % випадків воно знаходилося в межах 12,7–47,2 %). Видове багатство угруповання становило

6,8±0,14 видів на ділянку (у 95 % випадків цей показник знаходився в межах 5–10 видів на ділянку). Різноманіття угруповання становило 1,3±0,06 біта/виду на ділянку. Рівномірність становила 0,45±0,02. Найчастіше угруповання зустрічалося на літоземах на лесовидних суглинках. Асоціація надавала перевагу ґрунтам з вмістом доступної вологи 43,7±5,4 мм та індексом вологого контрасту 0,29±0,04. Фітоіндикаційна оцінка кислотності ґрунту в зоні поширення угруповання показала, що рН становить 7,03±0,14. Вміст водорозчинних солей у ґрунті становив 43,0±1,5 мкг/л. Вміст карбонатів становив 3,5±1,4 % у перерахунку на оксиди кальцію та магнію. Вміст сполук азоту становив 1,4±0,4 г/кг. Індекс аерації ґрунту становив 84,1±6,4 %. Ця рослинна асоціація віддавала перевагу радіаційним умовам на рівні 2,0±0,1 гДж м⁻² рік⁻¹. Оптимальний режим атмосферного зволоження характеризувався балансом між опадами та випаровуванням –1,2±0,2 мм на рік. Оптимальний режим континентальності становив 153±22 бали. Середня температура найхолоднішого місяця року становила 2,8±1,2 °С. Оптимальний світловий режим характеризувався значенням 8,9±0,1 бала. Природність угруповання становила –1,5±0,5 бала, що свідчить про штучний характер біогеоценозу. Гемеробність становила 84±7, що свідчить про полігемеробне угруповання, яке перебуває на першій стадії рекультивації. Угруповання цієї асоціації найчастіше були полігемеробними (у 50,6 % випадків). Також угруповання часто класифікували як альфа-гемеробні (у 25,9 % випадків).

4.1.5 *Convolvulo arvensis-Agrophyretum repentis* Felföldy 1943

Асоціація *Convolvulo arvensis-Agrophyretum repentis* була представлена 33 видами трав. Основу угруповання склали *Bromus squarrosus*, *Medicago sativa*, *Seseli campestre*, *Achillea millefolium*. Прогнозоване покриття угруповання

становило $25,5 \pm 0,5$ % (у 95 % випадків воно знаходилося в межах 10,9–41,8 %). Видове багатство угруповання становило $7,6 \pm 0,11$ виду на ділянку (у 95 % випадків цей показник знаходився в межах 5–11 видів на ділянку). Різноманіття угруповання становило $1,7 \pm 0,03$ біта/виду на ділянку. Вирівняність становила $0,59 \pm 0,01$. Найчастіше угруповання зустрічалося на літоземах на лесовидних суглинках. Асоціація надавала перевагу ґрунтам з вмістом доступної вологи $40,5 \pm 5,9$ мм та індексом контрасту вологості $0,32 \pm 0,04$. Фітоіндикаційна оцінка кислотності ґрунту на ділянці асоціації становила $\text{pH} = 7,07 \pm 0,11$. Вміст водорозчинних солей у ґрунті становив $42,2 \pm 2,31$ мкг/л. Вміст карбонатів становив $3,5 \pm 1,5$ % у перерахунку на оксиди кальцію та магнію. Вміст сполук азоту становив $1,5 \pm 0,4$ г/кг. Аерація ґрунту становила $77,5 \pm 7,8$ %. Асоціація віддавала перевагу радіаційним умовам на рівні $1,9 \pm 0,1$ гДж м^{-2} рік $^{-1}$. Оптимальний режим атмосферного зволоження характеризувався балансом між опадами та випаровуванням $-1,2 \pm 0,1$ мм за рік. Оптимальний режим континентальності становив 152 ± 20 балів. Середня температура найхолоднішого місяця року становила $-2,7 \pm 1,2$ °С. Оптимальний світловий режим характеризувався значенням $8,9 \pm 0,1$ бала. Природність угруповання становила $-1,5 \pm 0,5$ бала, що свідчить про штучний характер біогеоценозу. Гемеробність становила 88 ± 6 , що свідчить про полігемеробне угруповання, яке перебуває на першій стадії рекультивациі. Угруповання цієї асоціації найчастіше були полігемеробними (у 48,9 % випадків). Угруповання також часто класифікувалися як метагетеробні (у 42,3 % випадків).

4.1.6 Brometum tectorum Vojko 1934

Угруповання *Brometum tectorum* було представлене 37 видами рослин. Основу угруповання складали *Bromus squarrosus*, *Medicago sativa*, *Seseli campestre*,

Melilotus officinalis. Прогнозоване покриття угруповання становило $27,6 \pm 0,7$ % (у 95 % випадків воно знаходилося в межах 16,3–42,4 %). Видове багатство угруповання становило $8,0 \pm 0,16$ виду на ділянку (у 95 % випадків цей показник знаходився в межах 5–11 видів на ділянку). Різноманіття угруповання становило $2,0 \pm 0,05$ біта/виду на ділянку. Вирівняність становила $0,67 \pm 0,01$. Найчастіше угруповання зустрічалось на літоземах на лесовидних суглинках. Асоціація надавала перевагу ґрунтам з вмістом доступної вологи $42,3 \pm 5,3$ мм та індексом вологого контрасту $0,31 \pm 0,03$. Фітоіндикаційна оцінка кислотності ґрунту на ділянці угруповання показала, що рН становить $7,05 \pm 0,12$. Вміст водорозчинних солей у ґрунті становив $44,3 \pm 2,9$ мкг/л. Вміст карбонатів становив $3,8 \pm 1,8$ % у перерахунку на оксиди кальцію та магнію. Вміст сполук азоту становив $1,8 \pm 0,4$ г/кг. Аерація ґрунту становила $79,1 \pm 7,8$ %. Асоціація віддавала перевагу радіаційним умовам на рівні $1,9 \pm 0,1$ гДж м⁻² рік⁻¹. Оптимальний режим атмосферного зволоження характеризувався балансом між опадами та випаровуванням – $1,0 \pm 0,2$ мм за рік. Оптимальний режим континентальності становив 153 ± 21 бал. Середня температура найхолоднішого місяця року становила $-3,2 \pm 1,3$ °С. Оптимальний світловий режим характеризувався значенням $8,9 \pm 0,03$ бала. Природність угруповання становила $-1,6 \pm 0,5$ бала, що свідчить про штучний характер біогеоценозу. Гемеробність становила 84 ± 7 , що свідчить про полігемеробне угруповання, яке перебуває на першій стадії рекультивації. Угруповання цієї асоціації найчастіше були полігемеробними (у 50,0 % випадків). Також угруповання часто класифікували як альфа-гемеробні (у 19,4 % випадків).

4.1.7 *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* Marjushkina et Solomakha 1985

Асоціація *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* була представлена 39 видами рослин. Основу угруповання формували *Bromus squarrosus*, *Medicago sativa*, *Seseli campestre*, *Lactuca serriola*, *Consolida regalis*. Прогнозоване покриття угруповання становило $11,5 \pm 0,3$ % (у 95 % випадків воно знаходилося в межах 5,6–21,0 %). Видове багатство угруповання становило $8,1 \pm 0,17$ виду на ділянку (у 95 % випадків цей показник знаходився в межах 6–12 видів на ділянку). Різноманіття угруповання становило $2,7 \pm 0,03$ біта/виду на ділянку. Вирівняність становила $0,90 \pm 0,01$. Найчастіше угруповання зустрічалося в літоземах на сіро-зелених глинах. Асоціація надавала перевагу ґрунтам з вмістом доступної вологи $36,0 \pm 6,8$ мм та індексом вологого контрасту $0,31 \pm 0,04$. Фітоіндикаційна оцінка кислотності ґрунту в зоні поширення асоціації виявила рН $7,08 \pm 0,11$. Вміст водорозчинних солей у ґрунті становив $41,6 \pm 2,9$ мкг/л. Вміст карбонатів становив $4,3 \pm 1,5$ % у перерахунку на оксиди кальцію та магнію. Вміст сполук азоту становив $0,8 \pm 0,4$ г/кг. Аерація ґрунту становила $72,6 \pm 9,8$ %. Асоціація віддавала перевагу радіаційним умовам на рівні $2,0 \pm 0,1$ гДж м⁻² рік⁻¹. Оптимальний режим атмосферного зволоження характеризувався балансом між опадами та випаровуванням $-1,4 \pm 0,1$ мм на рік. Оптимальний режим континентальності становив 177 ± 20 балів. Середня температура найхолоднішого місяця року становила $-3,2 \pm 1,1$ °С. Оптимальний світловий режим характеризувався значенням $8,9 \pm 0,07$ бала. Природність угруповання становила $-1,6 \pm 0,7$ бала, що свідчить про штучний характер біогеоценозу. Гемеробність становила 84 ± 9 , що свідчить про полігемеробне угруповання, яке перебуває на першій стадії рекультивації. Це угруповання розподілилося майже в рівних пропорціях між альфа-гемеробним (33,0 % випадків), полігемеробним (33,0 %) та метагемеробним (31,1 %) рівнями антропогенної трансформації.

4.1.8 *Cirsio-Lactucetum serriolae* Mucina 1978

Асоціація *Cirsio-Lactucetum serriolae* була представлена 49 видами рослин. Основу угруповання формували *Bromus squarrosus*, *Elytrigia repens*, *Lactuca serriola*, *Medicago sativa*, *Onobrychis viciifolia*, *Seseli campestre*. Прогнозоване покриття угруповання становило $14,4 \pm 0,4$ % (у 95 % випадків воно знаходилося в межах 6,2–30,5 %). Видове багатство угруповання становило $7,7 \pm 0,10$ видів на ділянку (у 95 % випадків цей показник знаходився в межах 5–11 видів на ділянку). Різноманіття угруповання становило $2,4 \pm 0,03$ біта/виду на ділянку. Вирівняність становила $0,81 \pm 0,01$. Найчастіше угруповання зустрічалося на педоземі. Асоціація віддавала перевагу ґрунтам з вмістом доступної вологи $38,1 \pm 6,7$ мм та індексом вологого контрасту $0,31 \pm 0,04$. Фітоіндикаційна оцінка кислотності ґрунту в зоні поширення асоціації показала, що рН становить $7,08 \pm 0,12$. Вміст водорозчинних солей у ґрунті становив $43,6 \pm 2,8$ мкг/л. Вміст карбонатів становив $4,6 \pm 1,7$ % у перерахунку на оксиди кальцію та магнію. Вміст сполук азоту становив $1,2 \pm 0,4$ г/кг. Аерація ґрунту становила $71,6 \pm 8,6$ %. Асоціація віддавала перевагу радіаційним умовам на рівні $2,0 \pm 0,1$ гДж м⁻² рік⁻¹. Оптимальний режим атмосферного зволоження характеризувався балансом між опадами та випаровуванням – $1,1 \pm 0,2$ мм на рік. Оптимальний режим континентальності становив 172 ± 20 балів. Середня температура найхолоднішого місяця року становила $-3,2 \pm 1,2$ °С. Оптимальний світловий режим характеризувався значенням $8,9 \pm 0,06$ бала. Натуральність угруповання становила $-1,7 \pm 0,7$ бала, що свідчить про штучний характер біогеоценозу. Гемеробність становила 85 ± 8 , що свідчить про полігомоценотичне угруповання, яке перебуває на першій стадії рекультивації. Угруповання цієї асоціації найчастіше були полігемеробними (у 50,4 % випадків). Угруповання також часто класифікувалися як метагетеробні (у 26,9 % випадків).

4.1.9 *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthii* Soó ex Jarolímek et al. 1997

Асоціація *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthii* була представлена 46 видами рослин. Основу угруповання складала *Melilotus officinalis*, *Bromus squarrosus*, *Medicago sativa*, *Agropyron cristatum*, *Lactuca serriola*, *Seseli campestre*, *Elytrigia repens*, *Centaurea diffusa*, *Jacobaea vulgaris*, *Medicago lupulina*. Прогнозоване покриття угруповання становило $26,6 \pm 1,0$ % (у 95 % випадків воно знаходилося в межах 8,0–79,8 %). Видове багатство угруповання становило $10,7 \pm 0,19$ вида на ділянку (у 95 % випадків цей показник знаходився в межах 6–17 видів на ділянку). Різноманіття угруповання становило $2,6 \pm 0,04$ біта/виду на ділянку. Вирівняність становила $0,75 \pm 0,01$. Найчастіше угруповання зустрічалося в літоземах на червоно-бурих глинах. Асоціація надавала перевагу ґрунтам з вмістом доступної вологи $38,7 \pm 6,0$ мм та індексом вологого контрасту $0,32 \pm 0,04$. Фітоіндикаційна оцінка кислотності ґрунту на ділянці угруповання показала $pH = 7,08 \pm 0,12$. Вміст водорозчинних солей у ґрунті становив $43,4 \pm 3,0$ мкг/л. Вміст карбонатів становив $3,6 \pm 1,7$ % у перерахунку на оксиди кальцію та магнію. Вміст сполук азоту становив $1,4 \pm 0,4$ г/кг. Аерація ґрунту становила $77,2 \pm 7,7$ %. Асоціація віддавала перевагу радіаційним умовам на рівні $1,9 \pm 0,1$ гДж м⁻² рік⁻¹. Оптимальний режим атмосферного зволоження характеризувався балансом між опадами та випаровуванням $-1,1 \pm 0,2$ мм на рік. Оптимальний режим континентальності становив 160 ± 18 балів. Середня температура найхолоднішого місяця року становила $-3,6 \pm 1,4$ °С. Оптимальний світловий режим характеризувався значенням $8,9 \pm 0,05$ бала. Природність угруповання становила $-1,2 \pm 0,7$, що свідчить про штучний характер біогеоценозу. Гемеробність становила 79 ± 9 , що свідчить про α -еугемеробне угруповання, яке перебуває на проміжній стадії рекультивації. Угруповання цієї асоціації найчастіше були альфа-еугемеробними (у 37,6 %

випадків). Також угруповання часто класифікували як полігемеробні (32,3 % випадків).

Висновки до розділу 4

Рослинні угруповання, що утворилися в результаті спонтанного заростання рекультивованих ділянок Нікопольського марганцеворудного басейну, характеризуються помірним рівнем біорізноманіття та структурної організації. Загалом було виявлено дев'ять асоціацій з двох класів: *Artemisietea vulgaris* та *Stellarietea mediae*. Клас *Artemisietea vulgaris* включає угруповання порядків *Agropyretalia intermedio-repentis* та *Onopordion acanthii*, що є досить характерними для порушених і рекультивованих земель. Клас *Stellarietea mediae* представлений угрупованнями порядків *Sisymbrietalia sophiae* і *Atriplici-Chenopodietalia albi*, що є типовими для посушливих і антропогенно змінених середовищ.

Середнє проєктивне покриття становить близько 22 %, у межах від 7,4 % до 43,6 %. Тип технозему має суттєвий вплив на цей показник: літоземи на лесовидних суглинках демонструють найвище покриття (29,8 %), що свідчить про активніше заростання саме на цих ділянках.

Видове багатство на пробній ділянці коливається в межах від 5 до 14 видів, у середньому – 8,4 виду. Найвищу кількість видів зафіксовано на літоземах з червоно-бурими глинами. Загальний індекс різноманіття за Шенноном становив 2,2 біта/виду, з коливанням у межах 0,8–3,3. При цьому на літоземах з лесовидними суглинками значення індексу були істотно нижчими, що вказує на менш збалансовану структуру угруповання.

Індекс рівномірності видового розподілу за Пієллу в середньому становив 0,72, але значно знижувався на літоземах з лесовидними суглинками (до 0,55), де

спостерігалася домінантна роль окремих видів. Загалом тип технозему пояснював помітну частину варіації в біорізноманітті та структурі рослинного покриву, що вказує на його важливу роль у формуванні екосистем на рекультивованих землях.

РОЗДІЛ 5

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ РЕКУЛЬТИВАЦІЙНИХ ЗАХОДІВ

5.1 Питома електропровідність ґрунту

Електропровідність ґрунту демонструє тенденцію до збільшення її значень у процесі рекультивації. Електропровідність ґрунту є комплексним показником, який залежить від співвідношення твердої, рідкої та повітряної фаз ґрунту, а також від мінералізації ґрунтового розчину [210]. Співвідношення фаз ґрунту як фактор електропровідності пояснює вплив вмісту органічної речовини на електропровідність ґрунту, оскільки органічна речовина суттєво впливає на формування агрегатів і структуру в ґрунті [211]. Існують докази того, що електропровідність зменшується під час рекультивації, що пов'язано зі зменшенням вологості ґрунту та вмісту розчинних солей [212]. У нашому випадку найважливішим фактором, який може пояснити збільшення електропровідності ґрунту, є збільшення вмісту вологи в ґрунті в результаті зменшення гемеробності. Нагромадження органічної речовини та покращення ґрунтового покриву може бути пов'язане з підвищенням електропровідності ґрунту. Накопичення органічної речовини та покращення здатності ґрунту до утворення агрегатів також сприяють збільшенню вмісту доступної вологи для рослин.

Результати аналізу питомої електропровідності ґрунту представлені на рис. 5.1.

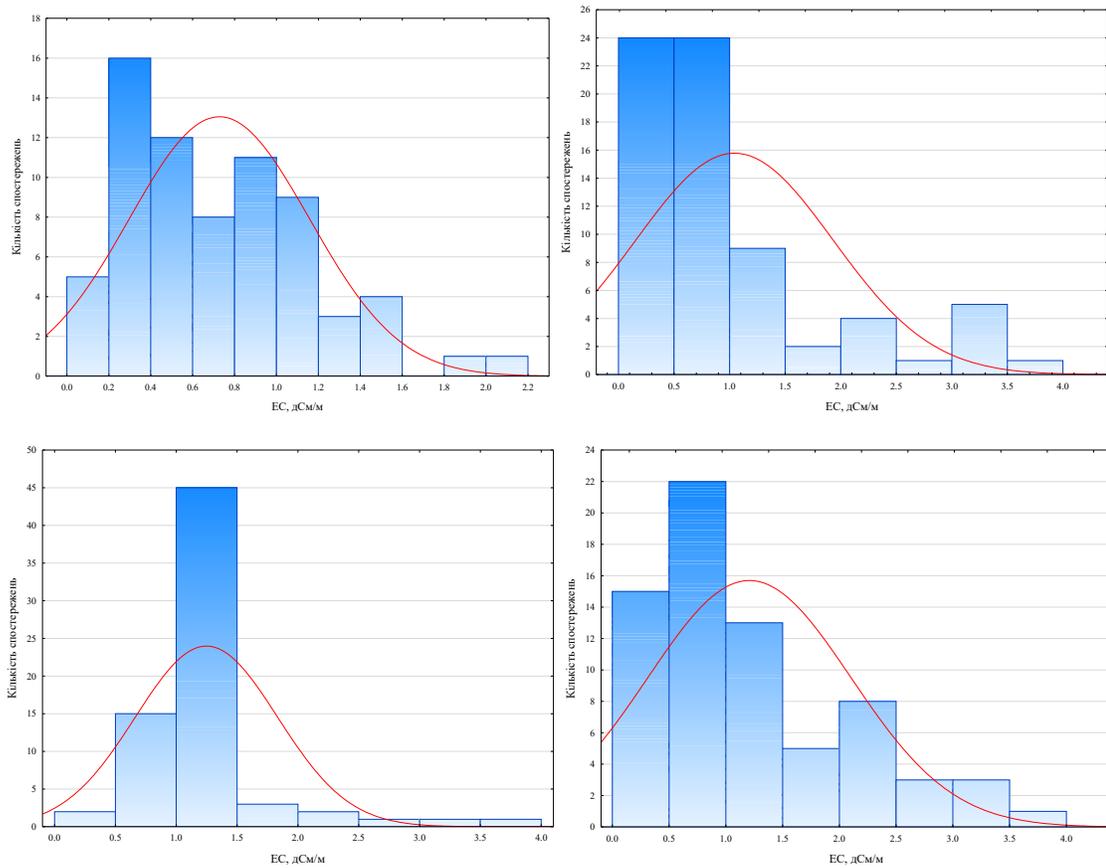


Рисунок 5.1. Гістограми розподілу електричної провідності ґрунтів для різних літологічних типів: червоно-бурі глини, лесовидні суглинки, педоземи та сіро-зелені глини. По осі абсцис відкладено значення електричної провідності ґрунту (дСм/м), по осі ординат – кількість вимірювань (спостережень) у відповідному інтервалі значень. Загальна кількість спостережень становить 107

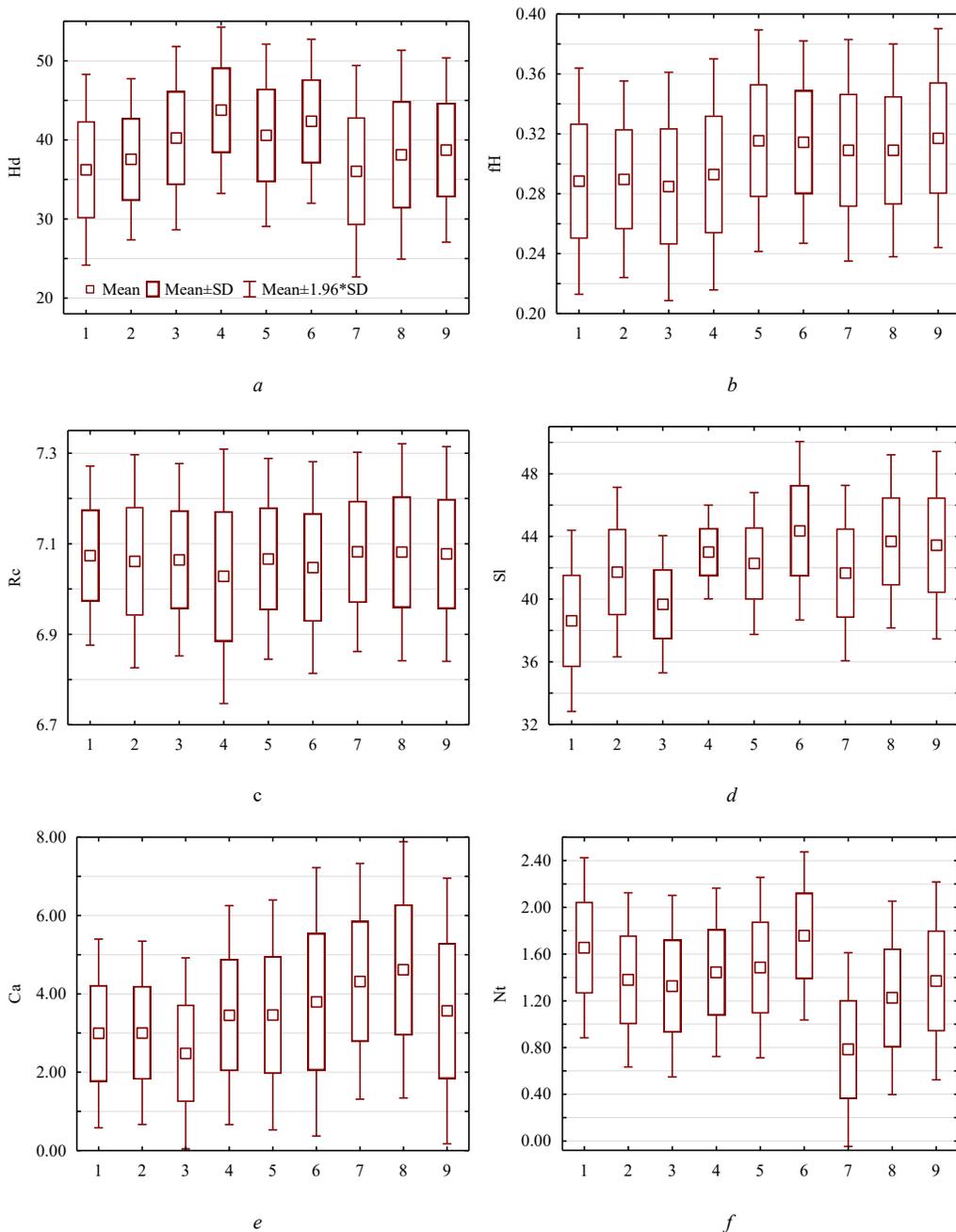
Питома електропровідність ґрунту варіювала в діапазоні від 0 до 4,0 дСм/м. Середнє значення цього показника становило $1,14 \pm 0,10$ дСм/м. Гістограми наочно показують, що зразки з показником електропровідності в діапазоні від 0 до 1,5 дСм/м зустрічаються найчастіше для всіх проаналізованих типів ґрунтів. Необхідно зазначити, що для червоно-бурих глин максимальний показник електропровідності в досліджуваних зразках становив 2,19 дСм/м, що значно менше максимальних показників для інших проаналізованих типів техноземів.

Показники питомої електропровідності водних суспензій, наприклад чорноземів типових, знаходяться в межах від 35 до 103 $\mu\text{S}/\text{см}$ [213], орного шару ясно-сірого лісового ґрунту – 24–25 $\mu\text{S}/\text{см}$ [214].

5.2 Error! Bookmark not defined.

Середній рівень вмісту доступної вологи для рослин за результатами фітоіндикації становив $39,2 \pm 0,18$ %, а в 95 % випадків цей показник знаходився в межах від 26,8 % до 51,4 %. Асоціація дозволила пояснити 6,9 % варіації вмісту доступної вологи ($F = 5,38$, $P < 0,001$). Міжрічні особливості пояснюють 1 % варіації цього показника ($F = 3,34$, $P = 0,036$), а тип технозему – 19,8 % варіації вмісту доступної для рослин вологи ($F = 66,0$, $P < 0,001$). Асоціація *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* характеризувалася на 26,9 % нижчим рівнем доступної для рослин вологи порівняно з іншими асоціаціями ($F = 31,3$, $P < 0,001$) (рис. 5.2). Інші асоціації за цим показником не відрізнялися одна від одної ($F = 0,05$, $P = 0,82$). Рівень контрастності режиму зволоження ґрунту характеризувався коефіцієнтом ω , який у середньому становив $0,31 \pm 0,0011$ і в 95 % випадків знаходився в межах від 0,23 до 0,38. Асоціація дозволила пояснити 6,0 % варіації контрастності режиму зволоження ($F = 11,32$, $P < 0,001$). Міжрічні характеристики пояснювали 5,1 % варіації цього показника ($F = 10,2$, $P < 0,001$), а тип технозему – 3,0 % варіації контрастності режиму зволоження ($F = 9,3$, $P < 0,001$). Група асоціацій (*Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis*, *Agropyretum repentis* та *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*) характеризувалася на 38,7 % нижчим індексом контрастності, ніж інші асоціації (планове порівняння $F = 51,5$, $P < 0,001$). Рівень кислотності ґрунту характеризувався значенням рН, яке в середньому становило $7,07 \pm 0,0033$ і в 95 % випадків знаходилося в межах від 6,81 до 7,28. Асоціація та рік

не були статистично значущими предикторами кислотності ґрунту ($F = 1,43$, $P = 0,18$ та $F = 2,64$, $P = 0,07$ відповідно). Тип технозему пояснював 2,3 % варіації кислотності ґрунту ($F = 9,3$, $P < 0,001$). Літоземи на червоно-бурих глинах статистично достовірно відрізнялися від інших типів ґрунтів вищим значенням рН (заплановане порівняння $F = 13,2$, $P < 0,001$).



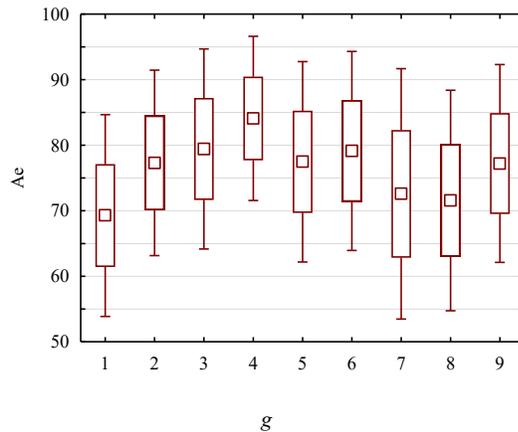


Рисунок 5.2. Гістограма варіабельності балів фітоіндикаторів едафічних властивостей ґрунту залежно від асоціації рослинного покриву. По осі абсцис – асоціація: 1 – *Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis*; 2 – *Agropyretum repentis*; 3 – *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*; 4 – *Melico transsilvanicae-Agropyretum*; 5 – *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis*; 6 – *Brometum tectorum*; 7 – *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi*; 8 – *Cirsio-Lactucetum serriolae*; 9 – *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi*. По ординатах – фітоіндикаційні оцінки едафічних властивостей: *a* – водний режим ґрунту (Hd); *b* – мінливість зволоження (fH); *c* – кислотність ґрунту (Rc); *d* – загальний сольовий режим (Sl); *e* – вміст карбонатів у ґрунті (Ca); *f* – вміст азоту в ґрунті (Nt); *g* – аерація ґрунту (Ae).

Середній вміст солей, розчинених у ґрунтовому розчині, становив $42,44 \pm 0,087$ мкг/л і в 95 % випадків знаходився в діапазоні від 35,98 до 47,84 мкг/л. Асоціація пояснювала 19,6 % варіації вмісту розчинених солей у ґрунтовому розчині ($F = 11,32$, $P < 0,001$). Міжрічні характеристики пояснювали 11,4 % варіації цього показника ($F = 3,6$, $P = 0,028$), а тип технозему – 55,3 % варіації контрастності режиму зволоження ґрунту. За рівнем засолення ґрунтового розчину асоціації розрізнялися на асоціації з відносно низьким вмістом солей (*Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*, *Melico transsilvanicae-Agropyretum* та *Convolvulo arvensis-*

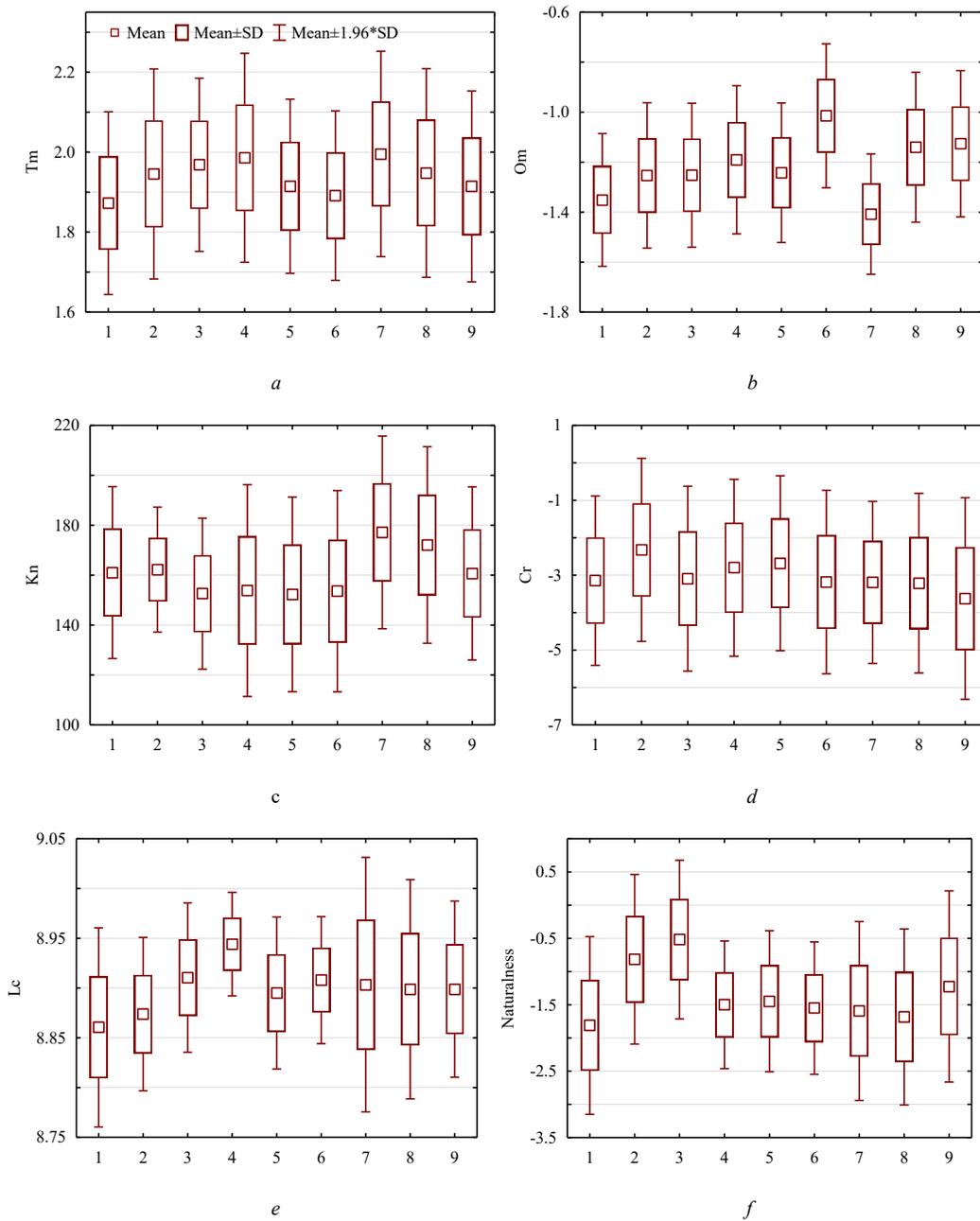
Agropyretum repentis) ($F = 722,2$, $P < 0,001$), із середнім вмістом солей (*Falcaria vulgaris-Elytrigietum repentis*, *Agropyretum repentis*, *Brometum tectorum* та *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi*) (заплановане порівняння $F = 338,7$, $P < 0,001$) та високим вмістом розчинених солей (*Cirsio-Lactucetum serriolae* та *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi*) (заплановане порівняння $F = 890,7$, $P < 0,001$). Найнижчий вміст розчинених солей виявлено в літоземах на червоно-бурих глинах, а найвищий – у літоземах на лесовидних суглинках. Інші техноземи за цим показником займають проміжне положення. Середній рівень вмісту карбонатів становив $3,66 \pm 0,047$ % і в 95 % випадків коливався від 1,05 до 7,13 %. Асоціація пояснювала 5,5 % варіації вмісту карбонатів ($F = 9,3$, $P < 0,001$). Міжрічні характеристики пояснювали 15,3 % варіації цього показника ($F = 24,4$, $P < 0,001$), а тип технозему – 13,5 % варіації вмісту карбонатів у ґрунті ($F = 68,6$, $P < 0,001$). Найнижчий вміст карбонатів виявлено в асоціації *Falcaria vulgaris-Elytrigietum repentis* (заплановане порівняння $F = 16,8$, $P < 0,001$). Проміжний рівень карбонатів виявлено для асоціацій *Agropyretum repentis*, *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*, *Melico transsilvanicae-Agropyretum* та *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi* (планове порівняння $F = 34,2$, $P < 0,001$). В інших асоціаціях вміст карбонатів був найвищим. Літоземи на червоно-бурих глинах характеризувалися найвищим вмістом карбонатів у ґрунті. Середній вміст сполук азоту становив $1,37 \pm 0,013$ г/кг і в 95 % випадків знаходився в межах від 0,38 до 2,30 г/кг. Асоціація пояснювала 19,2 % варіації вмісту азоту ($F = 29,2$, $P < 0,001$). Міжрічні особливості не були статистично значущим предиктором вмісту азоту в ґрунті ($F = 0,49$, $P = 0,62$), а тип технозему пояснював 5,8 % варіації вмісту карбонатів у ґрунті ($F = 18,0$, $P < 0,001$). Найнижчий вміст сполук азоту виявлено в асоціації *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* (планове порівняння $F = 137,9$, $P < 0,001$). Проміжний рівень вмісту азоту в ґрунті виявлено в асоціаціях *Agropyretum repentis*, *Medicagini*

lupulinae-Agrophyretum repentis, *Melico transsilvanicae-Agrophyretum*, *Convolvulo arvensis-Agrophyretum repentis*, *Cirsio-Lactucetum serriolae* та *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi* ($F = 113,1$, $P < 0,001$). Вміст сполук азоту був найвищим в асоціаціях *Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis* та *Brometum tectorum*. Вміст азоту в літоземах на червоно-бурих і сіро-зелених глинах був значно нижчим, ніж у літоземах на лесовидних суглинках і педоземах ($F = 42,5$, $P < 0,001$). Середній рівень аерації ґрунту становив $76,00 \pm 0,25$ % і в 95 % випадків коливався від 58,12 до 91,42 %. Асоціація пояснювала 8,9 % варіації аерації ($F = 14,8$, $P < 0,001$). Міжрічні особливості не були статистично значущим предиктором аерації ґрунту ($F = 0,09$, $P = 0,91$), а тип технозему пояснював 27,7 % варіації аерації ґрунту ($F = 74,7$, $P < 0,001$). Найнижчий рівень аерації ґрунту виявлено в асоціаціях *Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis*, *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* та *Cirsio-Lactucetum serriolae* (заплановане порівняння $F = 77,7$, $P < 0,001$). Проміжну аерацію ґрунту виявлено в асоціаціях *Agrophyretum repentis*, *Medicagini lupulinae-Agrophyretum repentis*, *Convolvulo arvensis-Agrophyretum repentis*, *Brometum tectorum* та *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi* ($F = 56,5$, $P < 0,001$). Рівень аерації ґрунту був найвищим у межах асоціації *Melico transsilvanicae-Agrophyretum*. Рівень аерації літоземів на червоно-бурих глинах був найнижчим серед усіх досліджених ґрунтів ($F = 206,3$, $P < 0,001$).

5.3 Error! Bookmark not defined.

Середній рівень радіаційного балансу за фітоіндикаційними оцінками становив $1,93 \pm 0,0035$ гДж м⁻² рік⁻¹ і в 95 % випадків знаходився в діапазоні від 1,70 до 2,20 гДж м⁻² рік⁻¹. Асоціація пояснювала 3,1 % варіації радіаційного режиму ($F = 5,3$, $P < 0,001$). Міжрічні особливості пояснюють 4,6 % мінливості радіаційного

балансу ($F = 6,6$, $P < 0,001$), а тип технозему – 19,9 % варіації цього показника ($F = 79,9$, $P < 0,001$). Найнижчий рівень радіаційної рівноваги виявлено в межах *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis* та *Brometum tectorum* ($F = 19,8$, $P < 0,001$) (рис. 5.3).



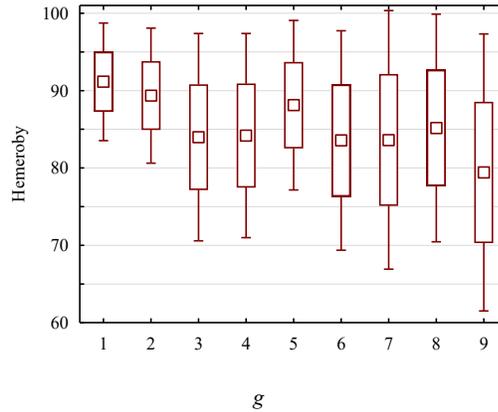


Рисунок 5.3. Гістограма варіабельності балів фітоіндикації для кліматичних режимів, природності та гемеробності залежно від асоціації рослинного покриву. По осі абсцис – асоціація: 1 – *Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis*; 2 – *Agropyretum repentis*; 3 – *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*; 4 – *Melico transsilvanicae-Agropyretum*; 5 – *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis*; 6 – *Brometum tectorum*; 7 – *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi*; 8 – *Cirsio-Lactucetum serriolae*; 9 – *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi*. По ординатах – фітоіндикаційні оцінки кліматичних режимів: *a* – термічний клімат (Тм), *b* – вологість (Om), *c* – континентальність клімату (Kn), *d* – кріорежим клімату (Cr), *e* – світловий режим (Lc), *f* – натуральність, *g* – гемеробність

Проміжний рівень радіаційного балансу виявлено в асоціаціях *Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis*, *Agropyretum repentis*, *Cirsio-Lactucetum serriolae* та *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi* ($F = 6,0$, $P < 0,015$). Радіаційний баланс в асоціаціях *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*, *Melico transsilvanicae-Agropyretum* та *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* був найвищим. Радіаційний баланс у літоземах на червоно-бурих глинах був найнижчим, а в педоземах – найвищим. Середній рівень режиму атмосферного зволоження за фітоіндикаційними оцінками (омброрежим) становив $1,20 \pm 0,005$ мм і в 95 % випадків знаходився в діапазоні від $-1,54$ до $-0,86$ мм. Асоціації дозволили

пояснити 26,4 % варіації омброрежиму ($F = 51,3$, $P < 0,001$). Міжрічні особливості пояснюють 12,1 % мінливості омброрежиму ($F = 6,7$, $P < 0,001$), а тип технозему – 9,1 % варіації цього показника ($F = 59,3$, $P < 0,001$). Найнижчий рівень атмосферного режиму зволоження виявлено в асоціаціях *Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis*, *Agropyretum repentis*, *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*, *Melico transsilvanicae-Agropyretum* та *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* (заплановане порівняння $F = 213,3$, $P < 0,001$). Проміжний рівень атмосферного режиму зволоження встановлено в асоціаціях *Melico transsilvanicae-Agropyretum*, *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis*, *Cirsio-Lactucetum serriolae* та *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi* (планове порівняння $F = 159,5$, $P < 0,001$). Рівень атмосферного режиму зволоження був найвищим в асоціації *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi*. Найнижчим був режим атмосферного зволоження в літоземах на червоно-бурих глинах, а найвищим – у педоземах. Середній рівень континентальності за фітоіндикаційними оцінками становив 161 бал і в 95 % випадків знаходився в діапазоні від 115 до 203 балів. Асоціація дозволила пояснити 2,2 % варіації режиму континентальності ($F = 4,5$, $P < 0,001$). Міжрічні особливості пояснюють 18,2 % варіабельності балів континентальності ($F = 51,6$, $P < 0,001$), а тип технозему – 16,9 % варіабельності цього показника ($F = 42,7$, $P < 0,001$). Показники континентальності були значно вищими для асоціації *Agropyretum repentis* порівняно з середнім значенням. У свою чергу, для асоціацій *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis* та *Melico transsilvanicae-Agropyretum* показники континентальності були нижчими за середні. Середній рівень кріорежиму за оцінками фітоіндикації становив $-3,8$ °C і в 95 % випадків знаходився в діапазоні від $-5,7$ до $-0,5$ °C. Асоціації дозволили пояснити 2,0 % варіації кріорежиму ($F = 3,6$, $P < 0,001$). Міжрічні особливості не були статистично значущими предикторами кріорежиму ($F = 0,70$, $P = 0,49$), а тип технозему

пояснював 17,1 % варіації цього показника ($F = 53,8$, $P < 0,001$). Для *Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis* та *Agropyretum repentis* показники кріоклімату були значно вищими порівняно з середнім значенням. У свою чергу, для асоціації *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi* показники кріоклімату були нижчими за середні. Рівень світлового режиму в середньому становив $8,9 \pm 0,0013$ бали і в 95 % випадків знаходився в діапазоні від 8,7 до 9,0 бали. Асоціація дозволила пояснити 4,8 % варіації умов освітлення ($F = 11,0$, $P < 0,001$). Міжрічні характеристики пояснюють 7,1 % варіації світлового режиму ($F = 21,1$, $P < 0,001$), а тип технозему – 40,4 % варіації цього показника ($F = 238,3$, $P < 0,001$). Для асоціації *Melico transsilvanicae-Agropyretum* оцінки режиму освітлення були достовірно вищими порівняно з середнім рівнем. У свою чергу, для асоціації *Agropyretum repentis* оцінки світлового режиму були нижчими за середній рівень. Середній рівень радіаційного балансу за фітоіндикаційними оцінками становив $1,93 \pm 0,0035$ гДж м⁻² рік⁻¹ і в 95 % випадків знаходився в межах від 1,70 до 2,20 гДж м⁻² рік⁻¹. Асоціація пояснювала 3,1 % варіації радіаційного режиму ($F = 5,3$, $P < 0,001$). Міжрічні особливості пояснюють 4,6 % мінливості радіаційного балансу ($F = 6,6$, $P < 0,001$), а тип технозему – 19,9 % варіації цього показника ($F = 79,9$, $P < 0,001$). Найнижчий рівень радіаційного балансу виявлено в межах угруповань *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis* та *Brometum tectorum* ($F = 19,8$, $P < 0,001$) (рис. 3). Проміжний рівень радіаційного балансу встановлено в асоціаціях *Falcario vulgaris-Elytrigietum repentis*, *Agropyretum repentis*, *Cirsio-Lactucetum serriolae* та *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi* (планове порівняння $F = 6,0$, $P < 0,015$). Радіаційний баланс в асоціаціях *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*, *Melico transsilvanicae-Agropyretum* та *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* був найвищим. Радіаційний баланс у літоземах на червоно-бурих глинах був найнижчим, а в педоземах – найвищим.

5.4 Фітоіндикація натуральності та гемеробності

Натуральність угруповань у середньому становила $-1,39 \pm 0,02$ і в 95 % випадків перебувала в діапазоні від $-1,74$ до $-0,06$. Асоціація дозволила пояснити 11,8 % варіації природності рослинних угруповань ($F = 37,7$, $P < 0,001$). Міжрічні особливості пояснюють 4,5 % мінливості природності ($F = 9,5$, $P < 0,001$), а тип технозему – 51,7 % варіації цього показника ($F = 425,8$, $P < 0,001$). Найнижчий рівень природності виявлено для асоціації *Cirsio-Lactucetum serriolae* ($F = 65,3$, $P < 0,001$). Найвищий рівень природності виявлено для асоціації *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis* ($F = 109,8$, $P < 0,001$). Найвищий рівень природності спостерігався у рослинних угрупованнях, сформованих на педоземах і літоземах на сіро-зелених глинах ($F = 827,9$, $P < 0,001$). Гемеробність угруповань у середньому становила $85,0 \pm 0,22$ і в 95 % випадків варіювала від 66,7 до 96,8. Асоціація дозволила пояснити 7,9 % варіації гемеробії рослинних угруповань ($F = 14,7$, $P < 0,001$). Міжрічні особливості пояснювали 21,2 % мінливості гемеробії ($F = 30,7$, $P < 0,001$), а тип технозему – 13,8 % варіації цього показника ($F = 82,2$, $P < 0,001$). Найнижчий рівень гемеробності виявлено в асоціації *Cirsio-Lactucetum serriolae* ($F = 65,3$, $P < 0,001$). Середній рівень гемеробності виявлено для асоціацій *Medicagini lupulinae-Agropyretum repentis*, *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* та *Carduo acanthoidis-Onopordetum acanthi* ($F = 71,2$, $P < 0,001$). Найвищий рівень гемеробії виявлено для асоціацій *Agropyretum repentis* та *Convolvulo arvensis-Agropyretum repentis* ($F = 20,0$, $P < 0,001$). Найвищий рівень гемеробності спостерігався у рослинних угрупованнях, сформованих на літоземах на червоно-бурих глинах, а найнижчий – на педоземах ($F = 202,7$, $P < 0,001$). Негативна кореляція виявлена між гемеробністю та натуральністю для всіх літоземів (рис. 5.4). Для педоземів статистично значущої кореляції не виявлено.

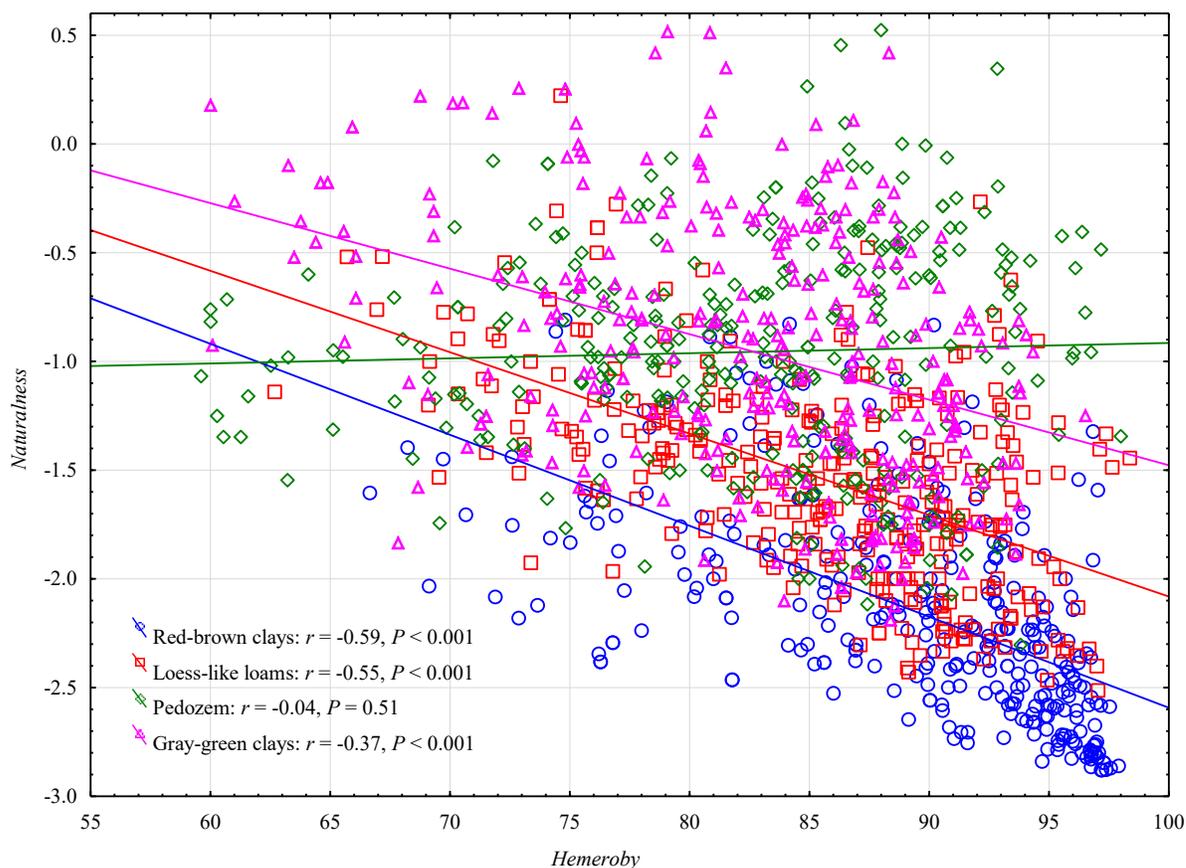


Рисунок 5.4. Зв'язок між індексом гемеробії (абсциса) та натуральність (ордината) рослинних угруповань: регресія для літоземів на червоно-бурих глинах: $Naturalness = 1.59 - 0.042 \times Hemeroby$, $R^2 = 0.35$; для літоземів на лесовидних суглинках: Природність = $1,66 - 0,037 \times Hemeroby$, $R^2 = 0.30$; для педоземів: $Naturalness = -1.15 + 0.0024 \times Hemeroby$, $R^2 = 0.0014$; для літоземів на сіро-зелених глинах: $Naturalness = 1.54 - 0.030 \times Hemeroby$, $R^2 = 0.14$.

5.5 Гемеробність як індикатор динаміки рекультивації земель

Рослинне угруповання на рекультивованій ділянці було представлено 70 видами рослин. Індекс гемеробності рослин змінювався від 12 до 100 (табл. 5.1).

Таблиця 5.1

Значення індексу гемеробності Франка – Клоца (дані нормалізовані до діапазону 0–100 з регіональною поправкою) та групи рослин-індикаторів для визначення рівня гемеробності угруповань: «+» вказує на діагностичний тип рівня антропогенної трансформації або декілька рівнів. Phi – індекс достовірності, P-value – рівень його значущості після 999 ітерацій.

Значення індексу гемеробності Франка – Клоца та групи рослин-індикаторів для визначення рівня гемеробності угруповань

Вид	Індекс Франка-Клоц	Бета-еугемероб	Альфа-еугемероб	Полігемероб	Метагемероб	Phi	P-value
<i>Lotus ucrainicus</i>	43	+	+	+	–	0.05	0.47
<i>Echium vulgare</i>	58	+	+	+	–	0.05	0.74
<i>Convolvulus arvensis</i>	88	+	+	+	–	0.03	0.77
<i>Onobrychis viciifolia</i>	51	+	+	+	–	0.02	0.9
<i>Melilotus officinalis</i>	44	+	+	–	–	0.4	0
<i>Agropyron cristatum</i>	39	+	+	–	–	0.24	0
<i>Tragopogon dubius</i>	94	+	+	–	–	0.22	0
<i>Cirsium arvense</i>	97	+	+	–	–	0.14	0.02
<i>Reseda lutea</i>	95	+	+	–	–	0.1	0.08
<i>Carduus acanthoides</i>	60	+	+	–	–	0.09	0.09
<i>Lepidium perfoliatum</i>	86	+	+	–	–	0.08	0.1
<i>Lactuca tatarica</i>	80	+	+	–	–	0.07	0.11

<i>Consolida regalis</i>	99	+	+	-	-	0.07	0.28
<i>Silene dichotoma</i>	77	+	-	+	+	0.04	0.58
<i>Elytrigia repens</i>	85	+	-	+	-	0.07	0.22
<i>Seseli campestre</i>	54	+	-	+	-	0.04	0.61
<i>Anisantha tectorum</i>	97	+	-	+	-	0.04	0.78
<i>Taraxacum campylodes</i>	92	+	-	-	+	0.03	0.88
<i>Jacobaea vulgaris</i>	74	+	-	-	-	0.35	0
<i>Alyssum desertorum</i>	98	+	-	-	-	0.28	0
<i>Bromus hordeaceus</i>	79	+	-	-	-	0.25	0
<i>Xanthium strumarium</i>	100	+	-	-	-	0.22	0
<i>Centaurea diffusa</i>	97	+	-	-	-	0.17	0.01
<i>Erysimum diffusum</i>	87	+	-	-	-	0.13	0.02
<i>Anthemis arvensis</i>	82	+	-	-	-	0.13	0.02
<i>Koeleria cristata</i>	12	+	-	-	-	0.1	0.04
<i>Poa pratensis</i>	62	+	-	-	-	0.1	0.05
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	74	+	-	-	-	0.1	0.08
<i>Festuca valesiaca</i>	28	+	-	-	-	0.04	0.91
<i>Bromus squarrosus</i>	99	-	+	+	+	0.22	0
<i>Medicago sativa</i>	78	-	+	+	+	0.13	0.03
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	94	-	+	+	+	0.07	0.24
<i>Atriplex micrantha</i>	95	-	+	+	+	0.06	0.47
<i>Sonchus arvensis</i>	96	-	+	+	+	0.06	0.54
<i>Sanguisorba officinalis</i>	48	-	+	+	+	0.05	0.65
<i>Securigera varia</i>	50	-	+	+	+	0.04	0.67
<i>Prunus armeniaca</i>	61	-	+	-	+	0.03	1

<i>Rhaponticum repens</i>	91	–	+	–	–	0.09	0.04
<i>Lactuca serriola</i>	99	–	+	–	–	0.08	0.18
<i>Hypericum elegans</i>	43	–	+	–	–	0.08	0.12
<i>Thesium ramosum</i>	25	–	+	–	–	0.06	0.25
<i>Eryngium campestre</i>	23	–	+	–	–	0.05	0.22
<i>Galium verum</i>	27	–	+	–	–	0.05	0.49
<i>Euphorbia stepposa</i>	23	–	+	–	–	0.02	0.92
<i>Senecio leucanthemi-folius</i>	93	–	–	+	+	0.28	0
<i>Melilotus albus</i>	97	–	–	+	+	0.2	0
<i>Achillea millefolium</i>	87	–	–	+	+	0.19	0
<i>Xeranthemum annuum</i>	95	–	–	+	+	0.1	0.07
<i>Melica transsilvanica</i>	19	–	–	+	+	0.09	0.09
<i>Filipendula vulgaris</i>	47	–	–	+	+	0.07	0.25
<i>Erigeron acris</i>	83	–	–	+	+	0.05	0.66
<i>Euphorbia esula</i>	54	–	–	+	+	0.05	0.64
<i>Medicago falcata</i>	47	–	–	+	+	0.05	0.58
<i>Aegilops cylindrica</i>	96	–	–	+	+	0.04	0.75
<i>Medicago lupulina</i>	33	–	–	+	+	0.04	0.82
<i>Rosa canina</i>	44	–	–	+	–	0.08	0.09
<i>Agrimonia eupatoria</i>	41	–	–	+	–	0.06	0.31
<i>Crepis tectorum</i>	100	–	–	+	–	0.06	0.3
<i>Linaria genistifolia</i>	33	–	–	+	–	0.05	0.45
<i>Pilosella officinarum</i>	51	–	–	+	–	0.05	0.42

<i>Chondrilla juncea</i>	52	–	–	+	–	0.04	1
<i>Dactylis glomerata</i>	86	–	–	+	–	0.04	1
<i>Stellaria holostea</i>	18	–	–	+	–	0.04	1
<i>Falcaria vulgaris</i>	87	–	–	–	+	0.21	0
<i>Pyrus communis</i>	64	–	–	–	+	0.14	0.56
<i>Hieracium virosus</i>	41	–	–	–	+	0.11	0.02
<i>Artemisia absinthium</i>	86	–	–	–	+	0.11	0.05
<i>Helichrysum arenarium</i>	22	–	–	–	+	0.08	0.19
<i>Vicia cracca</i>	93	–	–	–	+	0.05	0.48
<i>Rumex confertus</i>	97	–	–	–	+	0.04	0.56

Показниками бета-еугемеробного рівня були 9 видів рослин, серед яких 1 вид (*Festuca valesiaca*) був унікальним індикатором. Індикаторами альфа-еугемеробного рівня – 10 видів рослин, серед яких 3 види були унікальними (*Eryngium campestre*, *Galium verum* та *Euphorbia stepposa*). Індикаторами полігемеробного рівня були 19 видів рослин серед яких 5 видів були унікальними індикаторами (*Linaria genistifolia*, *Pilosella officinarum*, *Chondrilla juncea*, *Dactylis glomerata* та *Stellaria holostea*). Індикаторами метагемеробного рівня були 13 видів рослин, серед яких 2 види були унікальними індикаторами (*Vicia cracca*, *Rumex confertus*). Індекс гемеробності угруповання становив $85,4 \pm 0,18$ і змінювався від 65,9 до 97,9 (рис. 5.5).

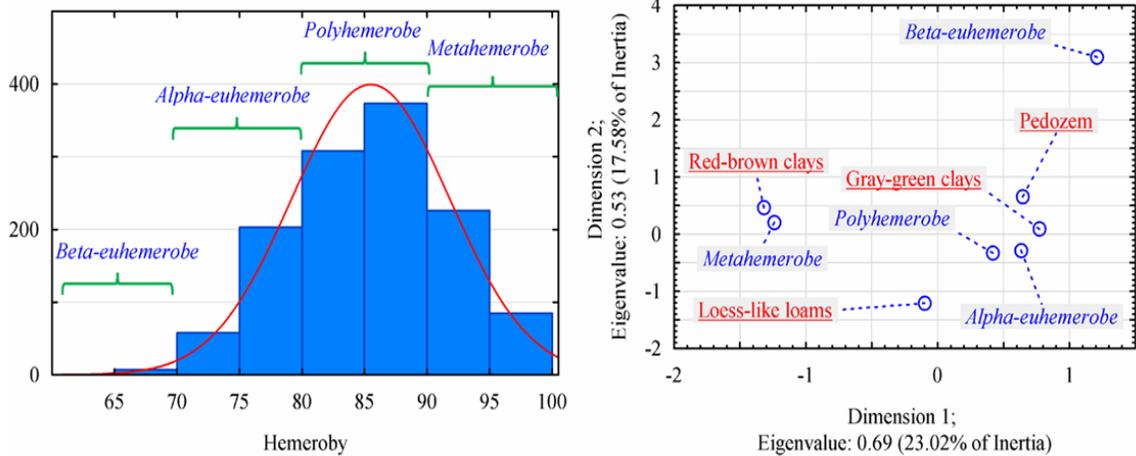


Рисунок 5.5. Розподіл балів за рівнем гемеробності та множинний аналіз відповідності між типами техноземів і рівнями гемеробності. Типи техноземів: Red-brown clays – літоземи на червоно-бурих глинах; Loess-like loams – літоземи на лесовидних суглинках; Pedozem – педоземи з гумусованим насипним шаром; Grey-green clays – літоземи на сіро-зелених глинах

Найчастіше зустрічався полігемеробний рівень антропогенної трансформації (45,1 % записів), дещо рідше – рослинні угруповання з метагемеробним (30,1 %) та альфа-еугемеробним (20,2 %) рівням табл. и трансформації (табл. 5.2). Бета-еугемеробні угруповання були найрідкіснішими (4,7 %). Техноземи відрізнялися за часткою гемеробних рівнів рослинних угруповань. За результатами багатofакторного кореляційного аналізу встановлено, що в градієнті умов антропогенної трансформації від метагемеробних до бета-еугемеробних техноземів утворюють ряд: літоземи на червоно-бурих глинах → літоземи на лесовидних глинах → педоземи → літоземи на сіро-зелених глинах.

Співвідношення рівнів гемеробності в типах техноземів (у %)

Тип технозему	Рівень гемеробності			
	Бета-еугемероб	Альфа-еугемероб	Полігемероб	Метагемероб
Сіро-зелені глини	7.3	23.2	55.6	14.0
Лесовидні суглинки	2.5	21.0	45.1	31.4
Педоземи	7.6	26.3	48.6	17.5
Червоно-бурі глини	1.3	10.2	31.1	57.5
Усього	4.7	20.2	45.1	30.1

Рівень гемеробності рослинних угруповань пояснює 2,2 % варіації електропровідності ґрунту ($F = 11,5$, $P < 0,001$). Найнижчий рівень електропровідності ґрунту виявлено за умов метагемеробного рівня антропогенної трансформації рослинних угруповань (планове порівняння $F = 29,1$, $P < 0,001$) (рис. 5.6).

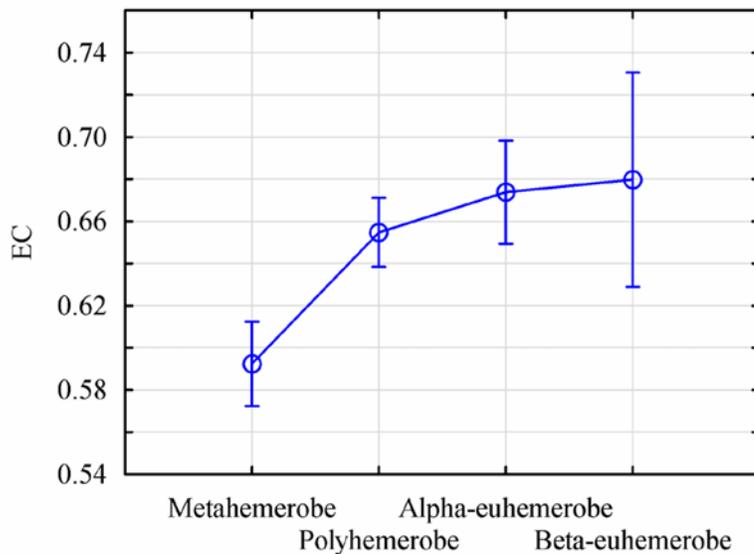
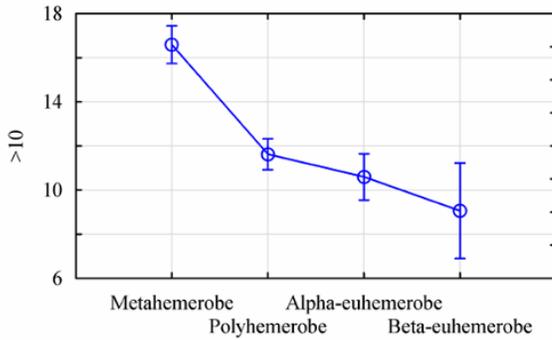
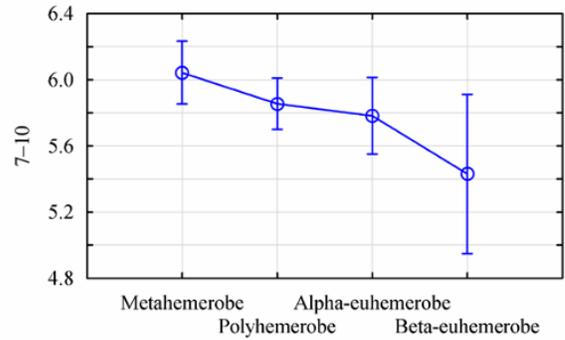


Рисунок 5.6. Залежність електропровідності техноземів від рівня гемеробності рослинного угруповання. По осі абсцис – рівень гемеробності, по осі ординат – спостережена електропровідність ґрунту, дСм/м. Вертикальними лініями позначено 95 % довірчий інтервал

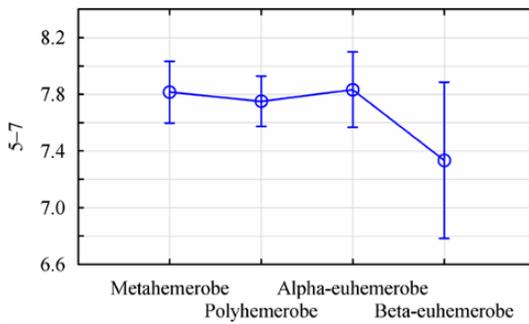
Альфа-еугемеробний, бета-еугемеробний та полігемеробний рівні не відрізнялися у ґрунті електропровідності ґрунту (заплановане порівняння $F = 0,04$, $P = 0,83$). Агрегатні фракції можна розділити на три групи (рис. 5.7).



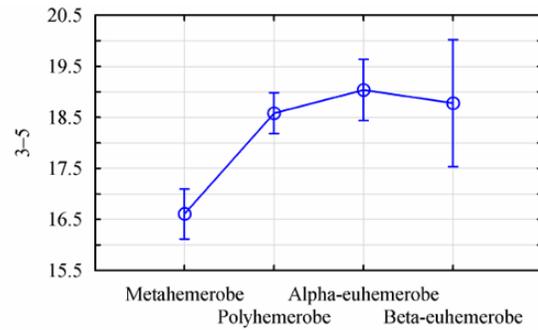
а



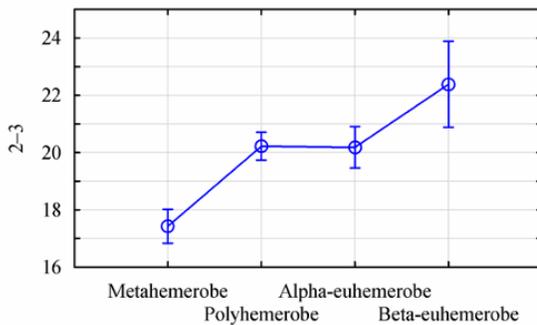
б



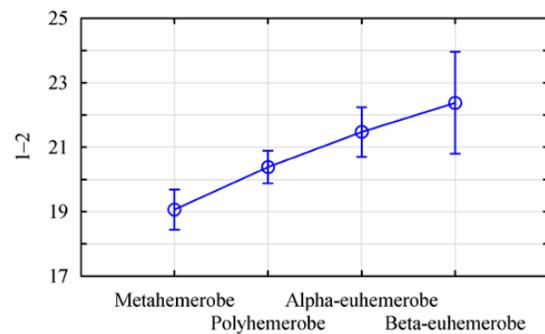
в



г



д



е

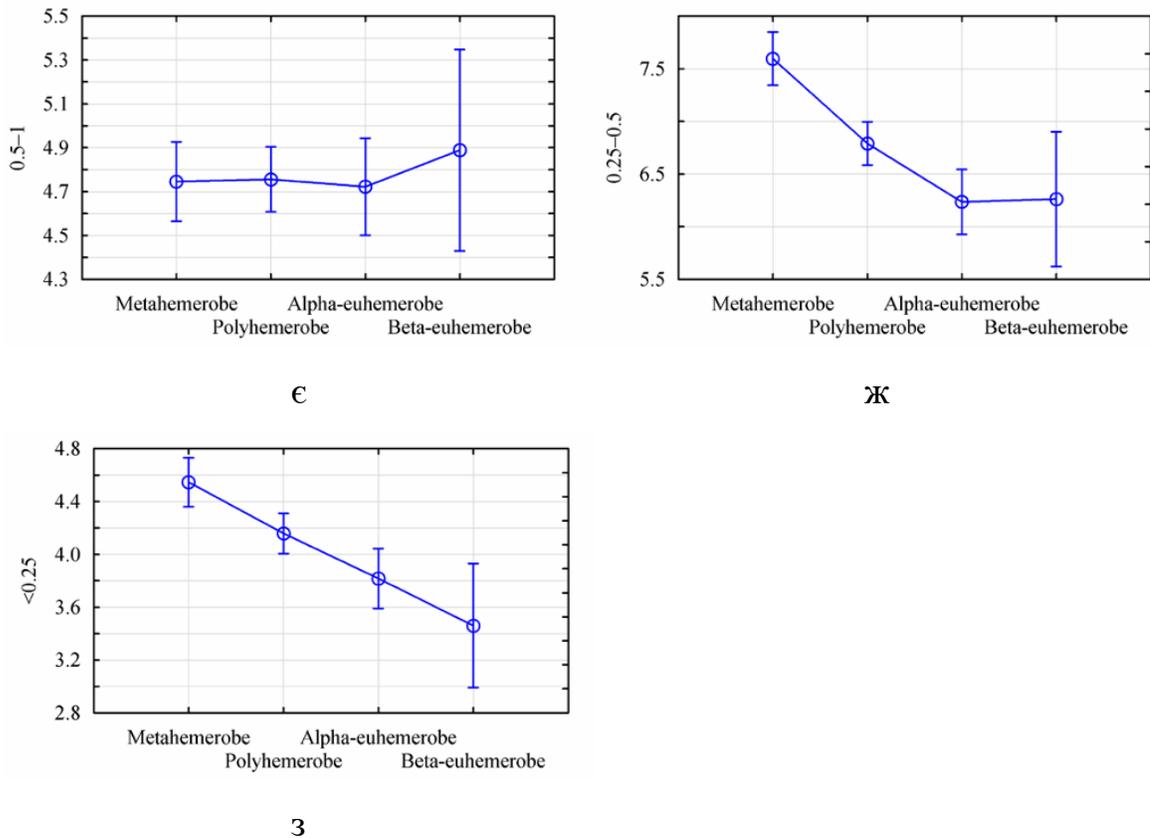
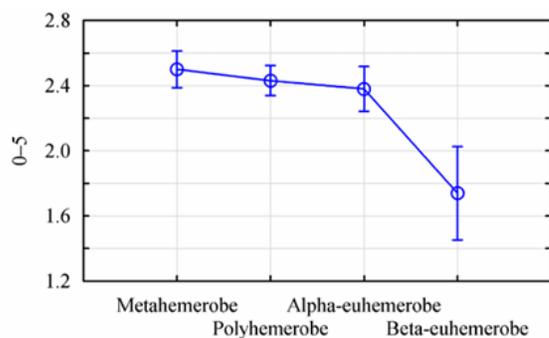


Рисунок 5.7. Залежність кількості агрегатних фракцій від рівня гемеробності рослинного угруповання. По осі абсцис відкладено рівень гемеробності, а по осі ординат – вміст агрегатних фракцій, % за розміром: а) > 10 мм ($R^2 = 0,08$, $F = 38,4$, $P < 0,001$), б) 7–10 мм ($R^2 = 0,003$, $F = 2,3$, $P = 0,073$), в) 5–7 мм ($R^2 = 0,001$, $F = 0,9$, $P = 0,42$), г) 3–5 мм ($R^2 = 0,037$, $F = 17,2$, $P < 0,001$), д) 2–3 мм ($R^2 = 0,053$, $F = 24,4$, $P < 0,001$), е) 1–2 мм ($R^2 = 0,021$, $F = 10,2$, $P < 0,001$), є) 0,5–1 мм ($R^2 = 0,002$, $F = 0,14$, $P = 0,93$), ж) 0,25–0,5 мм ($R^2 = 0,038$, $F = 17,4$, $P < 0,001$), з) <0,25 мм ($R^2 = 0,024$, $F = 11,3$, $P < 0,001$). Вертикальні лінії вказують на 95 % довірчий інтервал

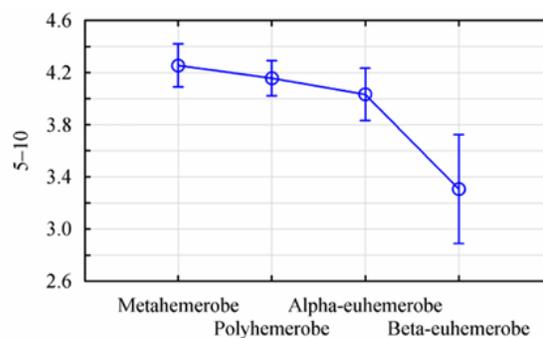
Група агрегатів з розмірами > 10, 7-10, 5-7, 0,25-0,5 і < 0,25 збільшувала свій вміст зі зростанням рівня гемеробності рослинного угруповання. Група агрегатів з розмірами 3–5, 2–3 та 1–2 мм зменшувала свою частку із зростанням гемеробності

рослинного угруповання. Агрегати розміром 0,5–1 мм статистично достовірно не залежали від рівня гемеробності.

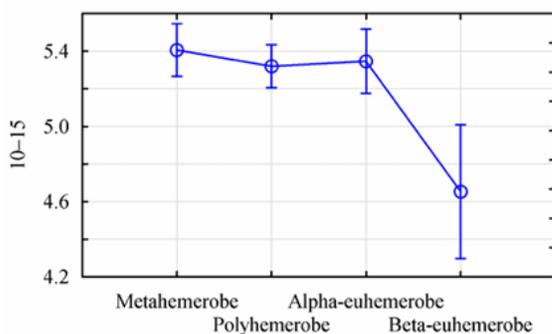
Опір проникненню в ґрунт зростав зі збільшенням гемеробності на всіх досліджуваних глибинах (рис. 5.8).



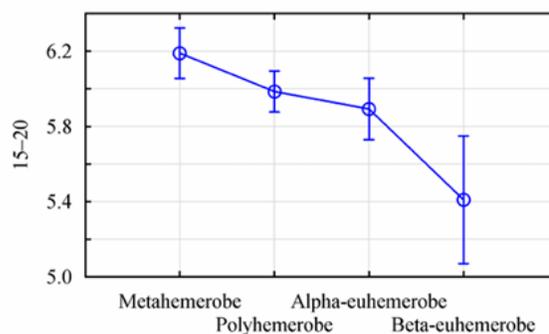
а



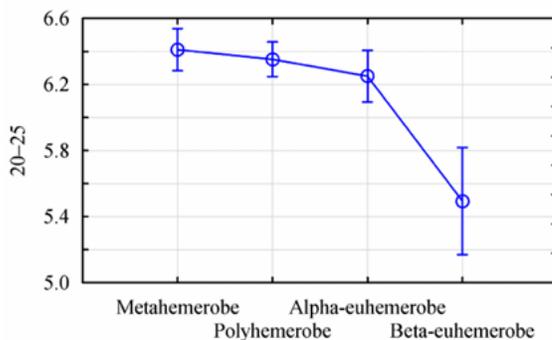
б



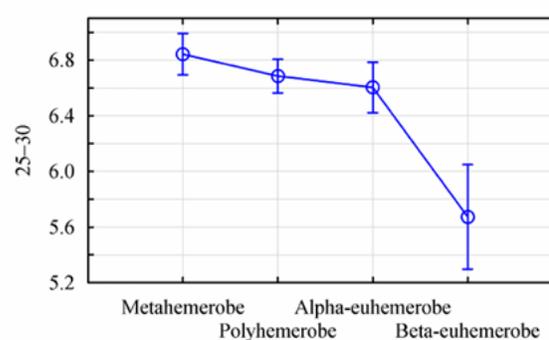
в



г



д



е

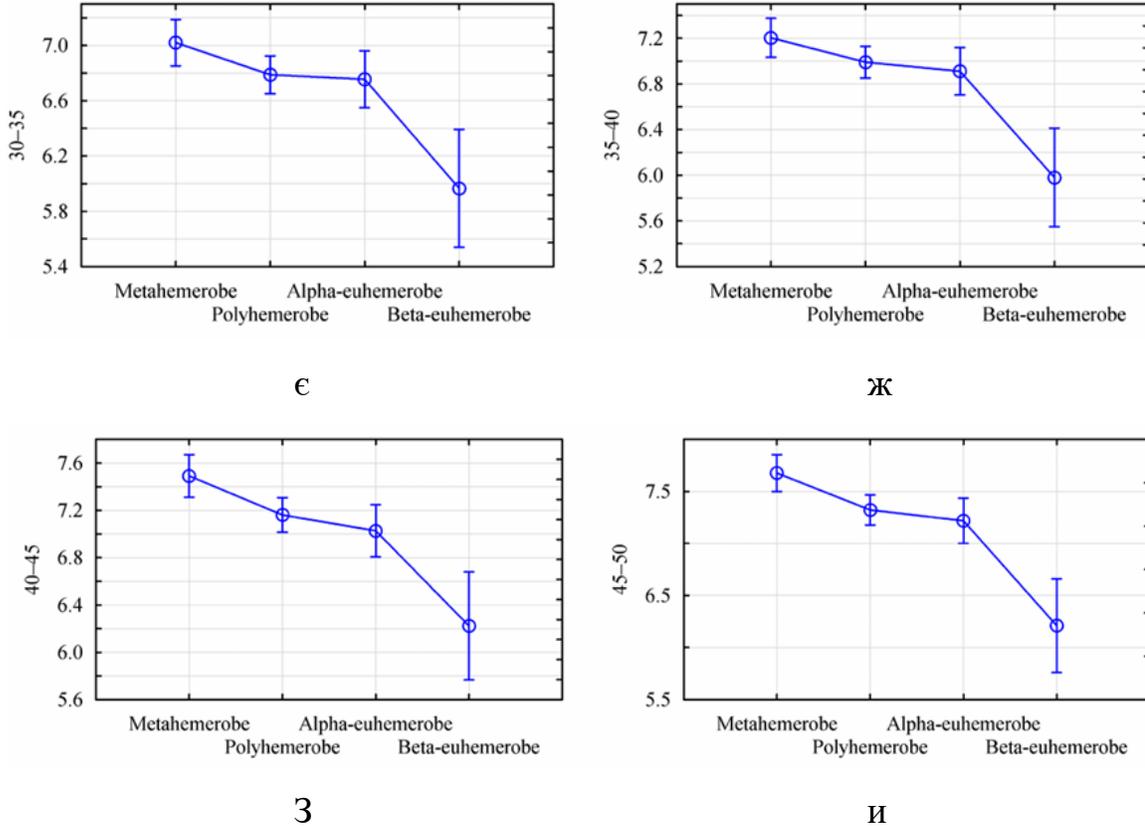


Рисунок 5.8. Залежність опору проникненню ґрунту від рівня гемеробності рослинного угруповання. По осі абсцис – рівень гемеробності, а по осі ординат – опір проникненню ґрунту в МПа на глибині: а) 0–5 см ($R^2 = 0,018$, $F = 8,0$, $P < 0,001$), б) 5–10 см ($R^2 = 0,014$, $F = 6,1$, $P < 0,001$), в) 10–15 см ($R^2 = 0,012$, $F = 5,0$, $P < 0,001$), г) 15–20 см ($R^2 = 0,016$, $F = 7,0$, $P < 0,001$), д) 20–25 см ($R^2 = 0,022$, $F = 9,3$, $P < 0,001$), е) 25–30 см ($R^2 = 0,025$, $F = 10,9$, $P < 0,001$), є) 30–35 см ($R^2 = 0,017$, $F = 7,2$, $P < 0,001$), ж) 35–40 см ($R^2 = 0,022$, $F = 9,2$, $P < 0,001$), з) 40–45 см ($R^2 = 0,023$, $F = 10,1$, $P < 0,001$), и) 45–50 см ($R^2 = 0,031$, $F = 13,1$, $P < 0,001$). Вертикальні лінії вказують на 95 % довірчий інтервал.

Варіація опору проникненню в ґрунт, що пояснюється рівнем гемеробії, мала три локальні максимуми: у верхньому шарі ґрунту 0–5 см, у шарі 25–30 см і в шарі 45–50 см. Найсуттєвіші відмінності у значеннях опору проникненню були між

рівнем бета-гемеробії та іншими рівнями антропогенної трансформації. Відмінності між метагемеробним, полігемеробним та альфа-гемеробним рівнями з точки зору опору проникненню в ґрунт не були статистично значущими для глибин 0–5 см (заплановане порівняння $F = 1,15$, $P = 0,28$), 5–10 см (заплановане порівняння $F = 2,23$, $P = 0,14$) та 10–15 см (заплановане порівняння $F = 0,028$, $P = 0,87$). Опір проникненню в ґрунт на більших глибинах відрізнявся статистично достовірно між різними рівнями гемеробності.

Значна кількість земель, деградованих внаслідок попередньої гірничодобувної діяльності, потребує рекультивації [215, 216]. Рекультивація деградованих земель повинна бути економічно вигідною та ефективною [217]. Природні процеси сукцесії демонструють, що ґрунти можуть відновлюватися без будь-якої допомоги, створюючи повністю функціонуючі ґрунти [216, 218]. Відновлення гірничодобувних субстратів, що залишилися після видобутку корисних копалин відкритим способом, може бути ефективним заходом рекультивації земель, подібно до рекультивації покинутих земель [219].

Гемеробність рослинного угруповання зазвичай розглядається як маркер рівня антропогенної трансформації від природних до найбільш порушених умов [220]. У цій праці розглядається можливість використання показника гемеробії для відображення відновлення екосистем, тобто для моніторингу процесу рекультивації. Початкові умови рекультивації можна розглядати як стан екосистеми з найвищим рівнем гемеробії, який повинен зменшуватися з часом в процесі рекультивації. Цільовою функцією процесу рекультивації є досягнення стану найвищої природності [216]. Отримані результати свідчать про різний рівень антропогенної трансформації рослинних угруповань на рекультивованій ділянці – від метагемеробного до бета-еугемеробного. Різні типи техноземів демонструють унікальні пропорції угруповань з різним рівнем гемеробності. Переважання

метагемеробних угруповань свідчить про сповільнений процес рекультивації, внаслідок чого екосистема залишається у стані, близькому до початкового рівня антропогенної трансформації. Літоземи на червоно-бурих глинах демонструють затримку процесу відновлення під час рекультивації. Переважання бета-еугемеробних угруповань свідчить про більш швидкий процес рекультивації, що характерно для педоземів. Отримані результати можна пояснити тим, що техногенна діяльність призводить до формування вихідних антропогенних матеріалів, які демонструють високу латеральну та вертикальну мінливість [221]. Неоднорідність техноземів призводить до різної швидкості рекультиваційних процесів і, як наслідок, різної швидкості відновлення гемеробії. Наприклад, в обмежених покладах техноземів можна спостерігати латеральні варіації складу, розміру зерен і пористості, які впливають на розвиток ґрунту [222]. Локальні неоднорідності, такі як варіації текстури та ущільнення шарів, можуть впливати на гідродинаміку ґрунту та обмежувати ріст організмів [223]. Тріщини та межі розділу між шарами можуть створювати сприятливі зони для процесів перемішування та вивітрювання [224]. Використання гуміфікованого ґрунту є ефективною стратегією відновлення порушеного ґрунтового покриву та рекультивації земель. Однак важливо зазначити, що ця стратегія не завжди може бути здійсненою. У випадках, коли доступні породи без гуміфікованого шару, замість нього можна створити техноземи. Індекс гемеробності свідчить про те, що швидкість літоземної рекультивації на сіро-зелених глинах порівнянна зі швидкістю педоземної рекультивації, що вказує на потенційне використання порід для рекультивації земель.

В антропогенних ґрунтах відбуваються процеси агрегації неорганічних та органічних антропогенних матеріалів [225]. Ключовою властивістю, яка визначає фізичний, хімічний і біологічний режими ґрунту, серед параметрів, що описують

функції ґрунту, є його агрегатний склад. Ця властивість є недостатньо вивченою для техноземів [226]. У техноземах відбуваються педогенні процеси, подібні до тих, що відбуваються в природних ґрунтах за подібних педокліматичних умов. Домінантою хімічною реакцією є декарбонізація, а біофізичною – утворення агрегатів [227]. Однак антропогенні ґрунти, як правило, демонструють слабкий розвиток агрегатної структури [228], флокуляції та цементації частинок. Техноземи утворюють брили через тріщини висихання [221]. Зміни в агрегатній структурі ґрунтів впливають на пористий простір і водно-фізичні властивості [229]. Коренева система рослин формує зернисту структуру верхнього шару техноземів [230], пошкоджується природний ландшафт, ґрунти, створюються нові антропогенні форми рельєфу, які потребують рекультивації.

Проведені дослідження показали, що зниження гетерогенності ґрунту супроводжується зменшенням частки агрегатів розміром більш ніж 5 мм і менш ніж 0,5 мм, натомість збільшується частка агрегатів розміром 1–5 мм. Ці дані не відповідають традиційній класифікації агрегатів за розміром на мікроагрегати (агрегати менш ніж 0,25 мм), мезоагрегати (агрегати 0,25–10 мм) та макроагрегати (агрегати більш ніж 10 мм). Мезоагрегати визначаються як агрономічно цінні, оскільки вони позитивно сприяють формуванню умов, сприятливих для росту та продуктивності рослин [231]. Однак важливо зазначити, що ці узагальнення були зроблені для агроземів і не можуть бути повністю застосовні до техноземів. Наші дослідження показали, що межа макроагрегатів зміщується від 10 до 5 мм, а межа мікроагрегатів – від 0,25 до 0,5 мм. Механізми формування та підтримання механічної стабільності відрізняються між розмірними групами агрегатів, а також їх внутрішньою організацією [232]. Належні зв'язки агрегатів залежать від механізмів зв'язку ґрунтових зерен, в яких значну роль відіграє органічна речовина. Припускається, що низький вміст органічної речовини в техноземі є причиною

зміни меж класів гранулометричного складу. Також передбачається, що ці межі наблизяться до тих, що спостерігаються в природних ґрунтах або агроґрунтах, оскільки екосистема стає більш натуралізованою під час рекультивації.

Опір проникненню в ґрунт вимірює міцність ґрунту проти деформації або ущільнення [233]. Це сила, необхідна для проникнення на поверхню ґрунту або на певну глибину в ґрунті [234]. Міцність ґрунту – це комплексна властивість, на яку впливають численні фактори, включаючи склад, структуру, вологість, щільність, історію навантажень і рослинність [235]. Взаємодія цих факторів впливає на стійкість ґрунту до проникнення. На розвиток коренів рослин суттєво впливають біологічні та фізико-хімічні властивості ґрунту [236]. Підвищений механічний опір, спричинений висиханням або ущільненням ґрунту, впливає на пористість ґрунту, всі аспекти росту коренів, глибину вкорінення та морфологію коренів [237], індекс стиснення. Опір проникненню в ґрунт є ключовим фактором, що впливає на розвиток коренів. Підвищений опір проникненню в ґрунт зменшує швидкість подовження коренів і впливає на схему розгалуження [238]. Коріння рослин потенційно впливає на міцність ґрунту, збільшуючи міцність ґрунту на зсув, або безпосередньо через механічний опір і закріплення, або опосередковано через втрату ґрунтової води через транспірацію [239]. Розвиток коренів може бути обмежений фізичними умовами ґрунту, особливо ущільненням ґрунту. Ущільнення ґрунту збільшує опір розвитку кореневої системи рослин і, як наслідок, негативно впливає на поглинання води та поживних речовин рослинами, обмежує ріст рослин і знижує продуктивність сільського господарства [240]. Існує зворотний зв'язок між міцністю ґрунту та ростом і функціонуванням кореневої системи [239].

Зменшення гемеробії пов'язане зі зменшенням опору проникненню в ґрунт на всіх вимірних глибинах. Найбільш чутливі значення спостерігалися на глибинах 0–5 см, 25–30 см та 45–50 см. Це явище можна пояснити значним впливом

кореневої системи рослин на мінливість міцності ґрунту. Дерновий горизонт, який є верхнім насиченим корінням шаром, зазнає зниження опору проникненню зі збільшенням щільності рослинного покриву та його розпушувального ефекту. Збільшення щільності рослинності може зменшити сонячну радіацію, яка досягає поверхні ґрунту, що мінімізує втрати води. Вологість ґрунту має негативний зв'язок з опором проникненню. Це узгоджується зі збільшенням електропровідності ґрунту внаслідок підвищення вологості під час рекультивації. Зона сильного розвитку мичкуватої кореневої системи трав'янистих рослин зазвичай обмежена глибиною 25–30 см, як описано в ґрунтових розрізах. Зміна опору проникнення на глибині 45–50 см може бути результатом впливу стрижневих коренів рослин. Відновлення рослинності шахтних ґрунтів призводить до збільшення кореневої біомаси та накопичення підстилки [241], яка згодом розкладається з утворенням органічної речовини ґрунту [242]. Розвиток ґрунтів, утворених зі штучних матеріалів, відбувається під впливом організмів через накопичення та розкладання органічної речовини на поверхні. Важливо зазначити, що цей процес є об'єктивним і не передбачає жодних суб'єктивних оцінок [243]. Збільшення кількості органічної речовини у штучно створеному ґрунті змінює його структуру та фізико-хімічні властивості [244]. Ґрунтова органічна речовина має вирішальне значення у визначенні різних властивостей ґрунту, включаючи водоутримувальну здатність, утворення макропор, поглинання поживних речовин та адсорбцію поживних речовин, а також біологічне різноманіття [245]. Тому збільшення щільності та різноманітності рослинності є чітким свідченням зменшення гомогенності, що безпосередньо впливає на мінливість фізичних властивостей техноземів.

Висновки до розділу 5

Дослідження показало, що тип технозему має вирішальний вплив на фізико-хімічні та екологічні характеристики ґрунту, що є критичним для оцінки ефективності рекультивації та придатності земель до сільськогосподарського використання.

Середній вміст доступної вологи становить 39,2 %, а також важливо зазначити, що асоціація *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi* має найнижчі значення. Контрастність режиму зволоження (0,31) та рівень аерації (76 %) також суттєво залежать від типу технозему – найгірші показники спостерігаються на літоземах з червоно-бурими глинами.

Хімічні властивості ґрунтів варіюють наступним чином: середній рН – 7,07 (нейтральний), вміст солей – 42,4 мкг/л, а карбонатів – 3,66 %. Найнижчий вміст азоту також зафіксовано в асоціації *Ambrosio artemisiifoliae-Cirsietum setosi*. Тип технозему пояснює найбільшу частку варіацій майже для всіх показників, окрім карбонатів, де домінує міжрічний фактор.

Типи техноземів також впливають на екологічні режими, такі як атмосферне зволоження, континентальність, кріо- та світловий режими. Педоземи демонструють стабільніші та сприятливіші умови порівняно з літоземами на червоно-бурих глинах.

Рослинні угруповання відрізнялися за рівнем натуральності (середній показник –1,39) і гемеробності (85,0). Найвищий рівень натуральності спостерігається на педоземах, найвища гемеробність – на літоземах з червоно-бурими глинами.

Дослідження виявило чіткий зв'язок між рівнем гемеробності та змінами в ґрунтовій структурі. Зі зниженням антропогенного навантаження (гемеробності) змінювався гранулометричний склад – зростає частка агрегатів середнього розміру

(1–5 мм), що не відповідає традиційним межам для агроземів, але є характерним для техноземів з низьким вмістом органічної речовини. З подальшою рекультивацією ці межі можуть змінюватись у напрямку природних ґрунтів.

Зменшення гомогенності також супроводжувалося зниженням опору проникнення у ґрунт, особливо на глибинах 0–5 см, 25–30 см і 45–50 см. Це пояснюється активністю корневих систем, що покращують структуру ґрунту та зменшують випаровування вологи. Додатковим підтвердженням є зростання електропровідності ґрунтів з плином рекультиваційного процесу.

Фітоіндикація, зокрема оцінка гомогенності рослинних угруповань, показала себе надійним методом моніторингу рекультивації, адже відображає не лише зміни видового складу рослин, а й зміни фізичного стану ґрунтів. Трансформації, що відбуваються у ґрунтах, демонструють покращення умов для ґрунтової біоти та рослинного покриву, що свідчить про ефективність рекультиваційних заходів.

ВИСНОВКИ

1. На досліджуваних техноземах сформувалося рослинне угруповання, представлене 133 видами судинних рослин (6,8 % регіональної флори), з таксономічною структурою, що відтворює регіональні флористичні особливості. Найбільш представлені родини – *Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Rosaceae*.

2. Екоморфний аналіз рослинних угруповань техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну показав домінування гемікриптофітів (HKr) і терофітів (T), а також переважання степантів (St), ксеромезофітів (KsMs), мезотрофітів (MsTr) і геліофітів (He).

3. Формування екоморфної структури рослинного покриву техноземів Нікопольського марганцеворудного басейну зумовлене поєднанням абіотичних факторів, зокрема режиму зволоження, трофності субстрату, мікроклімату та ступеня освітленості. Переважання гемікриптофітів і терофітів свідчить про адаптацію флори до порушених умов, а домінування ксеромезофітів, мезотрофітів і геліофітів вказує на значний вплив сухих, відкритих та помірно родючих середовищ на видовий склад і просторову організацію фітоценозів.

4. Рослинний покрив рекультивованої ділянки Нікопольського марганцеворудного басейну представлений дев'ятьма асоціаціями з двох класів: *Artemisietea vulgaris* та *Stellarietea mediae*. Клас *Artemisietea vulgaris* включає угруповання порядків *Agropyretalia intermedio-repentis* та *Onopordion acanthii*, що характерні для порушених і рекультивованих земель. Клас *Stellarietea mediae* представлений угрупованнями порядків *Sisymbrietalia sophiae* і *Atriplici-Chenopodietalia albi*, типовими для посушливих і антропогенно змінених

середовищ. Ця структура відображає формування трав'янистих угруповань, типових для техногенно трансформованих територій.

5. Індекси природності та гемеробності ефективно відображають динаміку процесу рекультивації техноземів. Зниження рівня гемеробності та збільшення індексу натуральності корелюють з покращенням фізичних властивостей ґрунту та свідчать про поступове відновлення екосистеми.

6. Було виявлено кореляцію між електропровідністю ґрунту та показниками гемеробності й природності: зі збільшенням електропровідності зменшується рівень гемеробності та зростає індекс природності. Це свідчить про покращення стану рослинного покриву та ефективність процесу рекультивації.

7. Дослідження підтверджують, що на початкових етапах рекультивації індекс гемеробності має перевагу як показник, оскільки він більш чутливий до високого рівня антропогенної трансформації. У цей період зміни в рослинних угрупованнях відбуваються швидко, і гемеробність ефективно відображає ступінь порушення та початкову стадію відновлення екосистеми.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

- [1] Kharytonov MM, Stankevich SA, Titarenko O V, Weissmannová HD, Klimkina II, Frolova LA. Geostatistical and geospatial assessment of soil pollution with heavy metals in Pavlograd city (Ukraine). *Ecological Questions* 2020;31. <https://doi.org/10.12775/EQ.2020.013>.
- [2] Stefanovska T, Skwiercz A, Pidlisnyuk V, Zhukov O, Kozacki D, Mamirova A, et al. The Short-Term Effects of Amendments on Nematode Communities and Diversity Patterns under the Cultivation of *Miscanthus × giganteus* on Marginal Land n.d. <https://doi.org/10.3390/agronomy12092063>.
- [3] Zhukov O, Maslikova K. The dependence of the technosols models functional properties from the primary stratigraphy designs. *Journal of Geology, Geography and Geoecology* 2018;27. <https://doi.org/10.15421/111864>.
- [4] Gruss I, Stefanovska T, Twardowski J, Pidlisnyuk V, Shapoval P. The ecological risk assessment of soil contamination with Ti and Fe at military sites in Ukraine: avoidance and reproduction tests with *Folsomia candida*. *Rev Environ Health* 2019;34. <https://doi.org/10.1515/reveh-2018-0067>.
- [5] Nurzhanova A, Pidlisnyuk V, Abit K, Nurzhanov C, Kenessov B, Stefanovska T, et al. Comparative assessment of using *Miscanthus × giganteus* for remediation of soils contaminated by heavy metals: A case of military and mining sites. *Environmental Science and Pollution Research* 2019;26. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-04707-z>.
- [6] Masyuk N T. Natural vegetation of manganese opencast mines and its ecological and biological characteristics. Dnipropetrovsk: Promin; 1971.
- [7] Pidlisnyuk V, Shapoval P, Zgorelec Ž, Stefanovska T, Zhukov O. Multiyear phytoremediation and dynamic of foliar metal(loid)s concentration during application of *Miscanthus × giganteus* Greef et Deu to polluted soil from Bakar, Croatia. *Environmental Science and Pollution Research* 2020;27. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09344-5>.

- [8] Alasmary Z, Hettiarachchi GM, Roozeboom KL, Davis LC, Erickson LE, Pidlisnyuk V, et al. Phytostabilization of a contaminated military site using *Miscanthus* and soil amendments. *J Environ Qual* 2021;50. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20268>.
- [9] Izakovičová Z, Petrovič F, Pauditšová E. The impacts of urbanisation on landscape and environment: The case of Slovakia. *Sustainability (Switzerland)* 2022;14. <https://doi.org/10.3390/su14010060>.
- [10] Maslikova EP. Phytoindication spatio-temporal structures tehnozemoz and endogenous mechanisms of sustainable functioning of anthropogenic soil-like bodies. *Agrology* 2018;1:273–80. <https://doi.org/10.32819/2617-6106.2018.13006>.
- [11] He D, Ruan H. Long Term Effect of Land Reclamation from Lake on Chemical Composition of Soil Organic Matter and Its Mineralization. *PLoS One* 2014;9:e99251. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099251>.
- [12] Paoletti MG. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agric Ecosyst Environ* 1999;74:1–18. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00027-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00027-4).
- [13] Ellis EC. Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 2011;369:1010–35. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0331>.
- [14] Kharytonov M, Klimkina I, Martynova N, Rula I, Gispert M, Pardini G. Estimation of the Biochar Effect on Annual Energy Crops Grown in Post-Mining Lands. *Ecological Engineering & Environmental Technology* 2021;22:15–26. <https://doi.org/10.12912/27197050/133257>.
- [15] Trepanier KE, Pinno BD, Errington RC. Dominant drivers of plant community assembly vary by soil type and time in reclaimed forests. *Plant Ecol* 2021;222:159–71. <https://doi.org/10.1007/s11258-020-01096-z>.
- [16] Antwi EK, Boakye-Danquah J, Asabere SB, Takeuchi K, Wiegleb G. Land cover transformation in two post-mining landscapes subjected to different ages of reclamation

- since dumping of spoils. Springerplus 2014;3:702. <https://doi.org/10.1186/2193-1801-3-702>.
- [17] Drummond MA, Stier MP, Auch RF, Taylor JL, Griffith GE, Riegle JL, et al. Assessing Landscape Change and Processes of Recurrence, Replacement, and Recovery in the Southeastern Coastal Plains, USA. *Environ Manage* 2015;56:1252–71. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0574-1>.
- [18] Kuter N. Reclamation of Degraded Landscapes due to Opencast Mining. *Advances in Landscape Architecture, InTech*; 2013. <https://doi.org/10.5772/55796>.
- [19] Nebeská D, Pidlisnyuk V, Stefanovska T, Trögl J, Shapoval P, Popelka J, et al. Impact of plant growth regulators and soil properties on *Miscanthus x giganteus* biomass parameters and uptake of metals in military soils. *Rev Environ Health* 2019;34:283–91. <https://doi.org/10.1515/reveh-2018-0088>.
- [20] Zhukov A, Gadorozhnaya G. Spatial Heterogeneity of Mechanical Impedance of Atypical Chernozem: The Ecological Approach. *Ekológia (Bratislava)* 2016;35:263–78. <https://doi.org/10.1515/eko-2016-0021>.
- [21] Denysyk HI, Mizina SK. Regional reclamation landscape technical systems: current status and rational use. *Journal of Geology, Geography and Geoecology* 2021;30:421–8. <https://doi.org/10.15421/112138>.
- [22] Zhukov O, Zadorozhna GO, Maslikova KP, Andrusyevych KV, Lyadskaya IV. Environmental determinants of wilting humidity resistant plants in sod-lithogenic soils on losses-like clay loams. *News of Dnipropetrovsk State Agrarian and Economic University* 2017;44:12–46.
- [23] Stefanovska T, Skwiercz A, Zouhar M, Pidlisnyuk V, Zhukov O. Plant-feeding nematodes associated with *Miscanthus × giganteus* and their use as potential indicators of the plantations' state. *International Journal of Environmental Science and Technology* 2021;18. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02865-z>.

- [24] Maslikova KP. The ecological structure of technosol vegetation of the Nikopol manganese ore basin. *The Ecological Structure of Technosol Vegetation of the Nikopol Manganese Ore Basin* 2017;4:77–88.
- [25] Maslikova KP. Ecomorphic structure of the soil macrofauna communities of technosols of the Nikopol Manganese Ore Basin. *Biosyst Divers* 2018;26:85–91. <https://doi.org/10.15421/011813>.
- [26] Yorkina N, Maslikova K, Kunah O, Zhukov O. ANALYSIS OF THE SPATIAL ORGANIZATION OF VALLONIA PULCHELLA (MULLER, 1774) ECOLOGICAL NICHE IN TECHNOSOLS (NIKOPOL MANGANESE ORE BASIN, UKRAINE). *Ecol Montenegrina* 2018;17:29–45. <https://doi.org/10.37828/em.2018.17.5>.
- [27] Pakhomov OY, Kunakh OM, Babchenko A V., Fedushko MP, Demchuk NI, Bezuhla LS, et al. Temperature effect on the temporal dynamic of terrestrial invertebrates in technosols formed after reclamation at a post-mining site in Ukrainian steppe drylands. *Biosyst Divers* 2019;27:322–8. <https://doi.org/10.15421/011942>.
- [28] Yorkina N, Zhukov O, Chromysheva O. Potential Possibilities of Soil Mesofauna Usage for Biodiagnostics of Soil Contamination by Heavy Metals. *Ekológia (Bratislava)* 2019;38:1–10. <https://doi.org/10.2478/eko-2019-0001>.
- [29] Valdes Y, Viaene N, Moens M. Effects of yellow mustard amendments on the soil nematode community in a potato field with focus on *Globodera rostochiensis*. *Applied Soil Ecology* 2012;59:39–47.
- [30] Bradshaw A. The use of natural processes in reclamation – Advantages and difficulties. *Landsc Urban Plan* 2000;51. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00099-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00099-2).
- [31] Arora B, Mohanty BP, McGuire JT, Cozzarelli IM. Temporal dynamics of biogeochemical processes at the Norman Landfill site. *Water Resour Res* 2013;49. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20484>.

- [32] Valentín-Vargas A, Neilson JW, Root RA, Chorover J, Maier RM. Treatment impacts on temporal microbial community dynamics during phytostabilization of acid-generating mine tailings in semiarid regions. *Science of the Total Environment* 2018;618. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.010>.
- [33] Joimel S, Grard B, Chenu C, Cheval P, Mondy S, Lelièvre M, et al. One green roof type, one Technosol, one ecological community. *Ecol Eng* 2022;175. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106475>.
- [34] Bao N, Ye B, Bai Z. Monitoring land degradation and reclamation change from ATB open-pit coal mine during 1976-2009. 2010 International Conference on Mechanic Automation and Control Engineering, MACE2010, 2010. <https://doi.org/10.1109/MACE.2010.5536112>.
- [35] Pidlisnyuk V, Stefanovska T, Zhukov O, Medkow A, Shapoval P, Stadnik V, et al. Impact of Plant Growth Regulators to Development of the Second Generation Energy Crop *Miscanthus × giganteus* Produced Two Years in Marginal Post-Military Soil. *Applied Sciences (Switzerland)* 2022;12. <https://doi.org/10.3390/app12020881>.
- [36] Chitade AZ, Katyar SK. IMPACT ANALYSIS OF OPEN CAST COAL MINES ON LAND USE/ LAND COVER USING REMOTE SENSING AND GIS TECHNIQUE: A CASE STUDY. *International Journal of Engineering Science and Technology* 2010;2:7171–6.
- [37] Gruss I, Twardowski J, Nebeská D, Trögl J, Stefanovska T, Pidlisnyuk V, et al. Microarthropods and vegetation as biological indicators of soil quality studied in poor sandy sites at former military facilities. *Land Degrad Dev* 2022;33. <https://doi.org/10.1002/ldr.4157>.
- [38] Nazarenko NN. Coenomorphs as phytometers of biotopes. *Biosyst Divers* 2016;24. <https://doi.org/10.15421/011602>.

- [39] Zhukov OV, Kovalenko DV, Kramarenko SS, Kramarenko AS. Analysis of the spatial distribution of the ecological niche of the land snail *Brephulopsis cylindrica* (Stylommatophora, Enidae) in technosols. *Biosyst Divers* 2019;27. <https://doi.org/10.15421/011910>.
- [40] Domnich VI, Domnich AV, Zhukov OV. Phytoindication approach to assessing factors determining the habitat preferences of red deer (*Cervus elaphus*). *Biosyst Divers* 2021;29:195–206. <https://doi.org/10.15421/012124>.
- [41] Kunakh OM, Lisovets OI, Yorkina NV., Zhukova YO. Phytoindication assessment of the effect of reconstruction on the light regime of an urban park. *Biosyst Divers* 2021;29. <https://doi.org/10.15421/012135>.
- [42] Kunakh ON, Kramarenko SS, Zhukov AV, Kramarenko AS, Yorkina NV. Fitting competing models and evaluation of model parameters of the abundance distribution of the land snail *Vallonia pulchella* (Pulmonata, Valloniidae). *Regul Mech Biosyst* 2018;9. <https://doi.org/10.15421/021829>.
- [43] Kunakh ON, Kramarenko SS, Zhukov AV, Zadorozhnaya GA, Kramarenko AS. Intra-population spatial structure of the land snail *Vallonia pulchella* (Müller, 1774) (Gastropoda; Pulmonata; Valloniidae). *Ruthenica* 2018;28. [https://doi.org/10.35885/ruthenica.2018.28\(3\).1](https://doi.org/10.35885/ruthenica.2018.28(3).1).
- [44] Sattler T, Borcard D, Arlettaz R, Bontadina F, Legendre P, Obrist MK, et al. Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. *Ecology* 2010;91. <https://doi.org/10.1890/09-1810.1>.
- [45] Zymarioieva A, Zhukov O, Fedoniuk T, Pinkina T, Hurelia V. The relationship between landscape diversity and crops productivity: Landscape scale study. *Journal of Landscape Ecology(Czech Republic)* 2021;14. <https://doi.org/10.2478/jlecol-2021-0003>.

- [46] Sokolov SG, Zhukov AV. Variation trends in the parasite assemblages of the Chinese sleeper *Perccottus glenii* (Actinopterygii: Odontobutidae) in its native habitat. *Biology Bulletin* 2014;41. <https://doi.org/10.1134/S1062359014050100>.
- [47] Goncharenko I, Senchylo O. The study of fidelity measures in the context of using them as a threshold criterion in the allocation of diagnostic species. *Ecol Montenegrina* 2020;30. <https://doi.org/10.37828/em.2020.30.2>.
- [48] Yorkina N, Goncharenko I, Lisovets O, Zhukov O. Assessment of Naturalness: The Response of Social Behavior Types of Plants to Anthropogenic Impact. *Ekologia Bratislava* 2022;41. <https://doi.org/10.2478/eko-2022-0014>.
- [49] Sukopp H. Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. *Vegetatio* 1969;17:360–71. <https://doi.org/10.1007/BF01965917>.
- [50] Belgard AL. Forest vegetation of South–East part of the USSR. Kiev: Kiev State University (in Russian). 1950.
- [51] Zhukov O, Kunakh O, Podpriatova N. Vascular plant occurrences and community hemeroby levels on reclaimed mining technosols in Pokrov, Ukraine. Version 12 2025. <https://doi.org/https://doi.org/10.15468/rst3pb>.
- [52] Steffen W, Richardson K, Rockström J, Schellnhuber HJ, Dube OP, Dutreuil S, et al. The emergence and evolution of Earth System Science. *Nat Rev Earth Environ* 2020;1. <https://doi.org/10.1038/s43017-019-0005-6>.
- [53] Tilman D, Clark M, Williams DR, Kimmel K, Polasky S, Packer C. Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature* 2017;546. <https://doi.org/10.1038/nature22900>.
- [54] AbdelRahman MAE. An overview of land degradation, desertification and sustainable land management using GIS and remote sensing applications. *Rendiconti Lincei* 2023;34. <https://doi.org/10.1007/s12210-023-01155-3>.

- [55] Bradshaw A. Restoration of mined lands – Using natural processes. *Ecol Eng* 1997;8. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(97\)00022-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(97)00022-0).
- [56] Cristaldi A, Conti GO, Jho EH, Zuccarello P, Grasso A, Copat C, et al. Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review. *Environ Technol Innov* 2017;8. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.08.002>.
- [57] Pichtel JR, Dick WA, Sutton P. Comparison of Amendments and Management Practices for Long-Term Reclamation of Abandoned Mine Lands. *J Environ Qual* 1994;23. <https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300040022x>.
- [58] Souza CA, Gallardo ALCF, Da Silva ÉD, De Mello YC, Righi CA, Solera ML. Environmental services associated with the reclamation of areas degraded by mining: Potential for payments for environmental services. *Ambiente e Sociedade* 2016;19. <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC129835V1922016>.
- [59] Tordoff GM, Baker AJM, Willis AJ. Current approaches to the revegetation and reclamation of metalliferous mine wastes. *Chemosphere* 2000;41. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00414-2](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00414-2).
- [60] Coppin N. A framework for success criteria for mine closure, reclamation and post-mining regeneration. Proceedings of the Eighth International Seminar on Mine Closure, 2013. https://doi.org/10.36487/acg_rep/1352_41_coppin.
- [61] Street EA. Evaluation procedures for restored land. *Environ Geochem Health* 1985;7. <https://doi.org/10.1007/BF01771339>.
- [62] Amirshenava S, Osanloo M. Mined land suitability assessment: a semi-quantitative approach based on a new classification of post-mining land uses. *Int J Min Reclam Environ* 2021;35. <https://doi.org/10.1080/17480930.2021.1949864>.
- [63] Chmura D, Molenda T, Błońska A, Woźniak G. Introduction Sites of Leachate Inflows on Coalmine Heaps as Refuges of Rare Mountainous Species. vol. 20. 2011.

- [64] Markowicz A, Woźniak G, Borymski S, Piotrowska-Seget Z, Chmura D. Links in the functional diversity between soil microorganisms and plant communities during natural succession in coal mine spoil heaps. *Ecol Res* 2015;30. <https://doi.org/10.1007/s11284-015-1301-3>.
- [65] Zadorozhnaya GA, Andrusyevych KV, Zhukov OV. Soil heterogeneity after recultivation: Ecological aspect. *Folia Oecologica* 2018;45. <https://doi.org/10.2478/foecol-2018-0005>.
- [66] Błońska A, Kompalla-Baba A, Sierka E, Bierza W, Magurno F, Besenyei L, et al. Diversity of vegetation dominated by selected grass species on coal-mine spoil heaps in terms of reclamation of post-industrial areas. *Journal of Ecological Engineering* 2019;20. <https://doi.org/10.12911/22998993/93870>.
- [67] UN. Declaration of the United Nations Conference on the Human Environment, Stockholm 1972. United Nations Environment Programme 1972;UN Doc., A:77.
- [68] Положення про державну систему моніторингу довкілля, затверджене постановою Кабінету Міністрів України від 30.03.1998№ 391.
- [69] Герасимов ИП. Научные основы современного мониторинга окружающей среды. vol. 3. сер. Геогр. Изв. АН СССР; 1975.
- [70] Герасимов ИП. Мониторинг окружающей среды. Современные проблемы географии. М.: Наука; 1976.
- [71] Израэль ЮА. Проблемы мониторинга и охраны окружающей среды. Л.: Гидрометеиздат; 1989.
- [72] Погребенник В, Мельник М, Бойчук М. Екологічний моніторинг: концепції, принципи, системи. Т. 65. Львів: Вимірювальна техніка та метрологія; 2005.
- [73] Günther O, Radermacher FJ, Riekert W-F. Environmental Monitoring: Models, Methods, and Systems, 1995. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1443-3_2.
- [74] Дідух ЯП. Основи біоіндикації: монографія. Київ: Наукова думка; 2012.

- [75] Бессонова ВП. Методи фітоіндикації в оцінці екологічного стану довкілля: навч. посіб. Запоріжжя: ЗДУ; 2001.
- [76] Stöcker G. Zu einigen theoretischen und methodischen Aspekten der Bioindikation. vol. 21. Archiv Naturschutz Landschaftsforsch; 1981.
- [77] Schubert R. Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. vol. 2. Jena: Fischer; 1991.
- [78] Викторов СВ, Востокова ЕА, Вышивкин ДД. Введение в индикационную геоботанику. М.: Изд-во МГУ; 1962.
- [79] Єстеревська ЛВ, Момот ГФ, Лехцієр ЛВ. Рекультивовані ґрунти: підходи до класифікації та систематики. Ґрунтознавство 2008;9:147–50.
- [80] Демидов ОА, Кобець АС, Грицан ЮІ, Жуков ОВ. Просторова агроекологія та рекультивація земель: монографія. Дніпропетровськ: Свідлер А.Л.; 213AD.
- [81] ДСТУ 7941:2015 Якість ґрунту. Рекультивація земель. Загальні вимоги [Текст]. Чинний Від 2016-09-01 2016;IV:8.
- [82] Cambardella CA, Moorman TB, Novak JM. Field scale variability of soil properties in central Iowa soils. Journal of Soil Science Society of America 1984;58:1501–11.
- [83] Lyadskaya IV, Maslikova KP, Zhukov AV. Methodological approaches to assessing moisture resistant plants wilting sod lithogenic soils on red-brown clay. Bulletin of Dnipropetrovsk National Agro-Economic University 2016;3:68–72.
- [84] Бекаревич НЕ. Породы надрудной толщи и их агробиологическая оценка. О рекультивации земель в степи Украины. Днепропетровск: Промінь; 1971.
- [85] Бекаревич НЕ, Масюк НТ. Рациональное использование насыпного слоя почвы на участках рекультивации в черноземной зоне. Освоение нарушенных земель. . М.: Наука; 1976.
- [86] Verhagen A, Booltink HWG, Bouma J. Site-specific management: Balancing production and environmental requirements at farm level. Agric Syst 1995;49:369–84.

- [87] van der Putten WH, Mudgal S, Turbé A, de Toni A, Lavelle P, Benito P, et al. Soil biodiversity: functions, threats and tools for policy makers. Parijs: Bio Intelligence Service; 2010.
- [88] Askari MS, Holden NM. Quantitative soil quality indexing of temperate arable management systems. *Soil Tillage Res* 2015;150. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.01.010>.
- [89] Grimaldi M, Oszwald J, Dolédec S, Hurtado M del P, de Souza Miranda I, Arnauld de Sartre X, et al. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: Searching for landscape drivers. *Landsc Ecol* 2014;29. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9981-y>.
- [90] Lavelle P, Rodríguez N, Arguello O, Bernal J, Botero C, Chaparro P, et al. Soil ecosystem services and land use in the rapidly changing orinoco river basin of colombia. *Agric Ecosyst Environ* 2014;185. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.020>.
- [91] Bünemann EK, Bongiorno G, Bai Z, Creamer RE, De Deyn G, de Goede R, et al. Soil quality – A critical review. *Soil Biol Biochem* 2018;120. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>.
- [92] de Paul Obade V, Lal R. Towards a standard technique for soil quality assessment. *Geoderma* 2016;265. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.11.023>.
- [93] Janvier C, Villeneuve F, Alabouvette C, Edel-Hermann V, Mateille T, Steinberg C. Soil health through soil disease suppression: Which strategy from descriptors to indicators? *Soil Biol Biochem* 2007;39. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.07.001>.
- [94] Andrews SS, Karlen DL, Cambardella CA. The Soil Management Assessment Framework. *Soil Science Society of America Journal* 2004;68. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>.

- [95] Hendrychová M, Svobodova K, Kabrna M. Mine reclamation planning and management: Integrating natural habitats into post-mining land use. *Resources Policy* 2020;69. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101882>.
- [96] Grime J. Evidence for Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *American Naturalist* 1977;111:1169–94.
- [97] Bauman JM, Cochran C, Chapman J, Gilland K. Plant community development following restoration treatments on a legacy reclaimed mine site. *Ecol Eng* 2015;83. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.06.023>.
- [98] Gaw LYF, Richards DR. Development of spontaneous vegetation on reclaimed land in Singapore measured by NDVI. *PLoS One* 2021;16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0245220>.
- [99] Sojneková M, Chytrý M. From arable land to species-rich semi-natural grasslands: Succession in abandoned fields in a dry region of central Europe. *Ecol Eng* 2015;77. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.042>.
- [100] Prach K, Pyšek P, Bastl M. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Appl Veg Sci* 2001;4. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2001.tb00237.x>.
- [101] Mudrák O, Doležal J, Frouz J. Initial species composition predicts the progress in the spontaneous succession on post-mining sites. *Ecol Eng* 2016;95. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.002>.
- [102] Anikó C, Rédei T. Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Appl Veg Sci* 2001;4. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2001.tb00235.x>.
- [103] Szarek-Łukaszewska G. Introduction Vegetation of Reclaimed and Spontaneously Vegetated Zn-Pb Mine Wastes in Southern Poland. Vol. 18. 2009.
- [104] Monk CD. Relationship of life forms and diversity in old-field succession. *Bulletin – Torrey Botanical Club* 1983;110. <https://doi.org/10.2307/2996278>.

- [105] Silvertown JW. Why are Biennials Sometimes Not so Few? *Am Nat* 1983;121. <https://doi.org/10.1086/284074>.
- [106] Myster RW, Pickett STA. Initial conditions, history and successional pathways in ten contrasting old fields. *American Midland Naturalist* 1990;124. <https://doi.org/10.2307/2426172>.
- [107] Ruprecht E. Successfully recovered grassland: A promising example from Romanian old-fields. *Restor Ecol* 2006;14. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00155.x>.
- [108] Shakirov ZS, Mamanazarova KS, Yakubov IT, Zakiryaeva SI, Khamidova KM. Nitrogen-fixing, phosphate-potassium-mobilizing ability of *Rahnella* bacteria isolated from wheat roots. *Regul Mech Biosyst* 2022;13. <https://doi.org/10.15421/022250>.
- [109] Kołodziej B, Bryk M, Słowińska-Jurkiewicz A, Otremba K, Gilewska M. EFFECT OF SPONTANEOUS SUCCESSION ON PHYSICAL STATE OF POST-MINE TECHNOSOL. Vol. 24. 2017.
- [110] Yorkina NV, Podorozhniy SM, Velcheva LG, Honcharenko YV, Zhukov OV. Applying plant disturbance indicators to reveal the hemeroby of soil macrofauna species. *Biosyst Divers* 2020;28. <https://doi.org/10.15421/012024>.
- [111] Sicuriello F, De Nicola C, Dowgiallo G, Testi A. Assessing the habitat conservation status by soil parameters and plant ecoindicators. *IForest* 2014;7. <https://doi.org/10.3832/ifor0963-007>.
- [112] Churilov A, Goncharenko IV, Kravchenko O, Kovalevskyi SS. PHYTOINDICATIVE ASSESSMENT AND ANALYSIS VEGETATION IN DISTURBED AREAS AFTER ILLEGAL AMBER MINING IN THE WESTERN POLISSYA OF UKRAINE. 2020.
- [113] Solomou AD, Michopoulos P, Mantakas G. Monitoring Reclamation of Plant Biodiversity and Soil Parameters in an Area of Bauxite Mine Spoils (A Case Study of Greece). *Sustainability* 2023;15:15120. <https://doi.org/10.3390/su152015120>.

- [114] Podpriatova N, Kunakh O, Zhukov O. Which index is better for assessing the success of reclamation: Naturalness or hemeroby? *Biosyst Divers* 2023;32:30–42. <https://doi.org/10.15421/012403>.
- [115] Jalas J. Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 1955;72:1–15.
- [116] Kowarik I. Herbert Sukopp – an inspiring pioneer in the field of urban ecology. *Urban Ecosyst* 2020;23:445–55. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00983-7>.
- [117] Sukopp H. Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. *Vegetatio* 1969;17:360–71. <https://doi.org/10.1007/BF01965917>.
- [118] Jalas J. Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 1955;72:1–15.
- [119] Kowarik I. Herbert Sukopp – an inspiring pioneer in the field of urban ecology. *Urban Ecosyst* 2020;23. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00983-7>.
- [120] Blume H-P, Sukopp H. Ecological significance of anthropogenic soil changes. *Series of Publications for Vegetation Science* 1976;10:75–89.
- [121] Hill MO, Roy DB, Thompson K. Hemeroby, urbanity and ruderality: Bioindicators of disturbance and human impact. *Journal of Applied Ecology* 2002;39. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00746.x>.
- [122] Zajicek P, Wolter C. The gain of additional sampling methods for the fish-based assessment of large rivers. *Fish Res* 2018;197. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.09.018>.
- [123] Zinnen J, Spyreas G, Erdős L, Berg C, Matthews JW. Expert-based measures of human impact to vegetation. *Appl Veg Sci* 2021;24. <https://doi.org/10.1111/avsc.12523>.
- [124] Fehrenbach H, Grahl B, Giegrich J, Busch M. Hemeroby as an impact category indicator for the integration of land use into life cycle (impact) assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 2015;20. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0955-y>.

- [125] PAWUL M, KĘPYS W, ŚLIWKA M. Rola sukcesji naturalnej w procesie rekultywacji obiektów unieszkodliwiania odpadów wydobywczych. *Inżynieria Mineralna* 2023;1. <https://doi.org/10.29227/im-2022-02-21>.
- [126] Erdős L, Bátori Z, Penksza K, Dénes A, Kevey B, Kevey D, et al. Can naturalness indicator values reveal habitat degradation? A test of four methodological approaches. *Pol J Ecol* 2017;65. <https://doi.org/10.3161/15052249PJE2017.65.1.001>.
- [127] Angermeier PL. The Natural Imperative for Biological Conservation. *Conservation Biology* 2000;14:373–81. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.98362.x>.
- [128] Anderson JE. A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness. *Conservation Biology*, vol. 5, 1991, p. 347–52.
- [129] Saberwal VK. Pastoral politics: Gaddi grazing, degradation, and biodiversity conservation in Himachal Pradesh, India. *Conservation Biology*, vol. 10, 1996, p. 741–9.
- [130] Comer PJ. A “natural” benchmark for ecosystem function (letter). *Conservation Biology*, vol. 11, 1997, p. 301–3.
- [131] Haila Y. A “natural” benchmark for ecosystem function (letter). *Conservation Biology*, vol. 11, 1997, p. 300–1.
- [132] Ellenberg H, Weber HE, Dull R, Wirth V, Werner W, Paulissen D. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 1991;18:1–248.
- [133] Kowarik I. Some Responses of Flora and Vegetation to Urbanization in Central Europe. *Urban Ecology: Plants and Plant Communities in Urban Environments*, SPB Academic Publishing, The Hague; 1990.
- [134] Kim Y-M, Zerbe S, Kowarik I. Human impact on flora and habitats in Korean rural settlements. *Preslia* 2002;74:407–19.
- [135] Sengl P, Magnes M, Erdos L, Berg C. A test of naturalness indicator values to evaluate success in grassland restoration. *Community Ecology* 2017;18. <https://doi.org/10.1556/168.2017.18.2.8>.

- [136] Angermeier PL. The natural imperative for biological conservation. *Conservation Biology* 2000;14:373–81.
- [137] Machado A. An index of naturalness. *J Nat Conserv* 2004;12. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2003.12.002>.
- [138] Dengler J, Hüllbusch E, Biță-Nicolae C, Chytry M, Didukh Y, Diekmann M, et al. Ecological Indicator Values of Europe (EIVE) 1.0: a powerful open-access tool for vegetation scientists. In: Dengler JHEB-NCCMDYDMDHETENFHFAMFDGF, editor. 25th EVS Meeting, Roma 6–9 April 2016, Roma: 2016.
- [139] Раменский ЛГ. К методике сравнительной обработки и систематизации списков растительности и других объектов, определяемых несколькими несходно действующими факторами. Тр. совещаний по вопросам луговедения и опытного луговодства 1929;2:11–36.
- [140] Pogrebnyak PC. Principles of Forest Typology. Kiev: 1955.
- [141] Раменский ЛГ, Цаценкин ИА, Чижиков ОН, Антипин НА. Экологическая оценка кормовых угодий по растительному покрову. М.: Сельхозгиз; 1956.
- [142] Whittaker RH. Gradient analysis of vegetation. *Biol Rev Camb Philos Soc* 1967;42. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185x.1967.tb01419.x>.
- [143] McIntosh RP. The Continuum Concept of Vegetation. *Botanical Review* 1967;33:130–87.
- [144] Didukh YaP. The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. Kyiv: Phytosociocentre; 2001.
- [145] Назаренко НМ. Екологічні шкали видів флори листяних лісів північного Степу України. Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету 2014;1:184–90.
- [146] Цыганов Д. Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. М.: Наука; 1983.

- [147] Дідух ЯП. Методологічні підходи до проблем фітоіндикації екологічних факторів. Український ботанічний журнал 1990;47:5–12.
- [148] Zarzycki K, Trzcicka-Tacik H, Rylacski W. Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski. *Ryżnorodność Biologiczna Polski* 2002;2:1–183.
- [149] Zarzycki K. *Ekologiczne liczby wskaźnikowe roślin naczyniowych Polski*. Kraków: 1984.
- [150] Цыганова ДН. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. М.: Наука; 1983.
- [151] Цаценкин ИА. Экологические шкалы для растений пастбищ и сенокосов горных и равнинных районов Средней Азии, Алтая и Урала. Душанбе: Дониш; 1967.
- [152] Ellenberg H. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas (Indicator values of vascular plants in Central Europe). *Scripta Geobotanica* 1974;9:1–97.
- [153] Ellenberg H. *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie. I. Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden* (Agricultural plant sociology. I. Weed communities as indicators of climate and soil). Stuttgart: Ulmer; 1950.
- [154] Landolt E. *Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. Vol. 64. Zürich: Veröff. Geobot. Inst. der Eidgen. Techn. Hochschule; 1977.
- [155] Gilhaus K, Boch S, Fischer M, Hölzel N, Kleinebecker T, Prati D, et al. Grassland management in Germany: Effects on plant diversity and vegetation composition. *Tuexenia* 2017;37. <https://doi.org/10.14471/2017.37.010>.
- [156] Ford H, Healey JR, Markesteijn L, Smith AR. How does grazing management influence the functional diversity of oak woodland ecosystems? A plant trait approach. *Agric Ecosyst Environ* 2018;258. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.025>.
- [157] Kalusová V, Čeplová N, Lososová Z. Which traits influence the frequency of plant species occurrence in urban habitat types? *Urban Ecosyst* 2017;20. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0588-3>.

- [158] Britton AJ, Hewison RL, Mitchell RJ, Riach D. Pollution and climate change drive long-term change in Scottish wetland vegetation composition. *Biol Conserv* 2017;210. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.04.005>.
- [159] Berg C, Welk E, Jäger EJ. Revising Ellenberg's indicator values for continentality based on global vascular plant species distribution. *Appl Veg Sci* 2017;20. <https://doi.org/10.1111/avsc.12306>.
- [160] Mitchell RJ, Hewison RL, Britton AJ, Brooker RW, Cummins RP, Fielding DA, et al. Forty years of change in Scottish grassland vegetation: Increased richness, decreased diversity and increased dominance. *Biol Conserv* 2017;212. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.06.027>.
- [161] Dyderski MK, Wrońska-Pilarek D, Jagodziński AM. Ecological lands for conservation of vascular plant diversity in the urban environment. *Urban Ecosyst* 2017;20. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0625-2>.
- [162] Douda J, Boublík K, Doudová J, Kyncl M. Traditional forest management practices stop forest succession and bring back rare plant species. *Journal of Applied Ecology* 2017;54. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12801>.
- [163] Koch M, Schröder B, Günther A, Albrecht K, Pivarci R, Jurasinski G. Taxonomic and functional vegetation changes after shifting management from traditional herding to fenced grazing in temperate grassland communities. *Appl Veg Sci* 2017;20. <https://doi.org/10.1111/avsc.12287>.
- [164] Дідух Я, Плюта П. Фітоіндикація екологічних факторів. Київ: Наукова думка; 1994.
- [165] Дідух ЯП. Екофлора України. vol. 1. Київ: Фітосоціоцентр; 2000.
- [166] Dahl F. Grundsätze und Grundbegriffe der biozönotischen Forschung. vol. 33. Leipzig: Zool. Anz.; 1908.
- [167] TOWNSEND CR, HILDREW AG. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshw Biol* 1994;31. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01740.x>.

- [168] Newson MD, Newson CL. Geomorphology, ecology and river channel habitat: Mesoscale approaches to basin-scale challenges. *Prog Phys Geogr* 2000;24. <https://doi.org/10.1177/030913330002400203>.
- [169] Clifford NJ, Harman OP, Harvey G, Petts GE. Physical habitat, eco-hydraulics and river design: a review and re-evaluation of some popular concepts and methods. *Aquat Conserv* 2006;16:389–408. <https://doi.org/10.1002/aqc.736>.
- [170] Padmore C. The role of physical biotopes in determining the conservation status and flow requirements of British rivers. *Aquat Ecosyst Health Manag* 1998;1:25–35. [https://doi.org/10.1016/S1463-4988\(98\)00004-9](https://doi.org/10.1016/S1463-4988(98)00004-9).
- [171] Jowett IG. A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. *N Z J Mar Freshwater Res* 1993;27:241–8. <https://doi.org/10.1080/00288330.1993.9516563>.
- [172] Olenin S, Ducrottoy J-P. The concept of biotope in marine ecology and coastal management. *Mar Pollut Bull* 2006;53:20–9. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.01.003>.
- [173] Sørensen T. Some ecosystemical characteristics determined by Raunkiær's circling method. *Nordiska (19. skandinaviska) naturforskarmötet i Helsingfors den 11-15 augusti 1936, Helsinki: 1936, p. 474–5.*
- [174] Mucina L, Bültmann H, Dierßen K, Theurillat JP, Raus T, Čarni A, et al. Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Appl Veg Sci* 2016;19. <https://doi.org/10.1111/avsc.12257>.
- [175] Zhukov O, Kunah O, Dubinina Y, Zhukova Y, Ganzha D. The effect of soil on spatial variation of the herbaceous layer modulated by overstorey in an Eastern European poplar-willow forest. *Ekologia Bratislava* 2019;38. <https://doi.org/10.2478/eko-2019-0020>.
- [176] Tarasov VV. *Flora of the Dnipropetrovsk and Zaporizhia regions*. Dnipropetrovsk: Lira; 2012.

- [177] Zhukov AV. Интерпретация ценоморф растений юго-востока Украины в терминах фитоиндикационных шкал. *Acta Biol Sib* 2018;4. <https://doi.org/10.14258/abs.444877>.
- [178] Kunakh OM, Yorkina NV, Budakova VS, Zhukova YO. An ecomorphic approach to assessing the biodiversity of soil macrofauna communities in urban parks. *Agrology* 2021;4. <https://doi.org/10.32819/021015>.
- [179] Zhukov AV, Shatalin DV. ГИГРОТОП И ТРОФОТОП БИОГЕОЦЕНОЗОВ СТЕПНОГО ПРИДНЕПРОВЬЯ КАК ДЕТЕРМИНАНТЫ β -РАЗНООБРАЗИЯ СООБЩЕСТВ ДОЖДЕВЫХ ЧЕРВЕЙ (LUMBRICIDAE). *Biological Bulletin of Bogdan Chmelnytsky Melitopol State Pedagogical University* 2016;6. <https://doi.org/10.15421/201651>.
- [180] Kunah ON. Functional and spatial structure of the urbotechnozem mesopedobiont community. *Biosyst Divers* 2016;24. <https://doi.org/10.15421/011664>.
- [181] Baranovski B, Roschina N, Karmyzova L, Ivanko I. Comparison of commonly used ecological scales with the Belgard Plant Ecomorph System. *Biosyst Divers* 2018;26. <https://doi.org/10.15421/011843>.
- [182] Raunkiær C. The life forms of plants and statistical plant geography. 1934.
- [183] Вильямс ВР. Почвоведение. М.: Сельхозгиз; 1947.
- [184] Бельгард АЛ. Степное лесоведение. М.: Лесн. пром-сть; 1971.
- [185] Бельгард АЛ, Травлеев АП. Роль почвенной фауны в индикации эдафотопов. Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв. М.: Изд-во МГУ; 1980.
- [186] Жуков ОВ. Екоморфи Бельграда – Акімова та екологічні матриці. *Екологія та ноосферологія* 210AD;10:109–11.
- [187] Kunah ON, Prokopenko EV, Zhukov AV. Ecomorphic organisation of the Ukraine steppe zone spider community. *Fundamental and Applied Soil Science* 2014;15. <https://doi.org/10.15421/041410>.

- [188] Zhukov AV, Zadorozhnaya GA. Spatio-temporal dynamics of the penetration resistance of recultivated soils formed after open cast mining. *Biosyst Divers* 2016;24. <https://doi.org/10.15421/011642>.
- [189] Cain SA. Life-forms and phytoclimate. *The Botanical Review* 1950;16. <https://doi.org/10.1007/BF02879783>.
- [190] Itani M, Al Zein M, Nasralla N, Talhouk SN. Biodiversity conservation in cities: Defining habitat analogues for plant species of conservation interest. *PLoS One* 2020;15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220355>.
- [191] LAVRINENKO KV, DIDUKH YaP, KUZEMKO AA. Synphytoindication assessment of the steppe part of vegetation of the Syniukha River valley (the Southern Bug catchment area, Ukraine). *Ukrainian Botanical Journal* 2023;80:143–56. <https://doi.org/10.15407/ukrbotj80.02.143>.
- [192] De Cáceres M. How to use the indicpecies package (ver. 1.7.1). 2013.
- [193] Dubina DV, Dziuba TP, Emelianova SM, Bagrikova NO, Borisova OV, Borsukevich LM, et al. Prodrôme of the vegetation of Ukraine. Kyiv: Naukova Dumka; 2019.
- [194] Turisová I, Sabo P, Štrba T, Koróny S, Andráš P, Širka P. Analyses of floristic composition of the abandoned Cu-dump field Piesky (Staré Hory Mountains, Slovakia). *Web Ecol* 2016;16. <https://doi.org/10.5194/we-16-97-2016>.
- [195] Didukh YP. The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. Phytosociocenter; 2011.
- [196] Buzuk GN. Phytoindication with ecological scales and regression analysis: environmental index. *Bulletin of Pharmacy* 2017;2:31–7.
- [197] Frank D, Klotz S. Biologisch-Ökologische Daten zur Flora der DDR. n.d.
- [198] Borhidi A. Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Bot Hung* 1995;39:97–181.

- [199] Masyuk NT. Natural vegetation of manganese opencast mines and its ecological and biological characteristics. Dnipropetrovsk: Promin; 1971.
- [200] Maslikova K. Vegetation ecological structure of Nikopol manganese ore basin replantosems. Bulletin of Dnipropetrovsk State Agrarian and Economic University 2017;4:77–88.
- [201] Жуков ОВ, Подпряткова НО. ЕКОМОРФНИЙ АНАЛІЗ РОСЛИННОГО ПОКРИВУ ТЕХНОЗЕМІВ НІКОПОЛЬСЬКОГО МАРГАНЦЕВОРУДНОГО БАСЕЙНУ. Вісті біосферного заповідника «Асканія-Нова» 2024:180–92. <https://doi.org/10.53904/1682-2374/2024-26/12>.
- [202] Nathan R, Schurr FM, Spiegel O, Steinitz O, Trakhtenbrot A, Tsoar A. Mechanisms of long-distance seed dispersal. Trends Ecol Evol 2008;23:638–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.08.003>.
- [203] Levin SA, Muller-Landau *Helene C, Nathan *Ran, Chave *Jérôme. The Ecology and Evolution of Seed Dispersal: A Theoretical Perspective. Annu Rev Ecol Syst 2003;34:575–604. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132428>.
- [204] Howe HF, Smallwood J. Ecology of seed dispersal. Annu Rev Ecol Syst 1982;13:201–28.
- [205] Hayashi M, Feilich KL, Ellerby DJ. The mechanics of explosive seed dispersal in orange jewelweed (*Impatiens capensis*). J Exp Bot 2009;60:2045–53. <https://doi.org/10.1093/jxb/erp070>.
- [206] Stamp NE, Lucas JR. Ecological correlates of explosive seed dispersal. Oecologia 1983;59:272–8.
- [207] BEER T, SWAINE MD. ON THE THEORY OF EXPLOSIVELY DISPERSED SEEDS. New Phytologist 1977;78:681–94. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1977.tb02173.x>.
- [208] McIntyre S., Lavorel S, Tremont RM. Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation. Journal of Ecology 1995;83:31–44.

- [209] Stefanovska T, Pidlisnyuk V, Lewis E, Gorbatenko A. Herbivorous insects diversity at *miscanthus* × *giganteus* in Ukraine. *Agriculture (Pol'nohospodarstvo)* 2017;63. <https://doi.org/10.1515/agri-2017-0003>.
- [210] Friedman SP. Soil properties influencing apparent electrical conductivity: a review. *Comput Electron Agric* 2005;46:45–70. <https://doi.org/10.1016/j.compag.2004.11.001>.
- [211] Rahimi H, Pazira E, Tajik F. Effect of soil organic matter, electrical conductivity and sodium adsorption ratio on tensile strength of aggregates. *Soil Tillage Res* 2000;54:145–53. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00086-6](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00086-6).
- [212] Sun Y, Li X, Mander Ü, He Y, Jia Y, Ma Z, et al. Effect of reclamation time and land use on soil properties in Changjiang River Estuary, China. *Chin Geogr Sci* 2011;21:403–16. <https://doi.org/10.1007/s11769-011-0482-0>.
- [213] Dehtiarov YuV. Elektroprovodnist' vodnykh suspenziy chornozemiv typovykh pid riznymi fitotsenozamy. *Visnyk KHNAU Im VV Dokuchayeva Ser «Gruntoznavstvo, Ahrokhimiya, Zemlerobstvo, Lisove Hospodarstvo, Ekolohiya Gruntiv» – Bulletin of KhNAU Named after VV Dokuchaev* 2014;1:42–8.
- [214] Гамкало ЗГ. Якість сірих лісових ґрунтів гемеробних екосистем та її індикація (біогеоценотичний підхід). Doctoral dissertation. Національний науковий центр «Інститут ґрунтознавства та агрохімії ім. ОН Соколовського». УААН, 2006.
- [215] Bieloborodova M, Bessonova A. Approaches to assessing the environmental responsibility of enterprises in the industrial region. *Ekológia (Bratislava)* 2023;42:267–78. <https://doi.org/10.2478/eko-2023-0030>.
- [216] Bradshaw A. Restoration of mined lands—using natural processes. *Ecol Eng* 1997;8:255–69. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(97\)00022-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(97)00022-0).
- [217] Xie L, van Zyl D. How Should Mine Reclamation Design Effectively Respond to Climate Change? A Mini Review Opinion. *Journal of Geoscience and Environment Protection* 2022;10:117–25. <https://doi.org/10.4236/gep.2022.1012009>.

- [218] Savosko VM, Bielyk YV, Lykholat YV, Heilmeier H. Assessment of heavy metals concentration in initial soils of post-mining landscapes in Kryvyi Rih District (Ukraine). *Ekológia (Bratislava)* 2022;41:201–11. <https://doi.org/10.2478/eko-2022-0020>.
- [219] Buta M, Blaga G, Paulette L, Păcurar I, Roșca S, Borsai O, et al. Soil Reclamation of Abandoned Mine Lands by Revegetation in Northwestern Part of Transylvania: A 40-Year Retrospective Study. *Sustainability* 2019;11:3393. <https://doi.org/10.3390/su11123393>.
- [220] Tian Y, Liu B, Hu Y, Xu Q, Qu M, Xu D. Spatio-Temporal Land-Use Changes and the Response in Landscape Pattern to Hemeroby in a Resource-Based City. *ISPRS Int J Geoinf* 2020;9:20. <https://doi.org/10.3390/ijgi9010020>.
- [221] Huot H, Simonnot M-O, Morel JL. Pedogenetic Trends in Soils Formed in Technogenic Parent Materials. *Soil Sci* 2015;180:182–92. <https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000135>.
- [222] Néel C, Bril H, Courtin-Nomade A, Dutreuil J-P. Factors affecting natural development of soil on 35-year-old sulphide-rich mine tailings. *Geoderma* 2003;111:1–20. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00237-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00237-9).
- [223] Santini TC, Fey MV. Fly ash as a permeable cap for tailings management: pedogenesis in bauxite residue tailings. *J Soils Sediments* 2015;15:552–64. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-1038-6>.
- [224] Huot H, Simonnot MO, Watteau F, Marion P, Yvon J, De Donato P, et al. Early transformation and transfer processes in a Technosol developing on iron industry deposits. *Eur J Soil Sci* 2014;65:470–84. <https://doi.org/10.1111/ejss.12106>.
- [225] Badin A-L, Méderel G, Béchet B, Borschneck D, Delolme C. Study of the aggregation of the surface layer of Technosols from stormwater infiltration basins using grain size analyses with laser diffractometry. *Geoderma* 2009;153:163–71. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.07.022>.

- [226] Monserie M-F, Watteau F, Villemin G, Ouvrard S, Morel J-L. Technosol genesis: identification of organo-mineral associations in a young Technosol derived from coking plant waste materials. *J Soils Sediments* 2009;9:537–46. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0084-y>.
- [227] Séré G, Schwartz C, Ouvrard S, Renat J-C, Watteau F, Villemin G, et al. Early pedogenic evolution of constructed Technosols. *J Soils Sediments* 2010;10:1246–54. <https://doi.org/10.1007/s11368-010-0206-6>.
- [228] Bronick CJ, Lal R. Soil structure and management: a review. *Geoderma* 2005;124:3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>.
- [229] Jangorzo NS, Watteau F, Schwartz C. Evolution of the pore structure of constructed Technosols during early pedogenesis quantified by image analysis. *Geoderma* 2013;207–208:180–92. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.05.016>.
- [230] Kozłowski M, Otremba K, Pająk M, Pietrzykowski M. Changes in Physical and Water Retention Properties of Technosols by Agricultural Reclamation with Wheat–Rapeseed Rotation in a Post-Mining Area of Central Poland. *Sustainability* 2023;15:7131. <https://doi.org/10.3390/su15097131>.
- [231] Medvedev VV. Soil structure (methods, genesis, classification, evolution, geography, monitoring, and protection). Kharkiv: 13 Printing House; 2008.
- [232] TISDALL JM, OADES JM. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 1982;33:141–63. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1982.tb01755.x>.
- [233] Reintam E, Trükmann K, Kuht J, Nugis E, Edesi L, Astover A, et al. Soil compaction effects on soil bulk density and penetration resistance and growth of spring barley (*Hordeum vulgare* L.). *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B – Plant Soil Science* 2009;59:265–72. <https://doi.org/10.1080/09064710802030070>.
- [234] Arriaga FJ, Lowery B, Raper R. Soil Penetrometers and Penetrability, 2011, p. 757–60. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3585-1_207.

- [235] Guérif J. Factors influencing compaction-induced increases in soil strength. *Soil Tillage Res* 1990;16:167–78. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(90\)90028-C](https://doi.org/10.1016/0167-1987(90)90028-C).
- [236] Bengough AG, McKenzie BM, Hallett PD, Valentine TA. Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *J Exp Bot* 2011;62:59–68. <https://doi.org/10.1093/jxb/erq350>.
- [237] de Lima CLR, Miola ECC, Timm LC, Pauletto EA, da Silva AP. Soil compressibility and least limiting water range of a constructed soil under cover crops after coal mining in Southern Brazil. *Soil Tillage Res* 2012;124:190–5. <https://doi.org/10.1016/j.still.2012.06.006>.
- [238] Bécel C, Vercambre G, Pagès L. Soil penetration resistance, a suitable soil property to account for variations in root elongation and branching. *Plant Soil* 2012;353:169–80. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-1020-7>.
- [239] Kumi F, Obour PB, Arthur E, Moore SE, Asare PA, Asiedu J, et al. Quantifying root-induced soil strength, measured as soil penetration resistance, from different crop plants and soil types. *Soil Tillage Res* 2023;233:105811. <https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105811>.
- [240] Unger PW, Kaspar TC. Soil Compaction and Root Growth: A Review. *Agron J* 1994;86:759–66. <https://doi.org/10.2134/agronj1994.00021962008600050004x>.
- [241] Li C, Ji Y, Ma N, Zhang J, Zhang H, Ji C, et al. Positive effects of vegetation restoration on the soil properties of post-mining land. *Plant Soil* 2024;497:93–103. <https://doi.org/10.1007/s11104-022-05864-w>.
- [242] Zhu C, Zhang Z, Wang H, Wang J, Yang S. Assessing Soil Organic Matter Content in a Coal Mining Area through Spectral Variables of Different Numbers of Dimensions. *Sensors* 2020;20:1795. <https://doi.org/10.3390/s20061795>.
- [243] Bini C, Gaballo S. Pedogenic trends in anthrosols developed in sulfidic mine spoils: A case study in the Temperino mine archaeological area (Campiglia Marittima, Tuscany,

Italy). Quaternary International 2006;156–157:70–8.
<https://doi.org/10.1016/j.quaint.2006.05.033>.

[244] Dexter AR, Richard G, Arrouays D, Czyż EA, Jolivet C, Duval O. Complexed organic matter controls soil physical properties. *Geoderma* 2008;144:620–7.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.01.022>.

[245] Fu Y, Lin C, Ma J, Zhu T. Effects of plant types on physico-chemical properties of reclaimed mining soil in Inner Mongolia, China. *Chin Geogr Sci* 2010;20:309–17.
<https://doi.org/10.1007/s11769-010-0403-7>.

ДОДАТОК 1

Таблиця Д.1

Екоморфи рослинного покриття

Вид	Кліма-морфа	Трофо-морфа	Гігро-морфа	Геліо-морфа	Діаспоро-хора	Поллено-хора	Цено-морфа
<i>Prunus armeniaca L.</i>	Ph	MsTr	MsKs	He	Zch	Ent	Sil
<i>Pyrus communis L.</i>	Ph	MgTr	MsKs	ScHe	Endz	Ent	Sil
<i>Cytisus ruthenicus Wol.</i>	nPh	MsTr	KsMs	ScHe	Bal	Ent	St
<i>Elaeagnus angustifolia L.</i>	nPh	MsTr	KsMs	He	Endz	Ent	St
<i>Rosa canina L.</i>	nPh	MsTr	MsKs	ScHe	Endz	Ent	St
<i>Bassia prostrata (L.) Beck</i>	Ch	MsTr	Ks	He	Bal	Anph	St
<i>Thymus pulegioides</i> <i>subsp. pannonicus (All.)</i> <i>Kerguelen</i>	Ch	MsTr	Ks	He	Bal	Ent	St
<i>Achillea millefolium L.</i>	HKr	MgTr	KsMs	He	Bal	Ent	St
<i>Adonis vernalis L.</i>	HKr	MgTr	MsKs	He	Bal	Ent	St
<i>Agrimonia eupatoria L.</i>	HKr	MgTr	KsMs	ScHe	EpZ	Ent	St
<i>Agropyron cristatum (L.)</i> <i>Gaertn.</i>	HKr	MsTr	Ks	He	Bal	Anph	St
<i>Agrostis capillaris L.</i>	HKr	OgTr	KsMs	ScHe	Bal	Anph	Pr

<i>Ajuga chamaepitys</i> subsp. <i>chia</i> (Schreb.) Arcang.	HKr	MsTr	Ks	He	Bar	Ent	St
<i>Armoracia rusticana</i> <i>P.Gaertn., B.Mey. &</i> <i>Scherb.</i>	HKr	MsTr	Ms	He	Bal	Ent	Cul
<i>Artemisia absinthium</i> L.	HKr	MsTr	KsMs	He	Bal	Anph	Ru
<i>Artemisia austriaca</i> Jacq.	HKr	MsTr	Ks	He	Bal	Anph	St
<i>Barbarea vulgaris</i> R. Br.	HKr	MsTr	MsKs	He	Bar	Ent	St
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	HKr	MsTr	KsMs	ScHe	Bal	Anph	St
<i>Centaurea diffusa</i> Lam.	HKr	MsTr	Ks	He	Perv	Ent	St
<i>Chenopodium album</i> L.	HKr	MsTr	KsMs	ScHe	Myrm	Ent	Ru
<i>Chondrilla juncea</i> L.	HKr	OgTr	MsKs	He	Anch	Ent	St
<i>Cichorium intybus</i> L.	HKr	MsTr	MsKs	He	Bal	Ent	Ru
<i>Dactylis glomerata</i> L.	HKr	MsTr	Ms	ScHe	Bal	Anph	Pr
<i>Delphinium consolida</i> subsp. <i>paniculatum</i> (Host) <i>N.Busch</i>	HKr	MsTr	MsKs	ScHe	Bal	Ent	Pr
<i>Echium vulgare</i> L.	HKr	MsTr	KsMs	He	Bal	Ent	Ru
<i>Erigeron acris</i> L.	HKr	MsTr	KsMs	ScHe	Anch	Ent	Ru
<i>Erysimum diffusum</i> Ehrh.	HKr	MsTr	Ks	He	Bal	Ent	St

<i>Euphorbia esula</i> subsp. <i>tommasiniana</i> (Bertol.) <i>Kuzmanov</i>	HKr	MsTr	MsKs	ScHe	Ach	Anph	Pr
<i>Euphorbia stepposa</i> Zoz. <i>ex Prokh.</i>	HKr	MgTr	Ks	He	Ach	Ent	St
<i>Falcaria vulgaris</i> Bernh	HKr	MgTr	KsMs	He	Perv	Ent	St
<i>Festuca valesiaca</i> <i>Schleich. ex Gaudin</i>	HKr	MgTr	MsKs	He	Bal	Anph	St
<i>Filipendula vulgaris</i> <i>Moench</i>	HKr	MsTr	KsMs	He	Bal	Ent	St
<i>Galium verum</i> L.	HKr	MgTr	MsKs	He	Bal	Ent	St
<i>Galium verum</i> L.	HKr	OgTr	MsKs	ScHe	Bal	Ent	St
<i>Helichrysum arenarium</i> <i>(L.) Moench</i>	HKr	MsTr	MsKs	He	Anch	Ent	Ps
<i>Hieracium virosum</i> Pall.	HKr	MsTr	MsKs	ScHe	Anch	Ent	St
<i>Hyoscyamus niger</i> L.	HKr	MsTr	MsKs	He	Bal	Ent	Ru
<i>Hypericum elegans</i> <i>Stephan ex Willd.</i>	HKr	MsTr	MsKs	He	Bal	Ent	St
<i>Inula britannica</i> L.	HKr	MsTr	Ms	He	Anch	Ent	Pr
<i>Jacobaea vulgaris</i> <i>Gaertn.</i>	HKr	MsTr	KsMs	He	Anch	Ent	Ru

<i>Koeleria cristata</i> (L.) <i>Pers.</i>	HKr	MgTr	Ks	He	Bal	Anph	St
<i>Leonurus cardiaca</i> L.	HKr	MgTr	MsKs	ScHe	Bal	Ent	Ru
<i>Linaria genistifolia</i> (L.) <i>Mill.</i>	HKr	MsTr	Ks	He	Bal	Ent	Ps
<i>Lotus corniculatus</i> L.	HKr	MsTr	KsMs	He	Ach	Ent	Pr
<i>Lotus ucrainicus</i> Klkov	HKr	MsTr	KsMs	He	Ach	Ent	Pr
<i>Medicago sativa</i> L.	HKr	MgTr	KsMs	He	Bal	Ent	Pr
<i>Melica transsilvanica</i> <i>Schur</i>	HKr	MsTr	KsMs	ScHe	Anch	Anph	St
<i>Melilotus albus</i> Medik.	HKr	MsTr	HgMs	He	Bal	Ent	Pr
<i>Melilotus officinalis</i> (L.) <i>Lam.</i>	HKr	MsTr	KsMs	He	Bal	Ent	St
<i>Onobrychis viciifolia</i> <i>Scop.</i>	HKr	MsTr	KsMs	He	Bal	Ent	St
<i>Pilosella officinarum</i> <i>Vaill.</i>	HKr	MsTr	KsMs	ScHe	Anch	Ent	Pr
<i>Plantago lanceolata</i> L.	HKr	MsTr	MsKs	He	Bal	Ent	Pr
<i>Plantago major</i> L.	HKr	MgTr	Ms	ScHe	Bal	Ent	Pr
<i>Poa angustifolia</i> L.	HKr	MgTr	KsMs	ScHe	Bal	Anph	Pr
<i>Poa bulbosa</i> L.	HKr	MsTr	MsKs	He	Bal	Anph	St
<i>Poa compressa</i> L.	HKr	MsTr	MsKs	He	Bal	Anph	St

<i>Rumex confertus</i> Willd.	HKr	MsTr	KsMs	ScHe	Hdch	Anph	St
<i>Sanguisorba officinalis</i> L	HKr	MsTr	Ms	ScHe	Bal	Ent	Pr
<i>Senecio leucanthemifolius</i> <i>subsp. vernalis</i> (Waldst. & <i>Kit.) Greuter</i>	HKr	OgTr	KsMs	ScHe	Anch	Ent	Ru
<i>Seseli campestre</i> Besser	HKr	MgTr	MsKs	He	Perv	Ent	St
<i>Silene viscaria</i> (L.) Jess.	HKr	MsTr	KsMs	ScHe	Bal	Ent	Pr
<i>Stachys recta</i> L.	HKr	MsTr	MsKs	He	Bal	Ent	St
<i>Stellaria holostea</i> L.	HKr	MsTr	HgMs	HeSc	Bal	Ent	Sil
<i>Taraxacum officinale</i> F. <i>H. Wigg.</i>	HKr	MsTr	KsMs	ScHe	Anch	Ent	Pr
<i>Thesium ramosum</i> Hayne	HKr	MsTr	KsMs	ScHe	Bal	Ent	St
<i>Tragopogon dubius subsp.</i> <i>major</i> (Jacq.) Vollm.	HKr	MsTr	MsKs	ScHe	Anch	Ent	St
<i>Tripleurospermum</i> <i>inodorum</i> (L.) Sch.Bip.	HKr	MsTr	KsMs	He	Bal	Ent	Ru
<i>Vicia cracca</i> L.	HKr	MsTr	HgMs	He	Ach	Ent	Pr
<i>Aegilops cylindrica</i> Host	T	MsTr	MsKs	He	Bal	Anph	Ru
<i>Alyssum desertorum</i> <i>Stapf.</i>	T	MsTr	MsKs	He	Bar	Ent	St
<i>Amaranthus albus</i> L.	T	MsTr	MsKs	He	Perv	Anph	Ru
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	T	MsTr	MsKs	ScHe	Bal	Anph	Ru

<i>Anisantha tectorum</i> (L.) <i>Nevski</i>	T	MgTr	KsMs	ScHe	EpZ	Anph	St
<i>Anthemis arvensis</i> L.	T	MsTr	MsKs	He	Bal	Ent	Ru
<i>Atriplex micrantha</i> C. A. <i>May</i>	T	MsTr	Ms	He	Bal	Anph	Pr
<i>Atriplex patula</i> L.	T	MsTr	MsKs	He	Bal	Anph	Ru
<i>Atriplex sagittata</i> Borkh.	T	MsTr	MsKs	He	Bal	Anph	Ru
<i>Atriplex tatarica</i> L.	T	MsTr	MsKs	He	Bal	Anph	St
<i>Avena fatua</i> L.	T	MsTr	MsKs	He	Bal	Anph	St
<i>Bassia laniflora</i> (S.G.Gmel.) A.J.Scott	T	OgTr	MsKs	ScHe	Bal	Anph	Ps
<i>Bassia scoparia</i> (L.) A.J.Scott	T	MsTr	KsMs	He	Bal	Anph	Ru
<i>Brassica rapa</i> L.	T	MsTr	KsMs	He	Bar	Ent	St
<i>Bromus squarrosus</i> L.	T	MgTr	MsKs	ScHe	Bal	Anph	St
<i>Carduus acanthoides</i> L.	T	MsTr	KsMs	ScHe	Anch	Ent	St
<i>Ceratocarpus arenarius</i> L.	T	OgTr	Ks	He	Bal	Anph	Ru
<i>Ceratocephala orthoceras</i> DC.	T	MsTr	MsKs	He	EpZ	Ent	Ru
<i>Chenopodium glaucum</i> L.	T	AlkTr	KsMs	He	Bal	Anph	Ru
<i>Consolida regalis</i> Gray	T	MsTr	MsKs	ScHe	Bal	Ent	St

<i>Crepis foetida</i> subsp. <i>rhoeadifolia</i> (M.Bieb.) Čelak.	T	MsTr	MsKs	He	Anch	Ent	Ru
<i>Crepis tectorum</i> L.	T	MsTr	MsKs	He	Anch	Ent	St
<i>Delphinium cuneatum</i> Steven ex DC.	T	MsTr	MsKs	ScHe	Bal	Ent	St
<i>Descurainia sophia</i> L	T	MsTr	KsMs	He	Bar	Ent	St
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P.Beauv.	T	MsTr	MsHg	He	Bal	Anph	Ru
<i>Eragrostis minor</i> Host	T	OgTr	MsKs	He	Bal	Anph	Ru
<i>Eremopyrum orientale</i> (L.) Jaub. & Spach	T	AlkTr	Ks	ScHe	Bal	Anph	St
<i>Erigeron canadensis</i> L.	T	MgTr	MsKs	ScHe	Anch	Ent	Ru
<i>Euclidium syriacum</i> (L.) R.Br.	T	MsTr	MsKs	He	Bal	Ah	Ru
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) Á. Löve	T	MsTr	KsMs	ScHe	Bar	Ent	Ru
<i>Fumaria officinalis</i> L.	T	MsTr	KsMs	He	Bar	Ent	Ru
<i>Glaucium corniculatum</i> (L.) Curtis	T	MsTr	MsKs	He	Bal	Ent	Ru
<i>Lactuca serriola</i> L.	T	MsTr	KsMs	He	Anch	Ent	Ru

<i>Lappula barbata</i> (M. Beib.) Guerke	T	MsTr	KsMs	He	EpZ	Ent	St
<i>Lappula squarrosa</i> (Retz.) Dumort.	T	MsTr	Ks	He	EpZ	Ent	Ru
<i>Lepidium perfoliatum</i> L.	T	MsTr	MsKs	He	Bar	Ent	St
<i>Lepidium ruderale</i> L.	T	MsTr	MsKs	He	Bal	Ah	Ru
<i>Malva pusilla</i> Smith	T	MsTr	KsMs	ScHe	Bal	Ent	Ru
<i>Medicago falcata</i> L.	T	MsTr	KsMs	He	Bal	Ent	St
<i>Medicago lupulina</i> L.	T	MsTr	KsMs	He	Bal	Ent	Pr
<i>Poa annua</i> L.	T	MsTr	Ms	HeSc	Bal	Anph	Pr
<i>Polygonum aviculare</i> L.	T	MsTr	MsKs	ScHe	Bal	Ent	Pr
<i>Reseda lutea</i> L.	T	MgTr	KsMs	He	Bal	Ent	Ru
<i>Salsola collina</i> Pall., Ill.	T	MsTr	Ks	ScHe	Perv	Anph	Ru
<i>Setaria viridis</i> (L.) Beauv.	T	MsTr	KsMs	He	Synz	Anph	Ru
<i>Silene dichotoma</i> Ehrh	T	MsTr	KsMs	ScHe	Bal	Ent	St
<i>Sinapis arvensis</i> L.	T	MsTr	KsMs	He	Bar	Ent	Ru
<i>Sisymbrium altissimum</i> L.	T	MsTr	KsMs	He	Bal	Ent	Ru
<i>Sisymbrium loeselii</i> L.	T	MsTr	MsKs	ScHe	Bar	Ent	Ps
<i>Thlaspi arvense</i> L.	T	MsTr	MsKs	He	Bar	Ent	St
<i>Tribulus terrestris</i> L.	T	OgTr	MsKs	He	EpZ	Ent	Ps
<i>Xanthium spinosum</i> L.	T	MsTr	MsKs	He	EpZ	Anph	Ru
<i>Xanthium strumarium</i> L.	T	MsTr	KsMs	He	EpZ	Anph	St

<i>Xeranthemum annuum L.</i>	T	MsTr	Ks	He	Bal	Ent	St
<i>Cirsium arvense (L.) Scop.</i>	G	MsTr	MsKs	He	Anch	Ent	Ru
<i>Convolvulus arvensis L.</i>	G	MsTr	MsKs	ScHe	Bal	Ent	Ru
<i>Elytrigia repens (L.) Nevski</i>	G	MsTr	KsMs	ScHe	Bal	Anph	St
<i>Eryngium campestre L.</i>	G	MsTr	Ks	He	Perv	Ent	St
<i>Lactuca tatarica (L.) C.A.Mey</i>	G	MsTr	KsMs	He	Anch	Ent	Ru
<i>Linaria vulgaris Mill.</i>	G	MsTr	MsKs	He	Hdch	Ent	Pr
<i>Poa pratensis L.</i>	G	MsTr	Ms	He	Bal	Anph	Pr
<i>Rhaponticum repens (L.) Hidalgo</i>	G	MsTr	Ks	He	Anch	Ent	St
<i>Securigera varia (L.) Lassen)</i>	G	MgTr	KsMs	ScHe	Bal	Ent	Pr
<i>Sonchus arvensis L.</i>	G	MgTr	KsMs	He	Anch	Ent	St