

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
СУМСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ**

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

БОНДАРЄВ МАКСИМ АНДРІЙОВИЧ

УДК 581.5+581.9+502.1(477.52)

ДИСЕРТАЦІЯ

**ЛУЧНІ ТА ПРИБЕРЕЖНІ ЕКОСИСТЕМИ ДОЛИНИ РІЧКИ СУЛИ У
МЕЖАХ СУМСЬКОЇ ОБЛАСТІ: ФЛОРА, ПОПУЛЯЦІЇ ЛІКАРСЬКИХ
РОСЛИН, ЗАСАДИ РАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ**

Спеціальність 101 – Екологія
(10 – Природничі науки)

Подається на здобуття наукового ступеня доктора філософії в галузі екології.

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



М. А. Бондарев

Науковий керівник: Скляр Вікторія Григорівна, доктор біологічних наук, професор

Суми – 2026

АНОТАЦІЯ

Бондарєв М.А. Лучні та прибережні екосистеми долини річки Сули у межах Сумської області: флора, популяції лікарських рослин, засади раціонального природокористування. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 – Екологія (10 – Природничі науки). – Сумський національний аграрний університет, Суми, 2026.

Лучні та прибережні екосистеми долини р. Сули характеризуються значним біорізноманіттям і широким спектром екосистемних послуг, пов'язаних із регуляцією водного режиму, стабілізацією ґрунтового покриву, формуванням кормової бази та ресурсів лікарських рослин, а також із збереженням оселищ для різних груп тварин. Актуальність роботи зумовлена потребою комплексної оцінки стану цих екосистем на видовому, популяційному та ценотичному рівнях за умов антропогенної трансформації, у тому числі посилення рекреаційного навантаження як одного з вагомих сучасних чинників впливу в межах регіону досліджень.

Для характеристики флористичної структури лучних і прибережних екосистем долини р. Сули та комплексної оцінки популяцій модельних видів перспективних лікарських рослин (*Potentilla reptans* L., *Potentilla anserina* L.) у роботі поєднано флористичний, еколого-ценотичний, синфітоіндикаційний, морфометричний, онтогенетичний і віталітетний напрями досліджень.

За результатами геоботанічних обстежень встановлено, що флористичне ядро досліджуваних екосистем репрезентовано 385 видами із 50 родин та 194 родів серед яких переважають представники *Poaceae*, *Asteraceae* та *Cyperaceae*. Значну питому вагу (42,6 %) становлять рослини із лікарськими властивостями, серед яких репрезентовано 22 офіційальні види (за Державною фармакопеею України) та 25 видів із Європейської фармакопеї. У складі флори представлені види державного, регіонального та міжнародного рангів охорони: три види включені до Червоної

книги України (2021), дев'ять видів – до Офіційного переліку регіонально рідкісних видів рослин Сумської області (2011) та один вид – до Додатка I Бернської конвенції (1979).

У спектрі біоморф переважають стрижнекореневі (39,22 %), довгокореневищні (19,48 %) та короткореневищні (12,21 %) рослини, а у спектрі життєвих форм – гемікриптофіти (63,37 %). У складі географічної структури провідні позиції посідають види євроазіатського та європейського типів ареалів, частка яких, відповідно, становить 57,14 % та 22,08 %.

За результатами поглибленого екологічного аналізу із охопленням 12 чинників встановлено, що у складі досліджуваної флори представлені види, які у сукупності за 11 чинниками охоплюють увесь діапазон відповідних екошкел Я.П. Дідуха. При цьому рослини розподіляються за 17–85 градаціями сполучення мінімальних та максимальних значень бальних показників екочинників. За екочинниками чітко виділяється одна (у вмісту нітрогену в ґрунті, кислотності ґрунту, аерованості ґрунту, омброрежиму, континентальності, освітленості), дві (у водного режиму ґрунту, змінності зволоження, вмісту солей та карбонатів в ґрунті, кріорежиму) чи три (у терморежиму) градації, на які припадає найбільше рослин: в абсолютних значеннях зазвичай від 21 до 72 видів, а у відсотковому – від 5,94 до 18,75. У складі екологічної структури за усіма чинниками широко представлені, сумарно охоплюючи 64,7–86,5 % флористичного складу, градації, репрезентовані лише 1–9 видами.

За кожним із 12 екочинників види чітко розподіляються за показниками ширини еконіші, яка була оцінена при використанні оригінального показника її відносної ширини (RWN). Встановлено переважання видів із середнім рівнем екологічної пластичності (при RWN у межах 30–60 %).

Еколого-ценотичний аналіз популяцій модельних видів *Potentilla reptans* і *P. anserina* встановив їх поширення у значному спектрі лучних і прибережних фітоценозів – від природних болотистих і мезофітних лук до антропогенно трансформованих рекреаційних та узбічних екотопів. Обидва види зростають переважно на слабокислих, достатньо родючих ґрунтах із помірним вмістом

нітрогену за умов помірного зволоження, однак *P. reptans* більшою мірою приурочений до мезофітних, помірно зволжених угруповань, тоді як *P. anserina* характеризується ширшою екологічною амплітудою та високою здатністю домінувати у порушених місцезростаннях.

Встановлено статистично достовірні відмінності морфометричних показників популяцій *P. reptans* і *P. anserina* різних місцезростань. Виділено найбільш інформативні морфоіндикатори реакції обох видів на зміни середовища. З'ясовано, що у *P. reptans* зі зростанням антропогенного навантаження відбувається перехід від експансивного до стрес-толерантного морфотипу, тоді як *P. anserina* за зниження ценотичної конкуренції посилює клональне розселення.

За подібної столононосної розеткової біоморфи *P. reptans* і *P. anserina* відрізняються характером проходження етапів онтогенезу. У популяціях *P. reptans* чіткіше простежується повний онтогенетичний ряд при представленості рослин генеративного та постгенеративних етапів. У *P. anserina* онтогенез є більш поліваріантним: частина автономних клональних фрагментів може швидко переходити до вегетативного розмноження й тривалий час підтримувати цей процес або випадати з травостою, так і не досягаючи генеративної фази, внаслідок чого постгенеративні етапи розвитку зазвичай представлені слабо. Це зумовлює тенденцію до постійного оновлення популяцій за рахунок дочірніх розеток, а за окремих умов порушення чи перезволоження – також кореневих паростків. Така особливість узгоджується з більш вираженою експлерентною життєвою стратегією *P. anserina*.

Встановлено видові відмінності в онтогенетичній структурі популяцій. Для *P. reptans* характерніший повний онтогенетичний ряд, тоді як для *P. anserina* властива більша роль вегетативного поновлення. Зміни онтогенетичних спектрів обох видів визначаються характером антропогенного впливу та відображають реалізацію різних адаптивних стратегій. На тлі зростання антропогенного навантаження в популяціях обох видів зазвичай проявляється нерівномірне проходження рослинами етапів індивідуального розвитку, а їх онтогенетичні спектри стають структурно контрастнішими: посилюються кількісні відмінності у

представленості частки рослин різних станів, відбувається зростання вираженості неповноти спектрів та/або їх біомодальності.

Виявлено, що в помірно порушених, але структурно збережених лучних фітоценозах формуються процвітаючі за віталітетом популяції *P. reptans* і *P. anserina* із найвищими значеннями індексу якості (Q), тоді як у природно-конкурентних високотравних та надмірно антропогенно трансформованих угрупованнях переважають врівноважені або депресивні. При цьому *P. anserina* виявляє вищу стійкість до антропогенного навантаження, ніж *P. reptans*. Встановлено, що ключовими екоциніками змін віталітетної структури обох видів є кислотність ґрунту, терморежим, континентальність клімату та ценотичні параметри травостою (загальне проєктивне покриття, висота й щільність рослинного покриву).

Обґрунтовано принципи раціонального природокористування лучними і прибережними екосистемами регіону. Показано перспективність використання *P. reptans* та *P. anserina* як індикаторних видів екологічних змін.

З огляду на результати дисертаційного дослідження сформульовано її наукову новизну. Уперше проведено поглиблений структурний аналіз флористичного складу лучних і прибережних екосистем долини річки Сули в межах Сумської області шляхом поєднання класичних флористичних підходів із аналізом на основі уніфікованих екошкел Я. П. Дідуха та здійснено оцінку адаптаційного потенціалу флори лучних і прибережних екосистем досліджуваного регіону на основі показників відносної ширини еконіші (RWN) та визначено групи видів із високими й низькими значеннями RWN, які характеризуються високою екологічною пластичністю або, відповідно, підвищеною вразливістю до трансформації довкілля.

З'ясовано закономірності морфоструктурної організації популяцій *Potentilla reptans* і *P. anserina* вздовж еколого-ценотичного та антропогенного градієнтів, а також виявлені видові відмінності стратегії просторового освоєння середовища та запропоновано й апробовано індекс розподілу біомаси (BDI) як інтегральний показник просторової організації особин і оцінювання адаптивного стану популяцій вегетативно-рухливих лучних видів. На основі цього сформульовано

підхід до оцінювання адаптивного стану популяцій *Potentilla reptans* і *P. anserina* на основі системи найбільш інформативних морфопараметрів як індикаторів реалізації морфоструктурних стратегій.

Сформовано моделі базових онтогенетичних спектрів *Potentilla reptans* і *P. anserina* та встановлено закономірності зміни онтогенетичної структури їхніх популяцій за еколого-ценотичними і антропогенними градієнтами.

Встановлено закономірності формування віталітетної структури популяцій *Potentilla reptans* і *P. anserina* вздовж градієнта антропогенної трансформації лучних екосистем та визначено екологічні детермінанти формування віталітетної структури та якості популяцій. Здійснено інтегральне узагальнення результатів комплексного популяційного аналізу *Potentilla reptans* і *P. anserina* та встановлено закономірності взаємозв'язку між ценотичною участю, морфоструктурною, онтогенетичною і віталітетною організацією популяцій, що дозволило визначити популяційний оптимум видів за помірного антропогенного навантаження та довести відсутність прямої відповідності між проєктивним покриттям виду і якістю його популяцій.

Розроблено й обґрунтовано систему принципів раціонального природокористування лучними екосистемами регіону досліджень, яка враховує й екологічні наслідки широкомасштабної війни.

В дисертації удосконалено засади встановлення екологічних характеристик флори на основі використання екошкал Я. П. Дідуха (підвищено структурованість і чіткість алгоритмів аналізу, уточнено методику розрахунку одного з ключових показників – відносної ширини еконіші (RWN)), а також підходи до визначення онтогенетичних станів *Potentilla reptans* і *P. anserina* шляхом уточнення їхніх діагностичних ознак.

У роботі набули подальшого розвитку теоретичні й практичні засади використання результатів структурного аналізу флористичного складу екосистем і комплексного популяційного аналізу в оцінюванні екологічного стану лучних екосистем, прогнозуванні напрямів їх трансформації, обґрунтуванні заходів із охорони біорізноманіття та впровадженні раціонального природокористування, а

також розвинуто наукові підходи до використання популяційно-морфологічних показників як індикаторів екологічного стану лучних екосистем.

Практичне значення одержаних результатів полягає у розробленні науково обґрунтованих рекомендацій щодо раціонального природокористування лучними та прибережними екосистемами долини річки Сули, які можуть бути використані для оцінювання екологічного стану екосистем, планування природоохоронних заходів, збереження біорізноманіття. Результати досліджень впроваджено у практику діяльності ТОВ «Сумифітофармація», де їх використовують для оцінювання екологічної доцільності заготівлі дикорослої лікарської сировини та формування підходів щодо забезпечення невиснажливого використання фіторесурсів, а також у навчальний процес Сумського національного аграрного університету при викладанні дисциплін біологічного та екологічного спрямування.

Ключові слова: біорізноманіття, фіторізноманіття, луки, фітоценози, рослинність, флора, лікарські рослини, популяції, морфометричний аналіз, онтогенетична структура, віталітетна структура, екологічні чинники, антропогенний вплив, екосистемні послуги.

ABSTRACT

Bondariev M.A. Meadow and riparian ecosystems of the Sula River valley within Sumy Region: flora, populations of medicinal plants and principles of sustainable natural resource management. – Qualifying scientific work as a manuscript.

Dissertation for the degree of Doctor of Philosophy, specialty 101 – Ecology (10 – Natural Sciences). – Sumy National Agrarian University, Sumy, 2026.

Meadow and riparian ecosystems of the Sula River valley are characterized by considerable biodiversity and a wide range of ecosystem services, including regulation of the water regime, stabilization of soil cover, formation of the forage base and medicinal plant resources, and conservation of habitats for various animal groups. The relevance of the study is determined by the need for a comprehensive assessment of the state of these ecosystems at the species, population, and coenotic levels under conditions of anthropogenic transformation, including increasing recreational pressure as one of the important current impact factors in the study region.

To characterize the floristic structure of meadow and riparian ecosystems of the Sula River valley and to provide a comprehensive assessment of populations of the model species of promising medicinal plants (*Potentilla reptans* L., *Potentilla anserina* L.), the dissertation combines floristic, ecological-coenotic, synphytoindication, morphometric, ontogenetic and vitality research approaches.

Based on geobotanical surveys, it was established that the floristic core of the studied ecosystems is represented by 385 species belonging to 50 families and 194 genera, with the predominance of representatives of *Poaceae*, *Asteraceae* and *Cyperaceae*. Plants with medicinal properties account for a considerable proportion (42,6 %), including 22 pharmacopoeial species listed in the State Pharmacopoeia of Ukraine and 25 species listed in the European Pharmacopoeia. The flora includes species of national, regional and international conservation ranks: three species are listed in the Red Data Book of Ukraine (2021), nine species are included in the Official List of Regionally Rare Plant Species of

Sumy Region (2011), and one species is listed in Appendix I of the Bern Convention (1979).

In the biomorph spectrum, tap-rooted (39,22 %), long-rhizomatous (19,48 %) and short-rhizomatous (12,21 %) plants prevail, while hemicryptophytes dominate in the spectrum of life forms (63,37 %). In the geographical structure, the leading positions are occupied by species with Eurasian and European range types, accounting for 57,14 % and 22,08 %, respectively.

According to the results of an in-depth ecological analysis covering 12 factors, the studied flora jointly covers the full range of the corresponding ecological scales of Ya. P. Didukh for 11 factors. The plants are distributed across 17–85 gradations of combined minimum and maximum score values. For different ecological factors, one, two or three gradations contain the largest numbers of plants – usually 21–72 species, or 5,94–18,75 %. At the same time, gradations represented by only 1–9 species are widely present for all factors and jointly comprise 64,7–86,5 % of the floristic composition.

For each of the 12 ecological factors, the species are clearly differentiated by ecological niche width, assessed using the original indicator of relative niche width (RWN). Species with a medium level of ecological plasticity (RWN within 30–60 %) prevail.

The ecological-coenotic analysis of populations of the model species *Potentilla reptans* and *P. anserina* revealed their occurrence in a wide spectrum of meadow and riparian phytocoenoses – from natural marshy and mesophytic meadows to anthropogenically transformed recreational and roadside ecotopes. Both species grow mainly on slightly acidic, sufficiently fertile soils with moderate nitrogen content under conditions of moderate moisture. However, *P. reptans* is more closely associated with mesophytic, moderately moist communities, whereas *P. anserina* is characterised by a wider ecological amplitude and a high ability to dominate in disturbed habitats.

Statistically significant differences were established in the morphometric parameters of *P. reptans* and *P. anserina* populations from different habitats. The most informative morphoindicators of the response of both species to environmental changes were identified. It was found that, in *P. reptans*, increasing anthropogenic pressure causes

a transition from an expansive to a stress-tolerant morphotype, whereas *P. anserina* intensifies clonal dispersal when coenotic competition decreases.

With a similar stoloniferous rosette biomorph, *P. reptans* and *P. anserina* differ in the course of ontogenesis. In *P. reptans* populations, the complete ontogenetic series is more clearly traced, with plants represented at generative and post-generative stages. In *P. anserina*, ontogenesis is more polyvariant: some autonomous clonal fragments may rapidly shift to prolonged vegetative reproduction or disappear from the grass stand without reaching the generative phase. Therefore, post-generative stages are usually weakly represented. This causes constant population renewal through daughter rosettes and, under some disturbance or excessive moisture conditions, also through root shoots, which is consistent with the more pronounced explerent life strategy of *P. anserina*.

Species-specific differences in the ontogenetic structure of populations were established. *P. reptans* is more distinctly characterised by a complete ontogenetic series, whereas *P. anserina* shows a greater role of vegetative renewal. Changes in the spectra of both species are determined by the nature of anthropogenic impact and reflect different adaptive strategies. With increasing anthropogenic pressure, uneven passage through individual development stages becomes more evident, and the ontogenetic spectra become more contrasting, incomplete and/or bimodal.

It was found that, in moderately disturbed but structurally preserved meadow phytocoenoses, prosperous populations of *P. reptans* and *P. anserina* are formed, with the highest values of the population quality index (Q), whereas equilibrium or depressive populations prevail in naturally competitive high-herb communities and in excessively transformed communities. *P. anserina* shows higher resistance to anthropogenic pressure than *P. reptans*. The key ecological factors determining changes in vitality structure are soil acidity, thermal climate, continental climate, and coenotic parameters of the grass stand: total projective cover, height and density of plant cover.

The principles of sustainable natural resource management of meadow and riparian ecosystems of the region were substantiated. The prospects for using *P. reptans* and *P. anserina* as indicator species of ecological changes were shown.

Taking into account the dissertation results, the scientific novelty of the work was formulated. For the first time, an in-depth structural analysis of the floristic composition of meadow and riparian ecosystems of the Sula River valley within Sumy Region was carried out by combining classical floristic approaches with the unified ecological scales of Ya. P. Didukh. The adaptive potential of the flora was assessed on the basis of relative niche width (RWN), and groups of species with high and low RWN values were identified as characterized by high ecological plasticity or increased vulnerability to environmental transformation.

The regularities of the morphostructural organization of *Potentilla reptans* L. and *P. anserina* populations along ecological-coenotic and anthropogenic gradients were clarified, and species-specific differences in spatial exploration strategy were revealed. The Biomass Distribution Index (BDI) was proposed and tested as an integral indicator of the spatial organization of individuals and the adaptive state of populations of vegetatively mobile meadow species. On this basis, an approach to assessing the adaptive state of *P. reptans* and *P. anserina* populations was formulated using the most informative morphometric parameters as indicators of morphostructural strategies.

Models of the basic ontogenetic spectra of *P. reptans* and *P. anserina* were developed, and regularities in changes in the ontogenetic structure of their populations along ecological-coenotic and anthropogenic gradients were established.

Regularities in the formation of the vitality structure of *P. reptans* and *P. anserina* populations along the gradient of anthropogenic transformation of meadow ecosystems were established, and ecological determinants of vitality structure and population quality were identified. An integral generalization of comprehensive population analysis established relationships between coenotic participation and the morphostructural, ontogenetic and vitality organization of populations. This made it possible to determine the population optimum of the species under moderate anthropogenic pressure and to demonstrate the absence of a direct correspondence between projective cover and population quality.

A system of principles for sustainable natural resource management of meadow ecosystems of the study region was developed and substantiated, taking into account the ecological consequences of the large-scale war.

The dissertation improves the principles of determining the ecological characteristics of flora using Ya. P. Didukh's ecological scales. In particular, the structure and clarity of the analytical algorithms were increased, and the method for calculating one of the key indicators – relative niche width (RWN) – was refined. Approaches to determining the ontogenetic states of *P. reptans* and *P. anserina* were also improved by clarifying their diagnostic features.

The work further develops theoretical and practical principles for using structural analysis of floristic composition and comprehensive population analysis to assess the ecological state of meadow ecosystems, forecast their transformation, substantiate biodiversity conservation measures, and implement sustainable natural resource management. Scientific approaches to using population-morphological indicators to assess the ecological state of meadow ecosystems were further developed.

The practical significance of the results lies in scientifically substantiated recommendations for sustainable natural resource management of meadow and riparian ecosystems of the Sula River valley. They may be used to assess the ecological state of ecosystems, plan nature conservation measures, and conserve biodiversity. The results have been implemented at «Sumyitopharmatsiya» LLC to assess the ecological feasibility of harvesting wild medicinal plant raw materials and to develop approaches to ensuring non-depletive use of plant resources, and in the educational process at Sumy National Agrarian University for teaching biological and ecological disciplines.

Keywords: biodiversity, phytodiversity, meadows, phytocoenoses, vegetation, flora, medicinal plants, populations, morphometric analysis, ontogenetic structure, vitality structure, ecological factors, anthropogenic impact, ecosystem services.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у наукових фахових виданнях України

1. **Бондарєв М. А.**, Бондарєва Л. М. Морфометричні характеристики модельних особин *Potentilla reptans* L. у лучних та прибережних фітоценозах долини річки Сули як прояв екологічної пластичності та адаптивного потенціалу популяцій. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2026. 64(1). С. 65–73. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2026.1.7>.
2. **Бондарєв М. А.** Луки в системі наукового вивчення. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2025. 60(2). С. 20–28. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2025.2.3>.
3. **Бондарєв М. А.**, Скляр В. Г. Екологічна структура флори лікарських рослин заплавлених лук верхньої та середньої течії річки Сули. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2025. 61(3). С. 55–63. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2025.3.6>.
4. Бондарєва Л. М., Скляр В. Г., **Бондарєв М. А.** Динаміка вегетативної та генеративної сфери популяцій звіробою звичайного. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2023. 52(2). С. 3–8. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2023.2.1>.

Публікація у науковому періодичному виданні, проіндексованому у наукометричній базі Scopus

Bondarieva L., Skliar V., **Bondariev M.**, Roshchupkin A., Butenko S., Antal T., Toryanik V., Mikulina M., Kytaihora A., Prokofiev D. Ecological monitoring of medicinal plants populations under different ecological-cenotic and anthropogenic environmental conditions. Ecological Engineering & Environmental Technology. 2024. 25(8). P. 285–296. DOI: <https://doi.org/10.12912/27197050/190038>.

Тези наукових доповідей

1. **Bondariev M.**, Skliar V., Bondarieva L. Scientific basis for the rational use of natural resources and the conservation of ecosystem services in meadow and coastal ecosystems of the upper and middle courses of the Sula River. CONNECT_ED: Strategic Partnerships for Global Academic Engagement: proceedings of the International Scientific Conference, Sumy, June 2–5, 2026. Sumy: Sumy National Agrarian University, 2026. P. 51–52.

2. **Бондарєв М. А.** Сукцесійні зміни заплавних трав'янистих угруповань р. Сули. Гончарівські читання: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 96-річчю з дня народження доктора сільськогосподарських наук, професора Гончарова Миколи Дем'яновича, 23–24 травня 2025 р. Суми, 2025. С. 149–151.
3. **Бондарєв М. А.** Роль гідрологічного заказнику «Вовківці» у збереженні заплавних природних комплексів. Екологічні дослідження ХХІ ст.: проблематика та перспективи: збірник матеріалів Міжнародної конференції студентів та молодих учених, м. Суми, 10 червня 2024 р. Суми: Сумський національний аграрний університет, 2024. С. 62–65.
4. Бондарєва Л. М., **Бондарєв М. А.**, Попов І. Популяційні дослідження в контексті збереження біорізноманіття. Сучасний стан, проблеми та перспективи розвитку природничо-математичних наук та методик їх викладання: матеріали ІІ Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції, м. Глухів, 30–31 жовтня 2025 р. Глухів, 2025. С. 115–118.
5. **Бондарєв М. А.** Фітоіндикаційний підхід до оцінки факторів, що визначають популяційні показники лікарських рослин. Матеріали науково-практичної конференції викладачів, аспірантів та студентів Сумського НАУ, 17–21 листопада 2025 р. Суми, 2025. С. 55.
6. **Бондарєв М. А.** Сучасний стан, перспективи збереження та відновлення фіторізноманіття природних заплавних лук р. Сули. Матеріали Всеукраїнської наукової конференції студентів і аспірантів, присвяченої Міжнародному дню студента, 18–22 листопада 2024 р. Суми, 2024. С. 61.
7. **Бондарєв М. А.** Фіторізноманіття заплавних фітоценозів р. Сули. Об'єкти природно-заповідного фонду Сумщини: сучасний стан та шляхи збереження біорізноманіття: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції з нагоди 25-ї річниці національного природного парку «Деснянсько-Старогутський» – перлини Українського Полісся. Шостка, 2024. С. 18–20.
8. **Бондарєв М. А.** Популяційний аналіз у системі моніторингу ресурсів лікарської рослинної сировини. Матеріали науково-практичної конференції викладачів, аспірантів та студентів Сумського НАУ, 14–16 травня 2024 р. Суми, 2024. С. 40.
9. Бондарєва Л. М., **Бондарєв М. А.** Визначення якості та ідентифікація лікарської рослинної сировини на прикладі *Matricariae flos*. Гончарівські читання:

матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 94-річчю з дня народження доктора сільськогосподарських наук, професора Гончарова Миколи Дем'яновича, 25 травня 2023 р. Суми, 2023. С. 140–142.

10. Бондарєва Л. М., **Бондарєв М. А.** Макроскопічний аналіз лікарської рослинної сировини на прикладі *Filipendulae ulmariae herba*. Матеріали науково-практичної конференції викладачів, аспірантів та студентів Сумського НАУ, 25–28 квітня 2023 р. Суми, 2023. С. 22.
11. **Бондарєв М. А.**, Бондарєва Л. М. Особливості лучної флори заплав малих річок Північного Сходу України з метою їх охорони та раціонального використання. Проблеми збереження природних екосистем: збірник Всеукраїнської наукової конференції, присвяченої 95-річчю Природного заповідника «Михайлівська цілина». Суми, 2023. С. 86–89.

ЗМІСТ

ВСТУП.....	19
РОЗДІЛ 1 ЛУЧНІ ТА ПРИБЕРЕЖНІ ЕКОСИСТЕМИ, ПОПУЛЯЦІЇ ЛІКАРСЬКИХ РОСЛИН В СИСТЕМІ НАУКОВОГО ВИВЧЕННЯ.....	26
1.1. Історичні аспекти та сучасний стан дослідження лучних та прибережних екосистем	26
1.2. <i>Potentilla reptans</i> L. і <i>Potentilla anserina</i> L. в науковій літературі	33
1.2.1. Онтоморфогенез, біоморфологічні особливості та популяційна організація <i>P. reptans</i> і <i>P. anserina</i>	35
1.2.2. Лікарські властивості та фармакогностичний потенціал <i>P. reptans</i> і <i>P. anserina</i>	40
1.3. Засади раціонального використання лучних і прибережних екосистем	41
РОЗДІЛ 2. ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ.....	46
2.1. Характеристика регіону досліджень	46
2.1.1. Географічне положення та еколого-ценотична характеристика...	46
2.1.2. Кліматичні умови.	50
2.1.3. Ґрунтовий покрив.....	51
2.2. Біоморфологічна та еколого-ценотична характеристика досліджуваних видів рослин	52
2.3. Методики досліджень	57
2.3.1. Польові методи, флористичний і ценотичний аналіз.	57
2.3.2. Визначення антропогенного градієнта.	60
2.3.3. Методи популяційного аналізу.	62
2.3.4. Методичні підходи до обґрунтування напрямів раціонального природокористування лучними та прибережними екосистемами долини р. Сули.....	70
РОЗДІЛ 3. СТРУКТУРА ФЛОРИ ЛУЧНИХ ТА ПРИБЕРЕЖНИХ ЕКОСИСТЕМ ДОЛИНИ СУЛИ У МЕЖАХ СУМСЬКОЇ ОБЛАСТІ	74
3.1. Таксономічна структура флори.....	74
3.2. Біоморфологічна та географічна структура флори.....	78
3.3. Екологічна структура флори	81
3.3.1. Структура флори за чинником водного режиму ґрунту.	82
3.3.2. Структура флори за чинником змінності зволоження ґрунту.....	89
3.3.3. Структура флори за чинником вмісту нітрогену в ґрунті.	95
3.3.4. Структура флори за чинником вмісту солей в ґрунті.	102
3.3.5. Структура флори за чинником вмісту карбонатів в ґрунті.	108

3.3.6. Структура флори за чинником кислотності ґрунту.....	114
3.3.7. Структура флори за чинником аерованості ґрунту.	120
3.3.8. Структура флори за чинником терморезиму.	126
3.3.9. Структура флори за чинником омброрезиму.	132
3.3.10. Структура флори за чинником континентальності клімату.	137
3.3.11. Структура флори за чинником кріорезиму.	145
3.3.12. Структура флори за чинником освітленості.....	150
3.3.13. Узагальнення інформації про екологічну структуру флори.	155

РОЗДІЛ 4. ЕКОЛОГО-ЦЕНОТИЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА МІСЦЕЗРОСТАНЬ ПОПУЛЯЦІЙ МОДЕЛЬНИХ ВИДІВ..... 166

4.1. Фітоценотичний фон популяцій модельних видів на градієнтах антропогенного впливу.....	166
4.1.1. <i>Carex acuta</i> L. – <i>Festuca pratensis</i> Huds. + <i>Angelica sylvestris</i> L. (мінімальна рекреація, без сінокосіння).	166
4.1.2. <i>Poa pratensis</i> L. + <i>Festuca pratensis</i> Huds. – <i>Galium mollugo</i> L. (мінімальна рекреація, випадкове сінокосіння).	169
4.1.3. <i>Festuca pratensis</i> Huds. + <i>Centaurea jacea</i> L. – <i>Potentilla anserina</i> L. + <i>Potentilla reptans</i> L. (рекреація на верхній межі середнього рівня, регулярне сінокосіння).	170
4.1.4. <i>Poa annua</i> L. – <i>Potentilla anserina</i> L. + <i>Potentilla reptans</i> L. (надмірна рекреація, інтенсивне безсистемне сінокосіння).	173
4.1.5. <i>Festuca pratensis</i> Huds. – <i>Potentilla anserina</i> L. (локальний рекреаційно-транспортний вплив, механічне відчуження фітомаси).....	175
4.2. Синфітоіндикаційна оцінка екологічних умов досліджених місцезростань	178

РОЗДІЛ 5. МОРФООЗНАКИ РОСЛИН ТА ПОПУЛЯЦІЙ МОДЕЛЬНИХ ВИДІВ 181

5.1. Морфоознаки рослин та популяцій <i>Potentilla reptans</i> L.....	183
5.1.1. Морфотипові стратегії та модельні особини.	183
5.1.2. Індекс розподілу біомаси (BDI) автономних клональних модулів <i>P. reptans</i>	190
5.1.3. Вплив еколого-ценотичних чинників на морфоструктуру популяцій <i>P. reptans</i>	192
5.2. Морфоознаки рослин та популяцій <i>Potentilla anserina</i> L.	198
5.2.1. Морфотипові стратегії та модельні особини.	198
5.2.2. Індекс розподілу біомаси (BDI) автономних клональних модулів <i>P. anserina</i>	207
5.2.3. Вплив еколого-ценотичних чинників на морфоструктуру популяцій <i>P. anserina</i>	209

РОЗДІЛ 6. ОНТОГЕНЕТИЧНА ТА ВІТАЛІТЕТНА СТРУКТУРА ПОПУЛЯЦІЙ МОДЕЛЬНИХ ВИДІВ.....	216
6.1. Онтогенетична структура популяцій <i>Potentilla reptans</i> L. і <i>Potentilla anserina</i> L.	216
6.1.1. <i>P. reptans</i> . Онтогенетичні стани та морфогенез.	216
6.1.2. <i>P. anserina</i> . Онтогенетичні стани та морфогенез.	221
6.1.3. <i>P. reptans</i> . Онтогенетична структура популяцій.	228
6.1.4. <i>P. anserina</i> . Онтогенетична структура популяцій.	234
6.2. Віталітетна структура популяцій <i>Potentilla reptans</i> L. і <i>Potentilla anserina</i> L.	241
6.2.1. Реалізований алгоритм відбору ключових морфопараметрів, що детермінують віталітет.	241
6.2.2. Віталітетні спектри та індекс якості популяцій.	247
6.2.3. Вплив абіотичних умов на віталітет популяцій досліджуваних видів.	253
6.3. Комплексний популяційний аналіз модельних видів	256
РОЗДІЛ 7. ЗАСАДИ РАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ЛУЧНИМИ ТА ПРИБЕРЕЖНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ДОЛИНИ РІЧКИ СУЛИ.....	266
ВИСНОВКИ	295
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	299
ДОДАТКИ	321

ВСТУП

Обґрунтування вибору теми дослідження. Лучні та прибережні екосистеми Землі відіграють вагомую роль у збереженні біорізноманіття [122, 124, 131, 185, 198, 200, 203], підтриманні екологічної рівноваги та наданні екосистемних послуг [175]. Зокрема, луки є біомами, що пройшли тривалу еволюцію (особливо активну з карбонового періоду) [205] і за сучасними даними займають до 40% площі на суші та зустрічаються майже в усіх кліматичних зонах, крім полюсів, крайніх посушливих зон та найвищих гір [188]. Лучні та прибережні екосистеми виступають осередками високої видової насиченості, а також виконують функції природних біофільтрів, сприяють стабілізації гідрологічного режиму територій, регуляції поверхневого стоку та запобіганню ерозійним процесам [177].

Однак в останні десятиліття на планеті має місце стійка тенденція до зростання антропогенного навантаження на лучні та прибережні екосистеми [106, 116, 196, 204]. Це проявляється у трансформації природного гідрологічного режиму річкових долин унаслідок меліораційних заходів, регулювання стоку, осушення та зміни структури землекористування. Додатковими чинниками є розорювання заплавлених територій, інтенсивний випас худоби, що призводить до витоупування рослинного покриву та порушення ґрунтової структури, а також рекреаційне навантаження, пов'язане з неорганізованим відпочинком населення.

Зазначені негативні впливи та тенденції проявляються й у долині річки Сули та її приток, у межах яких сформовано різноманітні природні комплекси, у тому числі й широко репрезентовано лучні та прибережні екосистеми, що включають як звичайні, так і рідкісні види, а також лікарські рослини [26, 27, 29, 47, 89]. Останні мають не лише екологічне значення як складові природних фітоценозів, а й важливу господарську цінність, виконуючи індикаторну функцію, відображаючи стан екосистем та рівень антропогенного впливу.

З урахуванням зазначеного, актуальною науковою проблемою є здійснення поглиблених біолого-екологічних досліджень, спрямованих на встановлення провідних ознак флори лучних та прибережних екосистем долини Сули, та

з'ясування, для представлених у їхньому складі лікарських рослин, особливостей і закономірностей функціонування популяцій як реальної форми існування видів [42, 44, 222] та базових структур, що пов'язують між собою три рівні організації живого: генетичний, організмовий, ценотичний [100]. Такі дослідження є не лише внеском в актуалізацію й деталізацію інформації про характеристики фіторізноманіття, особливості його формування і функціонування у складі одних із найпоширеніших у долині р. Сули екосистем, які зазнають потужного впливу антропоресії, а й науковим базисом для ухвалення управлінських рішень, з урахуванням прагнення сучасного суспільства до сталого розвитку [82] та, відповідно, досягнення збалансування на державному та регіональному рівнях екологічних, економічних і соціальних інтересів.

Мета та завдання досліджень. *Мета роботи:* для лучних та прибережних екосистем долини річки Сули у межах Сумської області встановити провідні кількісні та якісні характеристики флористичного складу, з'ясувати особливості й закономірності функціонування популяцій модельних видів лікарських рослин та визначити провідні засади раціонального природокористування.

Завдання: з урахуванням визначеної мети досліджень, були сформовані наступні завдання роботи:

- визначити видовий склад флори лучних і прибережних екосистем долини річки Сули в межах Сумської області;
- проаналізувати таксономічну, біоморфологічну, географічну, екологічну структуру флори, виявити її раритетну фракцію та встановити частку лікарських рослин;
- оцінити екологічну диференціацію флори із застосуванням уніфікованих екошкал Я. П. Дідуха, визначити параметри екологічних ніш видів та рівень їх екологічної пластичності;
- встановити еколого-ценотичні особливості місцезростань популяцій модельних видів лікарських рослин (*Potentilla reptans* L. та *Potentilla anserina* L.) у лучних і прибережних екосистемах регіону досліджень;
- визначити морфометричні ознаки рослин у популяціях модельних видів,

встановити їх провідні морфоадаптивні стратегії та з'ясувати вплив екологічних чинників на формування морфометричних характеристик і реалізацію морфоадаптивних стратегій;

- встановити особливості проходження етапів онтогенезу рослинами *Potentilla reptans* і *P. anserina*;
- визначити онтогенетичну структуру популяцій модельних видів та проаналізувати її зміни під впливом екологічних чинників;
- визначити віталітетну структуру популяцій модельних видів та проаналізувати її зміни під впливом екологічних чинників;
- розробити науково обґрунтовані засади раціонального природокористування лучними та прибережними екосистемами регіону досліджень з урахуванням сучасних екологічних ризиків.

Об'єкт досліджень: флористична структура та популяційна організація лучних і прибережних екосистем долини річки Сули.

Предмет дослідження: структурні особливості флористичного складу лучних і прибережних екосистем долини річки Сули в межах Сумської області, стан популяцій модельних видів лікарських рослин та наукові засади забезпечення раціонального природокористування на екосистемному й популяційному рівнях.

Методи досліджень: загальнонаукові методи (аналіз, синтез, системний підхід), спеціальні методи (видова інвентаризація, структурно-флористичний аналіз, геоботанічні, синфітоіндикаційні, морфометричні, популяційні) та математико-статистичні методи.

Наукова новизна одержаних результатів полягає в тому, що в роботі уперше:

- проведено поглиблений структурний аналіз флористичного складу лучних і прибережних екосистем долини річки Сули в межах Сумської області шляхом поєднання класичних флористичних підходів із аналізом на основі уніфікованих екошкел Я.П. Дідуха;
- здійснено оцінку адаптаційного потенціалу флори лучних і прибережних екосистем досліджуваного регіону на основі показників відносної ширини

еконіші (RWN) та визначено групи видів із високими й низькими значеннями RWN, які, відповідно, характеризуються високою екологічною пластичністю та підвищеною вразливістю до трансформації довкілля;

- з'ясовано закономірності морфоструктурної організації популяцій *Potentilla reptans* і *P. anserina* вздовж еколого-ценотичного та антропогенного градієнтів, а також виявлені видові відмінності стратегії просторового освоєння середовища;
- запропоновано й апробовано індекс розподілу біомаси (BDI) як інтегральний показник просторової організації особин і оцінювання адаптивного стану популяцій вегетативно-рухливих лучних видів;
- сформульовано підхід до оцінювання адаптивного стану популяцій *Potentilla reptans* і *P. anserina* на основі системи найбільш інформативних морфопараметрів як індикаторів реалізації морфоструктурних стратегій;
- сформовано моделі базових онтогенетичних спектрів *Potentilla reptans* і *P. anserina* та встановлено закономірності зміни онтогенетичної структури їхніх популяцій за еколого-ценотичними і антропогенними градієнтами;
- встановлено закономірності формування віталітетної структури популяцій *Potentilla reptans* і *P. anserina* вздовж градієнта антропогенної трансформації лучних екосистем та визначено екологічні детермінанти формування віталітетної структури та якості популяцій, серед яких найбільший вплив мають кислотність ґрунту, терморежим, континентальність клімату та структура травостою;
- здійснено інтегральне узагальнення результатів комплексного популяційного аналізу *Potentilla reptans* і *P. anserina* та встановлено закономірності взаємозв'язку між ценотичною участю, морфоструктурною, онтогенетичною і віталітетною організацією популяцій, що дозволило визначити популяційний оптимум видів за помірного антропогенного навантаження та довести відсутність прямої відповідності між проєктивним покриттям виду і якістю його популяцій.
- розроблено й обґрунтовано систему принципів раціонального

природокористування лучними екосистемами регіону досліджень, які враховують й екологічні наслідки широкомасштабної війни.

В дисертації удосконалено:

- засади встановлення екологічних характеристик флори на основі використання екошкал Я.П. Дідуха, підвищено структурованість і чіткість алгоритмів аналізу, а також уточнено методику розрахунку одного з ключових показників – відносної ширини еконіші (RWN);
- підходи до визначення онтогенетичних станів *Potentilla reptans* і *P. anserina* шляхом уточнення їхніх діагностичних ознак.

В роботі набули подальшого розвитку:

- теоретичні й практичні засади використання результатів структурного аналізу флористичного складу екосистем і комплексного популяційного аналізу в оцінюванні екологічного стану лучних екосистем, прогнозування напрямів їх трансформації, обґрунтуванні заходів із охорони біорізноманіття та впровадженні раціонального природокористування;
- наукові підходи до використання популяційно-морфологічних показників як індикаторів екологічного стану лучних екосистем, що дало змогу обґрунтувати перспективність застосування *Potentilla reptans*, як індикатора кліматично зумовлених змін, а *Potentilla anserina* – індикатора трансформації ґрунтових умов і порушення рослинного покриву.

Практичне значення роботи. Практичне значення роботи полягає у розробленні науково обґрунтованих рекомендацій щодо раціонального природокористування лучними та прибережними екосистемами долини річки Сули з урахуванням принципів диференційованого управління, регламентованого використання фіторесурсів, збереження екологічної мозаїчності та охорони біорізноманіття. Отримані результати можуть бути використані органами місцевого самоврядування, природоохоронними установами, фахівцями у сфері екологічного планування, а також суб'єктами господарювання, діяльність яких пов'язана з оцінюванням, заготівлею або використанням лікарської рослинної сировини.

Результати дисертаційного дослідження впроваджено у практичну діяльність ТОВ «Сумифітофармація», де вони використовуються як інформаційно-аналітична основа для оцінювання екологічної доцільності заготівлі дикорослої рослинної сировини, уточнення природоохоронних обмежень її використання та формування підходів до раціонального використання фіторесурсів лучних і прибережних екосистем. Практичне значення мають, зокрема, дані щодо еколого-ценотичної приуроченості, проєктивного покриття, запасу надземної фітомаси та життєвого стану популяцій *Potentilla reptans* і *P. anserina* як перспективних ресурсно цінних видів (Додаток Б.1).

Матеріали дисертаційної роботи використовуються у навчальному процесі кафедри екології та ботаніки Сумського національного аграрного університету при викладанні таких дисциплін як: «Біологія», «Геоботаніка з основами популяційної екології», «Збалансоване природокористування», «Лікарські рослини та основи ресурсознавства», «Природно-ресурсний потенціал України: стан, природоохоронні аспекти, екосистемні послуги», «Методологія та організація наукових досліджень», «Раціональне використання, захист та охорона ландшафтів» (Додаток Б.2).

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Робота виконувалася згідно з планами науково-дослідної роботи кафедри екології та ботаніки Сумського національного аграрного університету та пов'язана з наступною науково-дослідною темою: «Інвентаризація біорізноманіття та комплексний популяційний аналіз рослинного покриву Північно-Східної України» (номер держреєстрації 0121U113245).

Особистий внесок здобувача. Дисертаційна робота є самостійним і завершеним науковим дослідженням автора, яким було визначено методичні та теоретичні засади роботи, здійснено збір польових матеріалів і їх опрацювання, проведено аналіз отриманих результатів та сформульовано відповідні висновки. Права співавторства та інтелектуальної власності у спільних публікаціях не порушені. За результатами досліджень, що увійшли до дисертаційної роботи та були оприлюднені у співавторстві, отримано свідоцтво № 119927 від

19.07.2023 року про реєстрацію авторського права на науковий твір (Додаток А).

Апробація результатів дисертації. Результати й основні положення дисертаційного дослідження доповідались, розглядалися й обговорювалися на 11 наукових заходах різного рівня, зокрема міжнародних, всеукраїнських та університетських наукових і науково-практичних конференціях: International Scientific Conference «CONNECT_ED: Strategic Partnerships for Global Academic Engagement» (Суми, 2026); Міжнародній науково-практичній конференції «Гончарівські читання» (Суми, 2023, 2025); Міжнародній конференції студентів та молодих учених «Екологічні дослідження XXI ст.: проблематика та перспективи» (Суми, 2024); II Всеукраїнській науково-практичній інтернет-конференції «Сучасний стан, проблеми та перспективи розвитку природничо-математичних наук та методик їх викладання» (Глухів, 2025); Всеукраїнській науковій конференції студентів і аспірантів, присвяченій Міжнародному дню студента (Суми, 2024); Всеукраїнській науково-практичній конференції «Об'єкти природно-заповідного фонду Сумщини: сучасний стан та шляхи збереження біорізноманіття» (Шостка, 2024); Всеукраїнській науковій конференції «Проблеми збереження природних екосистем» (Суми, 2023); науково-практичній конференції викладачів, аспірантів та студентів Сумського НАУ (Суми, 2023, 2024, 2025).

Публікації. За темою дисертації опубліковано 16 наукових праць: 1 статтю в журналі, який індексується в наукометричній базі Scopus, 4 статті в наукових фахових виданнях України (у т. ч. 1 – одноосібно) та 11 – у матеріалах наукових конференцій і семінарів (Додаток А).

Структура та обсяг роботи. Матеріали роботи викладено на 355 сторінках, з яких основний текст займає 245 сторінок. Дисертація складається зі вступу, семи розділів основної частини, висновків, списку використаних джерел та 9 додатків. Основна частина роботи містить 71 рисунок і 64 таблиці. У роботі цитується 222 літературні джерела, з них 118 – латиницею.

РОЗДІЛ 1

ЛУЧНІ ТА ПРИБЕРЕЖНІ ЕКОСИСТЕМИ, ПОПУЛЯЦІЇ ЛІКАРСЬКИХ РОСЛИН В СИСТЕМІ НАУКОВОГО ВИВЧЕННЯ

1.1. Історичні аспекти та сучасний стан дослідження лучних та прибережних екосистем

Реалізація екологічних принципів стратегії сталого розвитку, зокрема, збереження біорізноманіття, безпосередньо пов'язана з напрямком збереження та відновлення його рослинного компоненту [155, 145], тому цілком логічно, що значна частка еколого-біологічних досліджень традиційно присвячується саме вивченню різних типів рослинності [111, 213, 30, 91, 53]. При цьому значна увага приділяється лучним та прибережним екосистемам, які відіграють важливу роль у формуванні рослинного покриву в різних регіонах Землі [129, 134, 148, 177], аналогічні дослідження охопили і Україну [3, 6-9, 48, 55, 58, 69].

Лучні та прибережно-водні угруповання – це трав'янисті фітоценози відкритих ділянок заплавних, прирічкових і зволжених екотопів, структура й видовий склад яких визначаються поєднанням гідрологічного режиму, трофності ґрунтів, освітленості та антропогенного впливу. Лучні угруповання переважно пов'язані з мезофітними й гігромезофітними умовами та підтримуються сінокошінням чи помірним випасанням [66, 69], тоді як прибережно-водні формуються за умов підвищеного зволоження, періодичного затоплення або близького залягання ґрунтових вод. Основними характеристиками є: відсутність деревного ярусу, умови зволоження – від мезофільних до гідрофільних і розмежування певними елементами рельєфу [67]. Типові лучні ценозотворювачі – злаки та осоки; традиційно мають значну участь бобові і різнотрав'я [6]. Лучні та прибережно-водні фітоценози належать до інтразональної рослинності, тому займають значні площі в різних кліматичних зонах. З огляду на їх широку представленість, екологічну роль та низку важливих екосистемних функцій, вони вже давно є предметом детальних наукових досліджень [9, 106, 115].

До основних типів лук належать заплавні і материкові. Материкові поділяються на суходільні та низинні. Є також гірські та високогірні луки. В межах основних типів виділяється ще значна частка підтипів [91]. За походженням луки Центральної Європи поділяють на: 1) природні луки, що виникли під впливом умов навколишнього середовища та завдяки диким трав'янистим тваринам; 2) напівприродні пасовища, пов'язані з господарською діяльністю людини, що поступово формувались від початку землеробства; 3) поліпшені (інтенсивні) сінокоси та пасовища, що є результатом сучасного сільського господарства, заснованого на вирощуванні високопродуктивних кормових злаків та бобових. Досить велика частина лук України була утворена саме як вторинні угруповання на місці лісових чи болотних екосистем і найчастіше – як результат господарської діяльності людини [10].

За результатами останніх досліджень, у Центральній Європі природні степи, алювіальні та альпійські луки існували ще до початку землеробства (на початку неоліту, 5500 р. до н. е.); їхня площа була невелика, вони перемежались з лісами. За результатами палеонтологічного аналізу фрагментів *Arrhenatherum elatius* науковці дійшли висновку, що в культурному ландшафті середньовіччя існували численні напівприродні трав'янисті угруповання, що характеризувалися багатим видовим складом. Від початку розвитку сільського господарства до XVIII сторіччя пасовища та дикі пасовища слугували основною кормовою базою. З вісімнадцятого сторіччя у багатьох регіонах спостерігалось скорочення площ пасовищ та розширення площ сіножатей, чому сприяло використання великої рогатої худоби як тяглової сили для оранки й обробки землі. Для багатьох гірських регіонів немає жодних доказів масштабної вирубки лісів чи розширення лучних угідь до чотирнадцятого століття. Залежно від соціальної та економічної ситуації, луки перетворювалися на рілля (при інтенсифікації сільського господарства) або, навпаки, – орні землі перетворювалися на пасовища (наприклад, після зміни політичних режимів у комуністичних країнах у 1990-х роках). Оскільки луки є невід'ємною частиною культурного ландшафту [149], аналіз історичних аспектів формування лук і динаміки пасовищ завжди відображає розвиток суспільства та політичну ситуацію

в ньому. В Україні лучні угіддя займають приблизно 6,6 мільйона гектарів (табл. 1.1) або 17% сільськогосподарських земель. Вони різноманітні за флористичним складом, ценотичною структурою та едафотопом [28].

Таблиця 1.1

Площа кормових угідь України, тис. га

Зона	Усього с.-г. угідь	Природних кормових угідь	З них		У тому числі		
			сінокосів	пасовищ	суходільних*	низинних**	заплавних***
Полісся	7530	2289	1157	1132	148	876	626
Лісостеп	13680	1741	747	1001	556	196	760
Степ	18433	2564	123	2440	1774	130	499
Усього	39643	6594	2021	4573	2478	1202	1885

Примітка. Узагальнено за даними [28]. * Разом зі степовими; ** без низинних болотистих; *** великих, середніх і малих річок.

В Україні здавна приділяють значну увагу вивченню лук. Зокрема, лучну рослинність північно-східної України досліджували: Д. Я. Афанасьєв [7, 8], Ю. Р. Шеляг-Сосонко [100], Л. С. Балашов [9], В. А. Соломаха [92, 93], Л. М. Сипайлова [88] та багато інших науковців [3, 46, 58, 65, 89, 91, 102]. Геоботанічне дослідження заплави річки Сула на території Верхнесульського, Недригайлівського та Біловодського заказників було проведено К. К. Карпенко, В. О. Тюленевою та іншими у 1994 році [48], А. С. Родінка [86] зробив загальний опис фітоценозів долини річки Сули та провів фітоіндикацію їх гідрологічного режиму. І. В. Гончаренко у 2003 році [29] розробив класифікацію лучних угруповань для річок східної частини Сумської області. Луки Полтавської області також досліджуються досить тривалий час [38, 39, 56, 65]. Заплавні луки річки Псел досліджував І. М. Литвиненко [58], який виявив, що там переважають угруповання з домінуванням *Bromopsis inermis* (Leyss.) Holub, *Festuca rubra* L. та *Elymus repens* (L.) Gould. Загалом цей автор виявив 359 видів покритонасінних рослин на заплавних луках у середній течії річки Псел. У складі лучно-болотних угідь України описана значна кількість рідкісних і тих, що потребують охорони видів рослин [4]. В цьому аспекті саме екосистеми малих і середніх річок України перебувають в

особливо небезпечному стані [69, 70, 98].

Одним із поширених напрямів є вивчення загальних характеристик заплавної фітоценозів та їхніх екологічних характеристик. Наприклад, Т. Б. Нагірняк [180] зазначає, що лучні угруповання принципово відрізняються від інших природних (лісових, степових, пустельних, водних тощо) та, особливо, від агрофітоценозів. Дернина агрофітоценозу щорічно або відповідно до пасовищно-сінокісних сівозмін (раз на декілька років) порушується сільськогосподарською технікою, що використовується для обробітку ґрунту. Тому агрофітоценози зі зерновими або просапними культурами завжди схильні до поширення бур'янів. Природні фітоценози, на відміну від них, є закритими для поширення сегетальних видів через конкурентні взаємодії між популяціями рослин, що їх формують. Помічено, що конкуренція та розділення за екологічними нішами формують специфічну ярусність як надземну, так і підземну. На луках також формуються стійкі взаємопов'язані мікрогрупи видів, що призводить до мозаїчності покриття. Однак ця закономірність зазвичай асоціюється з видами бобових, які беруть активну участь в азотфіксації.

В наукових дослідженнях значна увага приділяється вивченню біологічних та екологічних властивостей саме злаків як ценозоутворювачів лучних угруповань [164, 113], де їхня частка може становити до 80 – 90 % [127]. Взагалі, флористичний склад травостою має важливе значення для якості і ступеня засвоєння корму жуйними тваринами [197, 113]. Надзвичайно важливими для забезпечення повноцінним кормом такі види злаків як: *Festuca pratensis* Huds., *F. arundinacea* Schreb., *Dactylis glomerata* L., *Phleum pratense* L., *Lolium perenne* L., *L. multiflorum* Lam., *Arrhenatherum elatius* (L.) Leyss. [208]. Зокрема, травосуміші, серед яких найбільший вміст *Dactylis glomerata* L. (понад 75%), демонструють високий вміст сирової клітковини (346,3 г/кг) та сухої речовини (909,7 г/кг) [112].

Важливою специфічною характеристикою лучних рослин є їхня здатність розвивати кореневу систему, адекватну зволоженню та родючості ґрунту. Взагалі, на формування лучних фітоценозів та накопичення в них біомаси суттєво впливають і абіотичні фактори, особливо едафотоп [73, 127]. Так, маса коренів

лучних трав коливається від 0,5 до 20 кг/м² і зазвичай у 2 – 3 рази перевищує надземну фітомасу. Здатність утворювати потужну кореневу систему спостерігається, перш за все, у видів-ценозоутворювачів, які найсуттєвіше здатні впливати на оточення - злаків та, певною мірою, бобових: *Phleum pratense* L., *Elymus repens* (L.) Gould, *Festuca pratensis* Huds., *Dactylis glomerata* L., *Trifolium pratense* L. Коренева система злаків та дводольних трав зосереджена переважно у верхньому шарі ґрунту (до 20 см), іноді вона поширюється на глибину 100 – 150 см. Для корневих систем характерні сезонні періоди більш інтенсивного росту – весна та осінь. Тривалість життя окремих коренів багаторічних рослин зазвичай становить 2 – 3 роки, але цей період може подовжуватися за стресових умов середовища [1, 83]. Багато лучних видів формують мікоризу [181].

Експериментальні дослідження [161] показали, що конкурентоспроможність представників роду *Deschampsia* знижується, тоді як конкурентоспроможність представників роду *Poa* зростає за 19% вологості ґрунту. Однак за 50% вологості ґрунту надземна фітомаса, ступінь кущення та фітомаса репродуктивних органів визначались насамперед умовами зволоження, тоді як конкуренція виявилась не такою значущою.

Аерація ґрунту також має велике значення для лучних видів. Експерименти показали, що оптимальний вміст повітря в ґрунті коливається в межах від 100 до 125 см³/дм³ ґрунту [156]. Погана аерація погіршує обмінну абсорбцію (поглинання мінеральних речовин) та уповільнює клітинне дихання, необхідне для забезпечення рослин енергією. Утворення купин у деяких видів злаків та осок на фоні посиленого формування аеренхіми в коренях часто розглядається як адаптація до низької аерації, що спостерігається в багатьох лучних і, особливо, прибережних видів [130].

Відповідно до відомих польових експериментів, мінеральні елементи живлення, головним чином нітроген, фосфор і калій, є вирішальними для нормального росту та розвитку трав'янистих рослин [127, 218] оскільки на сінокосах та пасовищах постійно відбувається втрата фітомаси, при чому це залежить не лише від кількості тварин, що випасаються, а від їх виду.

Дослідження поглинання та накопичення мінеральних елементів лучними видами, зокрема злаками й бобовими, свідчать про виражену видо- та родинно-специфічну залежність. Встановлено, що представники родини *Fabaceae* порівняно з *Poaceae* інтенсивніше накопичували Ca і Mg, а також мали вищий вміст Cu, Zn, Mn, Fe та Co. Натомість злаки характеризувалися нижчим накопиченням більшості зазначених елементів, але відносно вищим вмістом Na. За рівнем забезпеченості елементами в усіх досліджених рослинах, крім райграсу, спостерігався дефіцит Na, тоді як вміст Fe був достатнім. Бобові мали достатній рівень Mn і Co, на відміну від злаків, для яких був характерний дефіцит цих елементів. Для всіх рослин відзначено нестачу Cu і Zn. Загалом усі рослини мали надлишок Ca, K та Fe і нестачу P, Na, Zn та Cu [154].

На стан лучних рослин та фітоценозів впливає і співвідношення запасів N:P у ґрунті [55, 214]. Результатами цих досліджень показано, що зазначений показник мав подібний вплив на ріст двох видів, які, відповідно, були представниками родів *Alopecurus* та *Agrostis*, однак він демонстрував їхню різну конкурентоспроможність. Вид роду *Alopecurus* був сильнішим конкурентом за поглинання N, тоді як вид роду *Agrostis* був рівним або сильнішим конкурентом за поглинання P. Сильна конкурентна реакція *Alopecurus* за умов низького вмісту N:P була пов'язана з значною алокацією речовин у цього виду в кореневу біомасу та довжину кореня. Конкурентна реакція *Agrostis* за умови високого вмісту N:P була пов'язана з високою активністю кореневої фосфатази.

Крім того, різні типи надземної архітекτονіки, властиві лучним видам рослин, забезпечують їхнє використання різних позицій та екологічних ніш у вертикальному просторі травостою. Це сприяє ефективнішому поглинанню світла, зменшенню прямої конкуренції та підтриманню стабільного співіснування видів у лучних фітоценозах [105]. Екологічні особливості лучних трав значною мірою визначаються характером міжвидових взаємодій у фітоценозі. Одним із важливих механізмів такої взаємодії є симбіоз, який може сприяти формуванню тонких адаптивних зв'язків між видами та впливати на їхню здатність закріплюватися в угрупованнях. Зокрема, Таркінгтон і Харпер [210] на прикладі *Trifolium repens* L.

показали, що на луках можуть формуватися й підтримуватися окремі групи рослин, адаптовані до співіснування.

Взаємодія між лучними рослинами є складним поєднанням позитивних і негативних зав'язків, кінцевий результат якої значною мірою визначається екологічним контекстом середовища [121]. За умов співіснування видів у лучних фітоценозах між рослинами зберігається конкуренція за основні ресурси екотопу – насамперед світло, воду та мінеральні елементи [146, 201]. Водночас конкурентні відносини можуть поєднуватися з позитивними ефектами, зокрема у злаково-бобових угрупованнях. Так, під час вивчення суміші *Festuca eskia* (Ramond ex DC.) Litard., *Nardus stricta* L. та *Trifolium alpinum* L. було показано, що бобові порівняно з чистими травостоями позитивно впливали на біомасу та вміст азоту в злаках [169]. Однак за сумісного зростання обох злакових видів із *T. alpinum* позитивний ефект проявлявся лише для *F. eskia*, причому зменшувався зі збільшенням частки бобового компонента. Отже, взаємодії між азотфіксаторами та іншими видами є переважно видоспецифічними й істотно залежать від складу фітоценозу.

Лучні фітоценози знаходять під впливом значної антропопресії, що зумовлює підвищену увагу дослідників до впливу сінокосіння, випасання та заходів часткового поліпшення лук, зокрема удобрення й меліорації, на структуру та функціонування лучних угруповань [8, 10, 17, 18, 97]. У цьому контексті важливими є морфопараметри рослин, які визначають їхню стійкість до впливу порушень. Зокрема, розмір рослини та форма росту розглядаються як характеристики, що сприяють здатності потенційних домінантів переносити скошування й відновлюватися після нього [160].

На стані лучних екосистем також позначаються кліматичні зміни. Зокрема, для альпійських лук показано, що зумовлений потеплінням зсув видового складу в бік різнотрав'я та збільшення висоти рослин можуть посилювати здатність цих екосистем до поглинання і включення в кругообіг карбону [186]. Водночас за умов кліматичної мінливості стале сільське господарство потребує використання кормових видів із високим продукційним потенціалом, довговічністю та адаптованістю до локальних екологічних умов [112]. У цьому аспекті

перспективними є, зокрема, *Dactylis glomerata* L. і *Festuca arundinacea* Schreb., які характеризуються підвищеною посухостійкістю [189, 195].

Поряд із флористичними, ценотичними та продукційними аспектами значна увага традиційно приділяється вивченню закономірностей популяційного життя рослин [59, 43]. Це зумовлено тим, що саме структура й функціонування популяцій значною мірою визначають сталість видового складу, організацію фітоценозів, їхню продуктивність і, як наслідок, екосистемні послуги. Тому розуміння популяційних процесів має важливе значення і для ресурсознавства, оскільки дає змогу оцінювати стан, відновлювальну здатність та перспективи раціонального використання популяцій господарсько цінних видів, зокрема, кормових, медоносних, лікарських. Вивчення стану та закономірностей функціонування популяцій лучних рослин є одним із провідних напрямів досліджень сумської наукової школи популяційної екології рослин, засновником якої є Ю. А. Злобін.

У межах цього напрямку було досліджено лучні злаки й бобові [49], сегетальні види [212], рослини з лікарськими властивостями [15, 45, 109], а також рідкісні види [59].

1.2. *Potentilla reptans* L. і *Potentilla anserina* L. в науковій літературі

У контексті вивчення лучних і прибережних екосистем особливий інтерес становлять види з вираженою морфологічною та клональною пластичністю, здатні адаптуватися до абіотичних і антропогенних змін. До таких видів належать *Potentilla reptans* і *Potentilla anserina*, які є звичайними компонентами як природних, так і штучних місцезростань, як збережених, так і частково трансформованих, а також різного ступеня синантропізованих. Обидва види – багаторічні рослини, для яких характерне формування повзучих пагонів, укорінення у вузлах і просторове розростання клональних фрагментів [71]. Завдяки такій життєвій формі вони можуть підтримувати популяції в динамічних трав'яних угрупованнях, де структура рослинного покриву визначається не лише флористичним складом, а й режимом зволоження, освітленістю, щільністю

травостою та характером антропогенного впливу [176].

Сучасна та класична таксономія досліджуваних видів потребує уточнення. Назва *Potentilla reptans* L. відповідає як класичній, так і сучасній номенклатурі. Для *Potentilla anserina* L. сучасне трактування є дещо іншим: у наукових онлайн-базах даних: Plants of the World Online, Euro+Med PlantBase, World Flora Online [191, 140, 219] ця назва наведена як синонім *Argentina anserina* (L.) Rydb.

Обидва досліджувані види належать до евритопних: природний ареал *P. reptans* охоплює атлантично-макаронезійський сектор, значну частину Європи, Середземномор'я, Кавказько-Передньоазійський регіон, окремі райони Північної та Північно-Східної Африки, Центральну Азію та східноазійський фрагмент ареалу, зокрема Китай. Для *P. anserina* природний ареал є ще ширшим і охоплює помірні регіони північної півкулі з поширенням до північної Мексики. Його можна розглядати як голарктично-циркумтемператний: він включає більшу частину Європи, помірну та частково субарктичну Азію, Гренландію, значні території Північної Америки й південніші фрагменти ареалу до Північної Мексики [191].

Еколого-ценотична приуроченість обох видів має спільну основу, проте не є тотожною. Перший вид (*P. reptans*) пов'язаний із відкритими трав'яними місцезростаннями, зокрема з вторинними й антропогенно модифікованими фітоценозами. Угрупування з домінуванням *P. reptans* задокументовані в антропогенних оселищах Західної Словаччини [132]. У межах цих ценозів розрізнялися бідніші за видовим складом угруповання сухіших узбіч і насипів та флористично багатші фітоценози відносно вологих рудеральних місцезростань. За літературними даними, щодо екології другого виду (*P. anserina*), його розглядають як приуроченого до вологих піщаних місць, уздовж річок, на берегових ділянках, а також у порушених угрупованнях, на узбіччях і газонах [176]. Така амплітуда добре узгоджується з умовами заплавних і прибережних екосистем, для яких властиві гідрологічна мінливість, місцями – локальне оголення субстрату, мозаїчність травостою та періодичне механічне навантаження, часто – у вигляді рекреації.

Для уточнення зв'язку досліджуваних видів із трансформованими оселищами доцільно враховувати європейські індикаторні оцінки порушення рослинності.

Відповідно до досліджень [174], які враховували приуроченість видів до оселищ із різною частотою та інтенсивністю антропогенного впливу: скошування, пасовищний тиск, руйнування ґрунтового покриву, обидва види пов'язані з динамічними трав'яними угрупованнями, однак їхня еколого-ценотична приуроченість має різні акценти: *P. reptans* тяжіє до мезофітних і заплавно-лучних угруповань з відкритим або помірно трансформованим травостоєм, тоді як *P. anserina* більшою мірою асоціюється з гігромезофітними, прибережними, пасовищними й витоптуваними місцезростаннями з нестабільним режимом зволоження.

Отже, *P. reptans* і *P. anserina* є подібними за життєвою формою, але відрізняються за еколого-ценотичним положенням та антропогенною амплітудою місцезростань тому їх дослідження потребує переходу від загальної характеристики біотопічної приуроченості до аналізу внутрішньопопуляційної організації. Саме морфометрична, онтогенетична, та віталітетна структура дають змогу оцінити, як ці види реалізують адаптаційні стратегії, підтримують популяційну стійкість і реагують на особливості лучних та прибережних фітоценозів долини річки Сули [42, 44, 222].

1.2.1. Онтоморфогенез, біоморфологічні особливості та популяційна організація *P. reptans* і *P. anserina*. Популяційні дослідження обох видів потребують урахування їхньої клональної природи, оскільки просторове поширення *P. reptans* і *P. anserina* значною мірою пов'язане з формуванням повзучих пагонів із дочірніми розетками. Для таких рослин морфометричні параметри не обмежуються характеристикою розмірів окремої особини, а відображають функціональний стан автономного клонального фрагмента і, відповідно, здатність до утримання популяційного поля.

У сучасних дослідженнях клональні рослини розглядають як модульно організовані системи, представлені раметами, вегетативними органами просторового поширення та інтеграції (столонами) і бруньковим банком, що забезпечують пластичну реакцію на різноманітність умов середовища [51, 135–139, 159]. Для вегетативно рухливих видів особливого значення набувають показники

фітомаси, листкового апарату, довжини повзучих пагонів, кількості та розмірів дочірніх розеток, а також певною мірою – генеративної сфери, оскільки саме вони відображають співвідношення між підтриманням уже сформованих структур, просторовим освоєнням нових ділянок і репродукцією.

Морфолого-онтогенетичні особливості обох досліджуваних видів висвітлено в окремих працях Н. Р. Павлової [71, 72]. Зокрема, для *P. anserina* охарактеризовано життєву форму, пагоноутворення, сезонний розвиток столонів і формування дочірніх клонів, що забезпечують вегетативне розмноження. Для *P. reptans* автором проаналізовано вегетативну рухливість в онтоморфогенезі, а також роль бруньок і повзучих пагонів у просторовій організації. Сукупно ці праці створюють видоспецифічну основу для порівняльного аналізу клональної організації *P. reptans* і *P. anserina*. У публікаціях зазначається, що у *P. anserina* столони забезпечують горизонтальне розміщення дочірніх розеток, які з часом можуть переходити до відносної або повної автономності. У межах сезонного циклу розвиток столонів не є однотипним: вони відрізняються за часом формування, довжиною та участю у вегетативному відновленні. Тому для цього виду показники вегетативного поширення є важливими ознаками, що характеризують не лише морфологію рослини, а й її адаптивний потенціал.

Популяційні дослідження *P. anserina* у приморських лучних угрупованнях також свідчать про провідну роль вегетативного розмноження. Для цього виду показано, що дочірні рамети після відокремлення можуть швидше переходити до активного росту й репродукції, ніж особини насінневого походження, які, натомість, характеризуються тривалішим ювенільним періодом і вищою смертністю [136, 137]. Отже, у популяціях *P. anserina* співвідношення рамет чи автономних фрагментів клону різного функціонального стану може бути важливішим для оцінки поточного стану популяції, ніж сам факт наявності генеративних особин.

Для *P. reptans* клональна організація також є визначальною, однак у літературі більший акцент зроблено не лише на онтоморфогенезі, а й на пластичності ростових реакцій за різних умов середовища. У низці експериментальних

досліджень [206, 165, 217] показано, що цей вид здатний змінювати клональну архітектуру залежно від світлового режиму, механічного впливу, конкурентного оточення та просторової мозаїчності ресурсів. Такі властивості мають безпосереднє значення для інтерпретації стану популяцій виду в лучних та прибережних угрупованнях, де неоднорідність освітлення, висоти травостою, щільності інших видів і ступінь порушення можуть змінювати співвідношення вертикального росту, листкової продуктивності та горизонтального розростання.

Порівняльні дослідження двох вегетативно рухливих видів *Potentilla* свідчать, що подібність життєвої форми не означає тотожності адаптивних реакцій на дію екоциніків середовища. Це узгоджується із загальною відмінністю їхніх еколого-ценотичних стратегій. Наприклад, за умов світлового обмеження у *P. anserina* спостерігалось підтримання вже сформованих розеток за рахунок послаблення столоного росту й галузнення, тоді як у *P. reptans* світловий дефіцит проявлявся ширше – через перебудову ростових, онтогенетичних і алокаційних параметрів клональної системи [206].

Морфометрична мінливість *P. reptans* у літературі найчастіше розглядається крізь призму клональної пластичності, генотипової диференціації та реакції на щільність або неоднорідність середовища. Зокрема, встановлено генотипово зумовлений зв'язок між кількістю та середнім розміром клональних нащадків: збільшення числа дочірніх розеток може супроводжуватися зменшенням їхньої індивідуальної потужності. Це важливо для популяційної інтерпретації, оскільки висока інтенсивність вегетативного розростання не завжди тотожна високій якості популяційної структури. У густих травостоях у *P. reptans* також проявляється генотипова відмінність у реакції на конкуренцію, зокрема через зміну алокації речовин у черешки та листковий апарат [215, 216]. Отже, морфометричні ознаки цього виду відображають не тільки загальний рівень розвитку, а й спосіб просторового поширення клонального фрагмента в межах популяційного поля.

Морфометричні показники *P. anserina* частіше пов'язують із раметною організацією, вегетативним розмноженням і функціональною неоднорідністю парціальних кущів. У популяціях цього виду важливими є не лише розмір окремої

розетки, а й співвідношення рамет різного функціонального стану, здатність дочірніх розеток до автономізації та їхня участь у подальшому відновленні популяції. Дані про виживання, репродукцію й динаміку рамет свідчать, що популяційна сталість *P. anserina* значною мірою підтримується вегетативними одиницями, тоді як насіннєве розмноження має нижчу ефективність унаслідок повільнішого розвитку й вищої смертності сходів [136, 137]. Тому в морфометричному аналізі цього виду особливої ваги набувають ознаки, пов'язані із загальним розвитком розеток, асиміляційною поверхнею та вегетативним розростанням.

Порівняльні дослідження мінерального живлення двох видів показують, що їхня реакція на локальну якість субстрату може бути подібною за загальним напрямом, але відрізнятися за деталями пластичної відповіді. Обидва види здатні змінювати довжину міжвузлів залежно від ресурсного забезпечення, однак для *P. reptans* додатково показано чутливість до попереднього досвіду ресурсної неоднорідності, що демонструє наявність «просторової пам'яті» клональної системи [166]. Цей результат важливий для розуміння популяційної поведінки у часто мозаїчних за розподілом елементів живлення лучних і прибережних фітоценозах: подібна життєва форма не виключає різних механізмів використання ресурсного простору.

Онтогенетична структура популяцій у клональних видів має складнішу інтерпретацію, ніж у неклональних рослин, оскільки в межах популяції можуть співіснувати генетично пов'язані, але онтогенетично відмінні частини клону. Для *P. anserina* у літературі краще представлені дані саме про раметну структуру: дочірні рамети можуть швидко включатися в ріст і репродуктивні процеси після відокремлення, тоді як сходи проходять триваліший період розвитку [139]. Окрім того, клональна інтеграція підвищує виживання й продуктивність фрагментів *P. anserina* за фізичного порушення, зокрема за часткового засипання субстратом, що підтверджує значення зв'язків між частинами клону для підтримання популяцій у нестабільних екотопах [220].

Що стосується *P. reptans*, то накопичено значний масив експериментальних

даних щодо морфометричної й функціональної реакції на умови середовища. Зміни світлового режиму, механічний стрес, конкуренція та трофічна неоднорідність можуть перебудовувати співвідношення між вертикальним ростом, листовим апаратом, столоним розростанням, кореневим живленням та генеративною активністю [165, 217, 147]. У популяційному аспекті це означає, що стан *P. reptans* доцільно оцінювати не лише через вікову належність фрагментів, а й через функціональні параметри, які відображають поточну архітектуру клону та його реакцію на структуру травостою.

Віталітетний аналіз у цьому контексті є узагальнювальним етапом, що дозволяє інтегрувати морфометричну різноманітність у характеристику якості популяції. Співвідношення особин або автономних клональних фрагментів різного життєвого стану відображає не лише поточну потужність популяції, а й її потенційну стійкість за наявних умов середовища [222]. Для клональних видів біологічно обґрунтований відбір діагностичних ознак віталітету має бути видоспецифічним: у *P. anserina* вони мають репрезентувати загальний розвиток, листовий апарат і вегетативне відновлення, тоді як у *P. reptans* – загальну фітомасу, просторове освоєння та співвідношення вегетативної і генеративної активності. Саме тому проєктивне покриття або чисельність пагонів не може замінити віталітетну оцінку, оскільки вони характеризують участь виду в угрупованні, але не розкривають якості його внутрішньопопуляційної структури.

В цілому, для *P. reptans* і *P. anserina* накопичено значний обсяг відомостей щодо окремих аспектів вегетативного розмноження, морфометричної мінливості та реакції на неоднорідність умов середовища. Водночас ці дані представлені нерівномірно: для *P. anserina* краще висвітлено раметну структуру, роль дочірніх розеток у вегетативному розмноженні та вегетативному відновленні популяцій, тоді як для *P. reptans* – морфометричну пластичність, генотипову диференціацію, реакцію на конкурентне оточення, затінення, механічний вплив і неоднорідність ресурсного забезпечення. Недостатньо висвітленими залишаються комплексні порівняльні дослідження, у яких обидва види аналізуються в єдиній системі показників: флористичний фон – еколого-ценотичні умови – морфометрична

структура – онтогенетичний стан – віталітетна структура популяцій. Саме такий підхід є важливим для лучних і прибережних екосистем долини річки Сули, де обидва види широко представлені в межах різних трав'янистих угруповань. Популяційний аналіз, своєю чергою, може слугувати важливим підґрунтям для оцінки сировинного потенціалу обох видів з урахуванням засад раціонального природокористування.

1.2.2. Лікарські властивості та фармакогностичний потенціал *P. reptans* і *P. anserina*. Попри тривале використання представників роду *Potentilla* у народній і традиційній медицині, *P. reptans* і *P. anserina* не належать до офіційних видів лікарської рослинної сировини за Державною фармакопеєю України та Європейською фармакопеєю [32, 143]. Водночас обидва види доцільно розглядати як фармакогностично перспективні, оскільки для них накопичено значний масив даних щодо хімічного складу, біологічної активності та можливості подальшої стандартизації сировини.

Наявні дослідження охоплюють як підземну, так і надземну частини досліджуваних видів. Для *P. reptans* сучасні дослідження підтверджують наявність у коренях фенольних сполук, флавоноїдів, дубильних речовин і тритерпеноїдів, з якими пов'язують антиоксидантну, протизапальну, фермент-інгібуючу та кардіопротекторну активність екстрактів [207, 209]. Надземна частина – трава (*Herba*) – також становить інтерес як джерело біологічно активних речовин: для її екстрактів встановлено антибактеріальну, цитотоксичну й антиоксидантну активність [192].

Дослідження *P. anserina* найбільшою мірою стосуються надземної частини, для якої встановлено складний фітохімічний профіль, зокрема наявність фенольних сполук, флавоноїдів, еллаготанінів, органічних кислот та інших груп вторинних метаболітів [184]. Узагальнені фармакологічні дані свідчать про зв'язок цих груп сполук з антиоксидантною, протизапальною, антимікробною та гастропротекторною активністю. Такі дослідження мають значення для майбутньої розробки стандартів якості, однак сам факт фармакогностичного вивчення не змінює поточний неофіційний статус *P. reptans* і *P. anserina*.

Отже, обидва види мають підтверджений фармакогностичний потенціал як перспективні лікарські рослини, проте їхня сировинна перспективність має оцінюватися також і в екологічному контексті. Використання трави (*herba*) і підземних органів (*radix*, *rhizoma*) має різні наслідки для популяцій: регламентоване вилучення надземної частини за сприятливих умов може поєднуватися з подальшим відновленням рослин, тоді як заготівля коренів і кореневищ істотно впливає на життєздатність особин і збереження популяційної стійкості. З огляду на це, оцінка сировинного потенціалу *P. reptans* і *P. anserina* має враховувати: запас фітомаси, життєвий стан популяцій, тип фітоценозу та екологічну безпечність місцезростань [142, 144], оскільки з практичної точки зору важливим є й обмеження місць можливої заготівлі. Саме тому лікарська перспективність *P. reptans* і *P. anserina* має розглядатися не ізольовано, а в системі оцінки стану їхніх популяцій і засад раціонального використання лучних та прибережних екосистем.

1.3. Засади раціонального використання лучних і прибережних екосистем

Основною метою впровадження системи раціонального використання лучних і прибережних екосистем є збереження їхніх ключових структурно-функціональних характеристик та екосистемних послуг: продукування первинної органічної речовини в ланцюгах живлення, формування оселищ для багатьох видів тварин, стабілізація ґрунтового покриву й збереження екологічної цілісності ландшафту [89, 90]. Прибережні екосистеми мають ще й виражене водорегуляторне значення: рослинність заплав і берегових смуг впливає на фільтрацію поверхневого і дренажного стоку, стабілізацію берегів та підтримання зв'язків між наземними й водними компонентами річкової системи [141].

Особливість лучних екосистем полягає в тому, що їх збереження зазвичай не може бути забезпечено повним вилученням господарського впливу. Для багатьох напівприродних лук помірне сінокосіння або регульоване випасання є чинниками

підтримання архітекtonіки травостою, обмеження заростання деревно-чагарниковою рослинністю та збереження видового різноманіття. Водночас як інтенсифікація використання, так і тривала його відсутність можуть призводити до спрощення структури фітоценозів, зміни співвідношення еколого-ценотичних груп і втрати типових лучних видів [107, 108]. Отже, раціональне використання лук має спиратися не на універсальну схему, а на адаптивний режим менеджменту, який враховує тип угруповання, рівень зволоження, продуктивність, антропогенне навантаження й природоохоронну цінність ділянки.

В українському контексті питання раціонального використання природних кормових угідь традиційно розглядається у зв'язку з розвитком луківництва, кормовиробництва, відновленням продуктивності травостоїв і підтриманням їхнього флористичного складу. Зокрема, для Лісостепу України важливе значення мають дослідження флори, рослинності, динаміки та оптимізації природних кормових угідь, у яких обґрунтовано необхідність диференційованих режимів використання з урахуванням антропогенних змін рослинного покриву [20, 69]. У цьому ж напрямі розглядаються стан і основні завдання прикладного луківництва в Україні: підвищення продуктивності лучних угідь, удосконалення способів їх поліпшення та відновлення [28]. Водночас сучасний екологічний підхід потребує, щоб ці завдання оцінювалися не лише за господарськими показниками, а й за впливом на біорізноманіття, стійкість фітоценозів у цілому і структурно-функціональну організацію їх травостою насамперед. Саме тому ефективність агротехнічних заходів у самовідновлювальних лучних екосистемах Лісостепу доцільно аналізувати не лише за рівнем продуктивності, а й за змінами екобіоморфної структури, яка відображає функціональну перебудову угруповання [10, 57, 12].

Для долин малих і середніх річок раціональне природокористування має також враховувати й просторову цілісність заплавного комплексу. Лучні та прибережні фітоценози в межах річкових долин формують мозаїку оселищ, що відрізняються режимом зволоження, механічним впливом, інтенсивністю рекреації та ступенем трансформації травостою. Саме тому оптимізація стану долинних

ландшафтів має базуватися на комплексному підході з урахуванням взаємозв'язку руслових, заплавних, лучних і прибережних компонентів [66]. У регіональному контексті важливими є дослідження флористичної й екологічної структури лук Роменсько-Полтавського геоботанічного округу, а також матеріали щодо змін фіторізноманіття заплавних лук річки Сули, які показують високу екологічну неоднорідність таких угруповань і потребу в диференційованому підході до їх використання [39, 38].

Окремим аспектом раціонального природокористування є оцінка ресурсів лікарської рослинної сировини. Для дикорослих лікарських рослин важливо розрізняти загальну наявність виду в угрупованні, урожайність сировини, біологічний запас, експлуатаційний запас і допустимий обсяг заготівлі. Методичні підходи до обліку ресурсів лікарських рослин передбачають визначення запасів сировини з урахуванням площі заростей, щільності або проєктивного покриття виду, маси сировинної частини рослини та можливості її відновлення після вилучення [50, 60]. У сучасних дослідженнях потенціал лікарських рослин також оцінюють через поєднання флороценотичного аналізу, рясності, виходу сировини та біологічного запасу в різних типах угруповань [33].

Для *Potentilla reptans* і *Potentilla anserina* такий підхід є особливо важливим, оскільки фармакогностична перспективність та широка представленість цих видів у різних типах заплавних угруповань не означають автоматичної припустимості ненормованості їх заготівлі. Оцінка сировинного потенціалу має враховувати, яка саме частина рослини розглядається як сировина: вилучення трави за регламентованого режиму може бути менш руйнівним, тоді як заготівля коренів і кореневищ безпосередньо впливає на життєздатність особин і стійкість популяцій. Тому для досліджуваних видів принципове значення мають запас фітомаси, життєвий стан популяцій, тип фітоценозу, ступінь антропогенного навантаження та екологічна безпечність місцезростань [142, 144].

Практичні обмеження заготівлі мають стосуватися не лише кількості сировини, а й якості середовища, у якому вона формується. Придорожні, урбанізовані, промислово забруднені або надмірно рекреаційно навантажені

ділянки не можуть розглядатися як придатні для збирання лікарської сировини, навіть якщо види там утворюють значне проєктивне покриття. За таких умов зростає ризик накопичення пилу, важких металів та інших забруднювачів, а самі популяції можуть перебувати в стані антропогенно зумовленої трансформації. Відповідно, висока участь виду в травостої не завжди є показником якісного сировинного ресурсу.

У цьому контексті популяції *P. reptans* і *P. anserina* мають подвійне значення: як потенційне джерело лікарської рослинної сировини та як індикатори трансформації лучних і прибережних фітоценозів. Їхня приуроченість до відкритих, динамічних і частково порушених місцезростань дає змогу використовувати стан популяцій для оцінки структурних змін травостою, рівня рекреаційного або господарського навантаження та ступеня збереженості фітоценозу. Саме тому раціональне використання таких екосистем має спиратися на комплексну оцінку: флористичний склад, популяційний стан ключових видів, запас сировинної фітомаси, екологічну безпечність місцезростань і роль угруповань у підтриманні екосистемних послуг [21].

Висновки за розділом 1

Аналіз наукових джерел засвідчив, що лучні та прибережні екосистеми є важливими об'єктами флористичних, геоботанічних, еколого-ценотичних, ресурсних і соціологічних досліджень. У літературі достатньо повно висвітлено їхнє типологічне різноманіття, видовий склад, екологічні умови формування та реакцію на антропогенний вплив. Водночас сучасна оцінка стану таких екосистем потребує посилення популяційного підходу, оскільки саме структура й функціонування популяцій відображають реакцію видів на зміну умов середовища та можуть бути використані для обґрунтування раціонального природокористування.

Узагальнення літературних даних свідчить, що *Potentilla reptans* і *P. anserina* є близькими за життєвою формою вегетативно рухливими столононосними видами, однак певною мірою відрізняються за еколого-ценотичною приуроченістю та

механізмами підтримання популяцій. Наявні відомості про біоморфологію, клональну організацію та реакції цих видів на неоднорідність середовища є важливою основою для подальшого аналізу, але недостатньо розкривають їхній стан у комплексі морфометричних, онтогенетичних і віталітетних характеристик.

Обидва досліджувані види мають підтверджений фармакогностичний потенціал, однак не належать до офіційних видів лікарської рослинної сировини. Наявність біологічно активних речовин і встановлені фармакологічні ефекти засвідчують перспективність їх подальшого вивчення, проте практична можливість використання цих видів як сировинного ресурсу має оцінюватися також за станом популяцій, запасом сировиноутворюючих структур рослин, типом фітоценозу та екологічною безпечністю місцезростань.

Рациональне використання лучних і прибережних екосистем потребує диференційованого підходу, який враховує їхню флористичну структуру, еколого-ценотичні умови, рівень антропогенної трансформації та популяційний стан ресурсноцінних видів. Отже, аналіз наукової літератури обґрунтовує доцільність комплексного дослідження флори, популяцій модельних видів і засад раціонального природокористування в долині річки Сули.

За матеріалами розділу опубліковано статтю [14] у фаховому виданні категорії «Б» та тези конференцій [18, 21].

РОЗДІЛ 2

ОБ'ЄКТИ ТА МЕТОДИКИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Об'єкт дослідження: флористична структура та популяційна організація лучних і прибережних екосистем долини річки Сули.

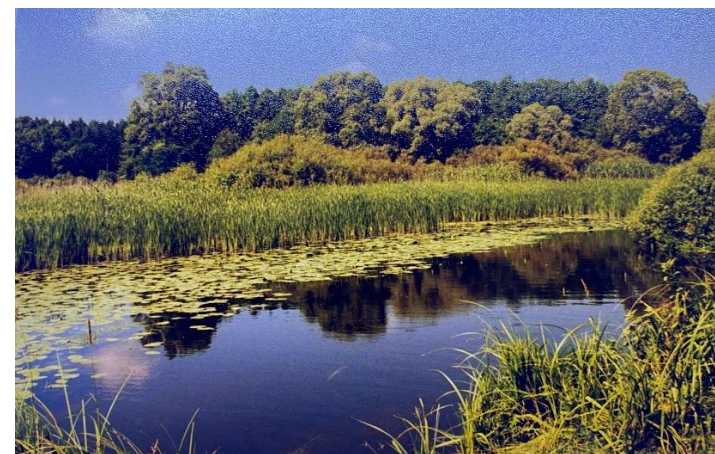
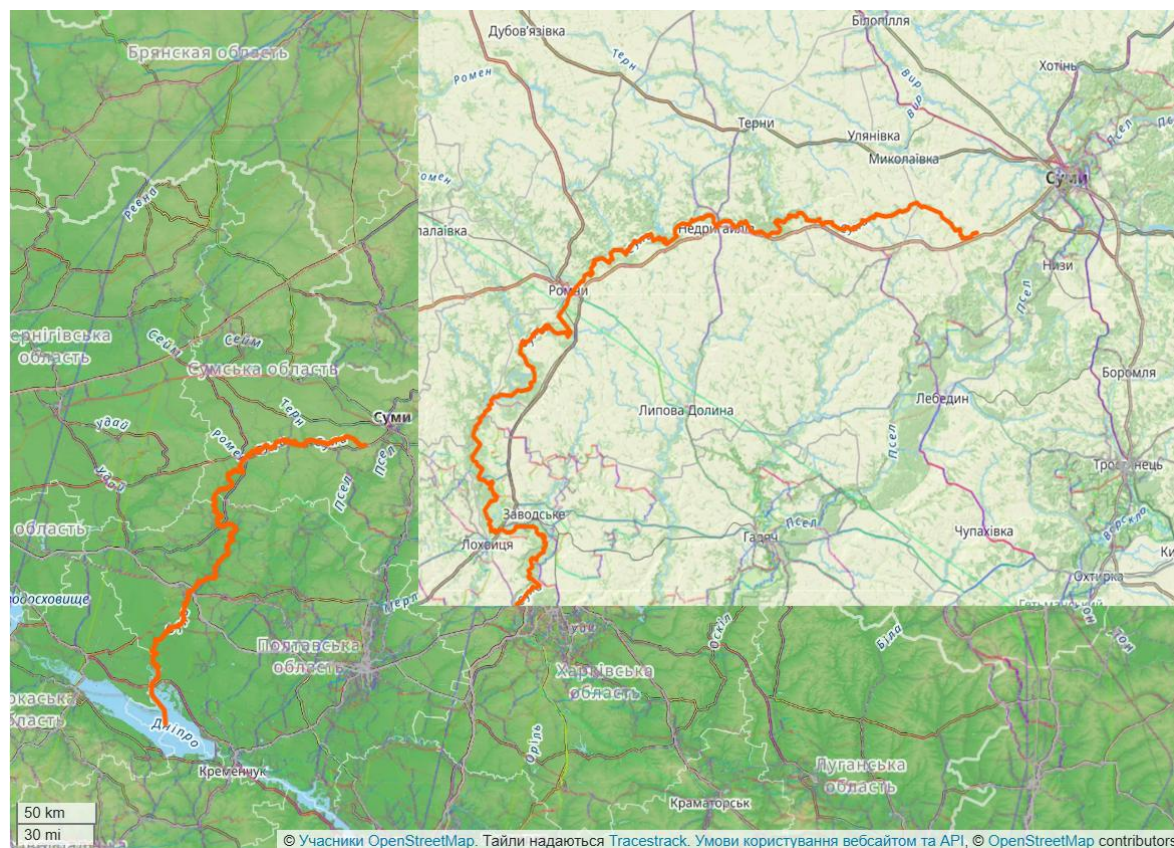
Предмет дослідження – аналіз структури флористичного складу лучних та прибережних екосистем долини річки Сули у межах Сумської області, оцінка стану популяцій модельних видів лікарських рослин та наукові засади забезпечення раціонального природокористування на екосистемному та популяційному рівнях.

2.1. Характеристика регіону досліджень

2.1.1. Географічне положення та еколого-ценотична характеристика. Дослідженням були охоплено лучні та прибережні трав'янисті угруповання, розташовані в долині р. Сули (рис. 2.1), лівої притоки Дніпра, у межах Сумської області – від верхів'я річки до межі з Полтавською областю.

Територія належить до лісостепової зони північно-східної частини Лівобережної України й у фізико-географічному відношенні пов'язана з Лівобережно-Дніпровською низовинною лісостеповою провінцією. Дослідні ділянки репрезентують лучні та прибережні екосистеми верхньої й частково середньої течії р. Сули.

Трав'янисті угруповання долини р. Сули в межах регіону досліджень характеризуються еколого-ценотичною неоднорідністю, зумовленою положенням ділянок у річковій долині, рівнем зволоження, особливостями ґрунтового покриву та ступенем антропогенного впливу. Вони охоплюють заплавні, прибережно-лучні, притерасні, схиліві та суходільно-лучні фітоценози, що формують загальний флористичний фон долини, проаналізований у відповідному розділі роботи. Водночас акцент в популяційній частині нашого дослідження мали заплавні й прибережно-лучні угруповання, оскільки саме з ними екологічно пов'язані *Potentilla reptans* і *P. anserina* як види відкритих, достатньо зволжених або



2001 рік



2025 рік

Рис. 2.1. Розташування регіону досліджень у долині р. Сули² та порівняльний вигляд фрагмента русла річки у 2001 і 2025 рр³. Координати точки фотофіксації: 50.80146, 33.61988

² Джерело картографічної основи – © [OpenStreetMap contributors, Open Database License \(ODbL\)](#).

³ Фото: 2001 рік – © Микола БАШТОВИЙ; 2025 – © Максим БОНДАРЄВ

періодично порушуваних трав'янистих місцезростань [132; 174; 176].

У заплавної частині долини екологічна диференціація лучної рослинності визначається співвідношенням прируслових, центрально-заплавних і притерасних ділянок. За класичною типологією природних лук України та сучасними підходами до класифікації заплавних лучних екосистем тут доцільно розрізняти справжні луки – *Prata genuina* (PG), остепнені луки – *Prata substepposa* (PS), болотисті луки – *Prata paludosa* (PP), торф'янисті луки – *Prata turfosa* (PT) та засолені луки – *Prata salina* (PSal), поширення яких залежить від мікрорельєфу, дренажності, рівня ґрунтових вод і характеру ґрунтового покриву [7; 9; 64].

У прирусловій і центральній частинах заплави, де дренаж виражений краще, переважають незасолені лучні угруповання. Справжні луки (рис. 2.2., А) пов'язані переважно з центральною частиною заплави та формуються за умов свіжого або вологого зволоження на дернових, лучно-дернових і лучних ґрунтах. На підвищених елементах рельєфу трапляються остепнені луки, тоді як у зниженнях поширені болотисті луки (рис. 2.2, Б), пов'язані з тривалим перезволоженням, оглеєними та торф'янистими ґрунтами. Торф'янисті луки приурочені переважно до притерасних знижень, де надмірне зволоження підтримується близьким заляганням ґрунтових вод.

Засолені луки не є типовими для досліджуваної частини долини Сули. Їхній розвиток більш характерний для нижньої течії річки, де умови водно-сольового режиму сприяють формуванню солонцюватих і засолених ґрунтів. У межах верхньої та середньої течії такі ділянки трапляються лише локально, як окремі вкраплення у складі інших типів трав'янистих угруповань, тому не визначають загальний едафічний фон і структуру рослинного покриву дослідних ділянок.

Сучасний стан трав'янистих угруповань долини Сули визначається не лише гідрологічним градієнтом, а й характером антропогенної трансформації. У заплавних і прибережно-лучних фітоценозах, де зосереджені популяції досліджуваних видів, провідне значення має рекреаційне навантаження, що



А



Б

Рис. 2.2. Типові справжня (А) та болотиста (Б) луки в заплаві р. Сули⁴

проявляється через витоптування, ущільнення ґрунту, зниження висоти травостою, локальне розрідження рослинного покриву та формування стежкової мережі й ґрунтових доріг із специфічними едафічними умовами. Тому для інтерпретації структури таких угруповань доцільно поєднувати класифікацію за умовами зволоження з оцінкою рівня рекреаційної трансформації, оскільки саме взаємодія едафічних, гідрологічних і антропогенних чинників визначає сучасний стан рослинного покриву долини річки Сули та її приток [27, 37, 38].

⁴ Тут і далі в розділі ілюстрації, для яких у підписах не наведено посилання на джерело або не зазначено іншого автора, є авторськими фотографіями здобувача.

2.1.2. Кліматичні умови. Клімат регіону досліджень характеризується як помірно континентальний, з достатнім тепло- та вологозабезпеченням, що сприяє формуванню повного спектра прибережно-лучних угруповань. За багаторічними агрокліматичними даними річна кількість опадів становить близько 540 – 560 мм, значна їх частина припадає на теплий період року, а гідротермічний коефіцієнт теплої частини року перебуває в межах 1,1 – 1,2. Середня річна температура повітря становить $+7,7^{\circ}\text{C}$, а середня річна кількість опадів – 556 мм, що загалом узгоджується з агрокліматичною характеристикою регіону [36, 70].

Водночас сучасні кліматичні тенденції свідчать про посилення термічної та гідрологічної мінливості. Упродовж 1992 – 2022 рр. у регіоні зафіксовано підвищення середньорічної температури на $+0,8^{\circ}\text{C}$, зростання максимальних і середньомісячних температур у теплий і холодний періоди року, збільшення кількості спекотних днів та зміну сезонного розподілу опадів зі зменшенням їх кількості влітку й збільшенням узимку. У 2021 р. річна сума опадів у різних пунктах спостереження в межах області становила від 462 до 847 мм, що відповідало 87 – 135 % річної кліматичної норми. Водночас під час весняного водопілля річки області не виходили на заплаву, що є важливим показником обмеженого весняного зволоження заплавних екосистем [70, 84].

Дані останніх років додатково підкреслюють кліматичні ризики для лучних і прибережних екосистем долини Сули. У 2024 р. на Сумщині було зафіксовано рекордно теплий рік із дефіцитом опадів, тоді як 2025 р. характеризувався більшою сумою опадів, але й вищою частотою небезпечних метеорологічних явищ. На початку березня 2025 р. у Сумській області також відзначалися одні з найнижчих в Україні мінімальних температур повітря – до $-10...-16^{\circ}\text{C}$ [96].

Отже, для регіону досліджень важливим є зростання контрастності погодних умов: поєднання літнього дефіциту вологи, нерівномірних опадів, нестабільного весняного водопілля та різких температурних коливань. Такі чинники можуть впливати на водний режим заплавних ділянок, продуктивність травостою, мозаїчність рослинного покриву та життєвий стан популяцій видів, пов'язаних із лучними та прибережними екотопами.

2.1.3. Ґрунтовий покрив. Дослідні ділянки розташовані в долини р. Сули, де на вододільних і схилових поверхнях поширені чорноземні ґрунти, а в заплавах формуються інтразональні ґрунтові комплекси. На підвищених елементах рельєфу чорноземи приурочені переважно до лесових легко- і середньосуглинистих порід, тоді як ґрунтові умови заплави характеризуються алювіальними відкладами, близьким заляганням ґрунтових вод і періодичним перезволоженням [36, 63]. Для заплави р. Сули характерна ґрунтова мозаїчність: у прирусловій частині ґрунтоутворення відбувається за участю піщаного алювію, у центральній частині переважають дерново-глейові та лучно-глейові ґрунти суглинистого складу, а в притерасних зниженнях за умов тривалого надмірного зволоження формуються торф'янисто-глейові й лучно-болотні ґрунти.

Близьке залягання ґрунтових вод у заплаві сприяє розвитку процесів оглеєння, ознаки яких зазвичай простежуються з глибини близько 40-60 см; для лучно-глейових і дерново-глейових ґрунтів цих ділянок також характерні нейтральна або слабколужна реакція ґрунтового розчину та підвищений вміст гумусу. Ознаки засолення в долині р. Сули мають нерівномірний просторовий прояв: вони більш властиві нижній течії, тоді як у межах верхньої та середньої течії трапляються локально й не формують провідного едафічного фону досліджуваних лучних угруповань. На схилах річкової долини поширені зональні ґрунти з різним ступенем змитості, що посилює контрастність умов між схиловими, центрально-заплавними та притерасними ділянками.

Сучасний стан ґрунтового покриву регіону ускладнюється антропогенними чинниками. Для Сумської області серед основних ризиків зазначають деградацію земель, ерозійні процеси, дегуміфікацію, ущільнення, забруднення ґрунтів, порушення гідрологічного режиму та скорочення площ природних сінокісних і пасовищних угідь [84, 85]. Особливо важливою проблемою для долини р. Сули є розораність заплави, яка посилює загрози як для заплавних фітоценозів, так і для водотоку. Перетворення заплавних ділянок на орні землі зменшує воднорегулюючу й фільтраційну роль заплави, посилює поверхневий стік, сприяє ерозії, замуленню русла та надходженню забруднюючих речовин у водну екосистему. Тому

збереження природних і напівприродних лучних угруповань у заплаві є важливою умовою підтримання ґрунтової стабільності, водорегуляторної функції долини та біорізноманіття прибережних екосистем [81].

2.2. Біоморфологічна та еколого-ценотична характеристика досліджуваних видів рослин

Вибір *Potentilla reptans* L. і *Potentilla anserina* L як об'єктів дослідження зумовлений поєднанням їхньої біоморфологічної подібності та відмінностей у реалізації адаптаційних стратегій до екоценотичних та антропогенних умов. Обидва види є багаторічними трав'янистими рослинами, здатними до вегетативного розмноження за участю повзучих пагонів, що забезпечує їх просторове поширення й підтримання популяцій у динамічних трав'янистих угрупованнях. Водночас подібність життєвої форми не означає тотожності їхньої екологічної поведінки: види можуть траплятися в близьких еколого-антропогенних умовах, однак не завжди займають однакове ценотичне положення й по-різному реагують на зволоження, щільність травостою та порушення рослинного покриву [132, 174, 176].

У межах регіону досліджень ці види поширені в заплавах лучних та прибережних екотопах, де поєднуються сезонні коливання водного режиму, мозаїчність травостою, ґрунтового покриву та різний рівень рекреаційного навантаження. Для *P. reptans* більш характерною є участь у мезофітних і гігромезофітних лучних угрупованнях із розрідженим або частково трансформованим травостоєм, тоді як *P. anserina* частіше пов'язана з вологішими, прибережними, локально ущільненими ділянками. Саме така комбінація схожих біоморф, але відмінних екологічних ніш робить ці види інформативними об'єктами для порівняльного аналізу популяційної організації за умов природної та антропогенної неоднорідності фітоценозів.

***Potentilla anserina* L.** Назву таксона подано за номенклатурним зведенням судинних рослин України [179].

Морфологічна будова, систематичні ознаки. Багаторічна трав'яниста розеткова рослина з довгими надземними повзучими пагонами (рис. 2.3). Листки довгочерешкові, п'ятипальчастоскладні; листочки видовжено-оберненояцеподібні або еліптичні, із зубчастим краєм. Квітки поодинокі, жовті, п'ятичленні, розміщені на квітконосах, що відходять від вузлів пагонів.



Рис. 2.3. Загальний вигляд та діагностичні ознаки *Potentilla reptans* L.

Еколого-ценотична приуроченість. Вид пов'язаний із трав'янистими угрупованнями з добре дренованими ґрунтами та незімкненим або помірно розрідженим травостоем. У літературі вид наводиться для заливних лук, берегових ділянок, галявин, узбіч доріг і каналів, а в окремих антропогенно трансформованих місцезростаннях може формувати значне проєктивне покриття [71]. У межах регіону досліджень *P. reptans* траплявся у гігро-мезофільних болотистих і мезофітних лучних угрупованнях різного ступеня антропогенного порушення, переважно в нижньому ярусі.

Реагування на антропогенний вплив. Вид може посилювати участь у

розріджених лучних угрупованнях, де знижується конкуренція верхнього ярусу й з'являється простір, придатний для вкорінення столонів. В літературі також зазначено його здатність формувати значне покриття в окремих антропогенно змінених місцезростаннях [71]. Водночас надмірне порушення дернини, ущільнення ґрунту або специфічні умови узбіч можуть обмежувати його участь у травостої. У межах досліджуваних ділянок це проявлялося в тому, що *P. reptans* зберігався або локально посилювався в лучних фітоценозах із помірною трансформацією, але випадав зі складу травостою на ділянці узбіччя ґрунтової дороги, де спостерігалось домінування *P. anserina*.

Вегетативне розмноження і раметна структура. В онтоморфогенезі виду описано спеціалізоване й неспеціалізоване вегетативне розмноження та послідовні фази формування просторової структури особин за його рахунок. Ефективність такого розростання залежить від стану травостою, щільності дернини й ресурсної неоднорідності ґрунту: експериментальні дослідження показують, що *P. reptans* здатний перерозподіляти розвиток кореневої системи в поживніших ділянках субстрату, а збереження зв'язків між раметами підтримує формування нових столонів і загальну продуктивність рослини [118, 217]. У досліджуваних фітоценозах це проявлялося у формуванні автономних клональних фрагментів різної компактності – від видовжених у відносно стабільному лучному травостої до компактніших за умов посиленої трансформації рослинного покриву.

Фенологія. Для виду характерний тривалий вегетаційний період із формуванням весняно-літньої та осінньо-зимової генерацій листків. За даними Павлової, закладання зачаткових столонів починається в березні й триває до середини серпня, а проростки з'являються наприкінці травня – на початку червня [71]. Основне цвітіння виду припадає на літній період і може тривати з червня до вересня [114]. Отже, під час популяційно-екологічних досліджень у середині літа рослини перебувають у фазі активної вегетації, цвітіння та формування столонів, що дає змогу визначити характерне співвідношення листкових, генеративних і ростових структур під час морфометричного аналізу.

Сировинне значення. Належить до фармакогностично перспективних рослин,

для яких характерний вміст фенольних сполук, флавоноїдів і дубильних речовин [192, 207, 209].

***Potentilla anserina* L.** Для назви цього виду необхідне номенклатурне уточнення: у нових таксономічних базах вид наведено як *Argentina anserina* (L.) Rydb. [140; 191; 219]. В роботі використано назву за [179] – *Potentilla anserina* L. [syn. *Argentina anserina* (L.) Rydb.], що забезпечує термінологічну узгодженість із більшістю флористичних, екологічних, геоботанічних і фармакогностичних джерел, використаних у дослідженні.

Морфологічна будова, систематичні ознаки. Багаторічна трав'яниста розеткова рослина зі столонами (рис. 2.4.). Вид формує довгі, тонкі, часто червонуваті повзучі пагони, здатні вкорінюватися у вузлах і започатковувати



Рис. 2.4. Загальний вигляд та діагностичні ознаки *Potentilla anserina* L. [syn. *Argentina anserina* (L.) Rydb.]

розвиток нових дочірніх раметів. Листки пірчастоскладні, зібрані в прикореневі розетки; однією з діагностичних ознак виду є сріблясто-сіре, шовковисто опушене забарвлення нижньої поверхні листочків. Квітки поодинокі, жовті, формуються на безлистих квітконосах.

Еколого-ценотична приуроченість. За літературними даними, *P. anserina* належить до видів відкритих, достатньо освітлених місцезростань із підвищеним або нестійким зволоженням. Вид описується для вологих піщаних і мулистих субстратів, берегових ділянок водотоків і стоячих водойм, окраїн болотистих угруповань, а також порушених трав'янистих екотопів – узбіч, газонів і пасовищ [176]. Така амплітуда свідчить, що для виду важливим є не порушення як ізольований чинник, а поєднання відкритості екотопу, достатнього або періодично змінного зволоження та зниження конкуренції з боку високорослих трав.

У межах регіону досліджень ця еколого-ценотична приуроченість проявлялася у зв'язку *P. anserina* з відкритими лучними й прибережно-лучними ділянками заплави, де локальне розрідження травостою або трансформація рослинного покриву створювали умови для розвитку його столононосних пагонів. Вид траплявся як у вологих мікроділянках болотистих і заплавних угруповань, так і в мезофітних лучних фітоценозах із послабленою конкуренцією верхнього ярусу.

Реагування на антропогенний вплив. Світлолюбність виду і чутливість до затінення зумовлюють зменшення його участі у щільному високому травостої та, навпаки, посилення ролі за умов розрідження. Зокрема, для лук, розташованих у дельті річок північно-східної Альберти (Канада), описано формування щільних покривів виду на ділянках, порушених бізонами; також його розглядають як індикатор витоптування на стежках і коліях у піщаних дюнних екосистемах [176]. У досліджуваному регіоні така реакція проявлялася передусім у здатності виду освоювати зволожені ділянки зі зниженою висотою травостою та послабленою конкуренцією.

Вегетативне розмноження і раметна структура. Провідну роль у підтриманні популяцій *P. anserina* відіграє вегетативне розмноження. Вид формує довгі повзучі столони, які вкорінюються у вузлах і утворюють дочірні розетки

(рис. 2.4). Після руйнування зв'язку з материнською рослиною вони функціонують як автономні фрагменти клону. Дочірні рамети швидше переходять до активного росту, цвітіння й нового столоноутворення, тоді як особини насіннєвого походження потребують тривалішого періоду розвитку [136]. Тому вегетативне розмноження є основним механізмом підтримання локальних популяцій, а насіннєве – важливим передусім для заселення нових місцезростань.

Фенологія. Сезонна динаміка *P. anserina* пов'язана з послідовним формуванням листових розеток, столонів і генеративних структур. Листкові розетки розвиваються наприкінці весни, утворення столонів і квіток триває впродовж літа, а максимум цвітіння переважно припадає на червень-липень. Найактивніший ріст столонів спостерігається у другій половині вегетаційного сезону, що важливо враховувати під час популяційно-екологічних досліджень, оскільки співвідношення листового апарату, генеративних структур і столонного росту залежить від фази вегетації.

Сировинне значення. Вид має харчове й лікарське використання: у джерелах зазначено використання і їжу м'ясистих коренів і молодих пагонів, а також застосування трави як засобу з в'яжучими, спазмолітичними, тонізувальними та ранозагоювальними властивостями [176].

2.3. Методики досліджень

2.3.1. Польові методи, флористичний і ценотичний аналіз. З метою характеристики флори та рослинності долини р. Сули протягом вегетаційних сезонів 2023 – 2025 років проводили маршрутні обстеження, збір гербарного матеріалу та геоботанічні описи пробних ділянок площею 100 м². Відповідно до загальноприйнятих методик [31] ділянки закладали у відносно однорідних за екологічними умовами й видовим складом фрагментах рослинного покриву; у їх межах реєстрували видовий склад, загальне проєктивне покриття та проєктивне покриття кожного виду.

За результатами польових досліджень сформовано флористичну базу

(Microsoft Excel), яка включає 385 видів вищих судинних трав'янистих рослин, що відображають основне ядро флори долини р. Сули в межах її верхньої та частково середньої течії. Надалі цю базу використовували для детального флористичного аналізу, визначення особливостей лучної та прибережної рослинності регіону та добору модельних видів лікарських рослин з метою їх подальшого популяційного аналізу.

Окрема увага приділялася видам з лікарськими властивостями Їх виділення здійснювали за спеціалізованими фармакогностичними та ресурсознавчими джерелами, з урахуванням підходів до оцінки ресурсної значущості дикорослих лікарських рослин України [50, 60]. Офіційні види визначали відповідно до Державної фармакопеї України та Європейської фармакопеї [32, 143]. Раритетну компоненту флори аналізували за чинним переліком видів рослин Червоної книги України [61], Офіційним переліком регіонально рідкісних видів рослин Сумської області [95], Додатком I Бернської конвенції [123] та категоріями МСОП/IUCN Red List [153].

Систематичний аналіз флори проводили за підходами порівняльної флористики з визначенням кількісного співвідношення видів, родів і родин. Номенклатуру таксонів наводили за «Vascular plants of Ukraine [179]. Для окремих таксонів враховували сучасні номенклатурні уточнення за міжнародними таксономічними базами, зокрема, Plants of the World Online [191]. Біоморфологічну структуру аналізували за загальноприйнятими підходами із залученням сучасних категорій клонального росту та банку бруньок, представлених у базі даних CLO-PLA [159]. Структуру флори за життєвими формами визначали за системою Раункієра; для частини видів застосовано розширений підхід із виділенням перехідних життєвих форм [110, 133, 194]. Географічну структуру флори аналізували за хорологічною схемою Г. Мойзеля та співавторів [170, 171, 172].

Вивчення екологічної структури флори було здійснене з опорою на екологічні шкали Я.П. Дідуха [34, 128], а саме на основі екошкали водного режиму ґрунту (Hd), яка включає 23 градації (Додаток В.1), екошкали змінності зволоження (Fh) із 11 (Додаток В.2), вмісту нітрогену в ґрунті (Nt) із 11 градації (Додаток В.3), вмісту

солей у ґрунті (Sl) із 19 градації (Додаток В.4), вмісту карбонатів у ґрунті (Ca) із 13 градації (Додаток В.5), кислотності ґрунту (Rc) із 13 градацій (Додаток Д.6), аеровності ґрунту (Ae) із 15 градацій (Додаток Д.7), терморезиму (Tm) із 17 градацій (Додаток В.8), омброрезиму (Om) із 23 градацій (Додаток В.9), континентальності клімату (Kn) із 17 градацій (Додаток В.10), кріорезиму (Cr) із 15 градацій (Додаток В.11), освітленості (Lc) із 9 градацій (Додаток В.12).

Для кожного виду за екологічними шкалами Я. П. Дідуха [128] визначали бальні значення екоциніків, встановлювали їхні мінімальні та максимальні величини, які надалі використовували для екологічного аналізу флори.

Дослідження були доповнені розрахунками для кожного виду показника відносної ширини еконіші – RWN, які здійснювалися за формулою (2.1). Було виділено 10 градацій значень RWN (0-10%, 10-20%, 20-30%, 30-40%, 40-50%, 50-60%, 60-70%, 70-80%, 80-90%, 90-100%), встановлено належність кожного виду до певної градації та, у підсумку, визначено структуру флори за показниками відносної ширини еконіші.

$$RWN = ((\text{Max}_{(y \text{ балах})} - \text{Min}_{(y \text{ балах})} + 1) / N_{\text{grade}} \times 100\%, \quad (2.1)$$

де $\text{Max}_{(y \text{ балах})}$ – найбільші значення бальних оцінок екоциніка,

$\text{Min}_{(y \text{ балах})}$ – найменші значення бальних оцінок екоциніка,

N_{grade} – кількість градацій екоциніка у фітоіндикаційній шкалі Я.П. Дідуха.

Окрім того, екологічну структуру флори аналізували за традиційним поділом видів на екологічні групи відповідно до їхнього відношення до умов зволоження та трофності ґрунту, що застосовується у флористичних дослідженнях природних кормових угідь і лучних екосистем [104].

Оскільки дослідження має популяційно-екологічне спрямування, фітоценози розглядали як еколого-ценотичний фон існування популяцій модельних видів, а не як самостійний об'єкт синтаксономічного аналізу. Тому основну увагу приділяли тим характеристикам травостою, які можуть безпосередньо впливати на стан популяцій досліджуваних видів: участі ценозоутворювачів, проєктивному

покриттю домінантів та досліджуваних видів, щільності й висоті травостою, його ярусній структурі та положенню досліджуваних видів у вертикальній організації угруповання.

Назви фітоценозів формували за принципами домінантної класифікації, яка враховує ценотичну роль видів у побудові рослинних угруповань і дає змогу відобразити участь домінантів різних ярусів [94, 97]. За наявності значної участі *Potentilla* у середньому або нижньому ярусі це враховували у назві угруповання без зміщення загальної фізіономіки фітоценозу. Для загальної синтаксономічної орієнтації також враховували загальноприйняті джерела [9, 35, 99].

2.3.2. Визначення антропогенного градієнта. Антропогенний вплив розглядали як причину трансформації фітоценозів і як фон, що визначає стан популяцій *Potentilla reptans*. і *P. anserina*.

За результатами геоботанічних обстежень встановлено, що натеper для досліджуваних лучних і прибережно-лучних угруповань найактуальнішими є саме рекреаційне навантаження та частково сінокосіння, тоді як раніше основними градієнтами антропогенного впливу виступали переважно випасання, сінокосіння та їх комплексна дія [48, 49]. Зміна актуальності антропогенних чинників пов'язана, насамперед, з трансформацією традиційного господарського використання заплавлних лук, а також із безпековою ситуацією воєнного часу, які впливають на доступність частини природних територій і обмежують господарську активність у прикордонній області. Унаслідок цього лучні ділянки стають контрастнішими: на доступних територіях локально посилюється рекреаційний тиск, тоді як на інших він істотно обмежений або взагалі відсутній.

За літературними даними для трав'янистих і лучних угруповань застосовують 4–5-стадійні схеми рекреаційної дигресії або експериментально задані рівні витоптування; при цьому оцінюють зміни частки оголеного ґрунту та покриття окремих видів [102; 120]. З огляду на проведені геоботанічні обстеження, нами було виділено чотири рівні рекреаційного впливу: *відсутній*, *мінімальний*, *середній* і *високий*, і надалі для аналізу популяцій було обрано дослідні ділянки, які б відображали характерні риси кожного з цих рівнів (рис. 2.5). А саме: стан

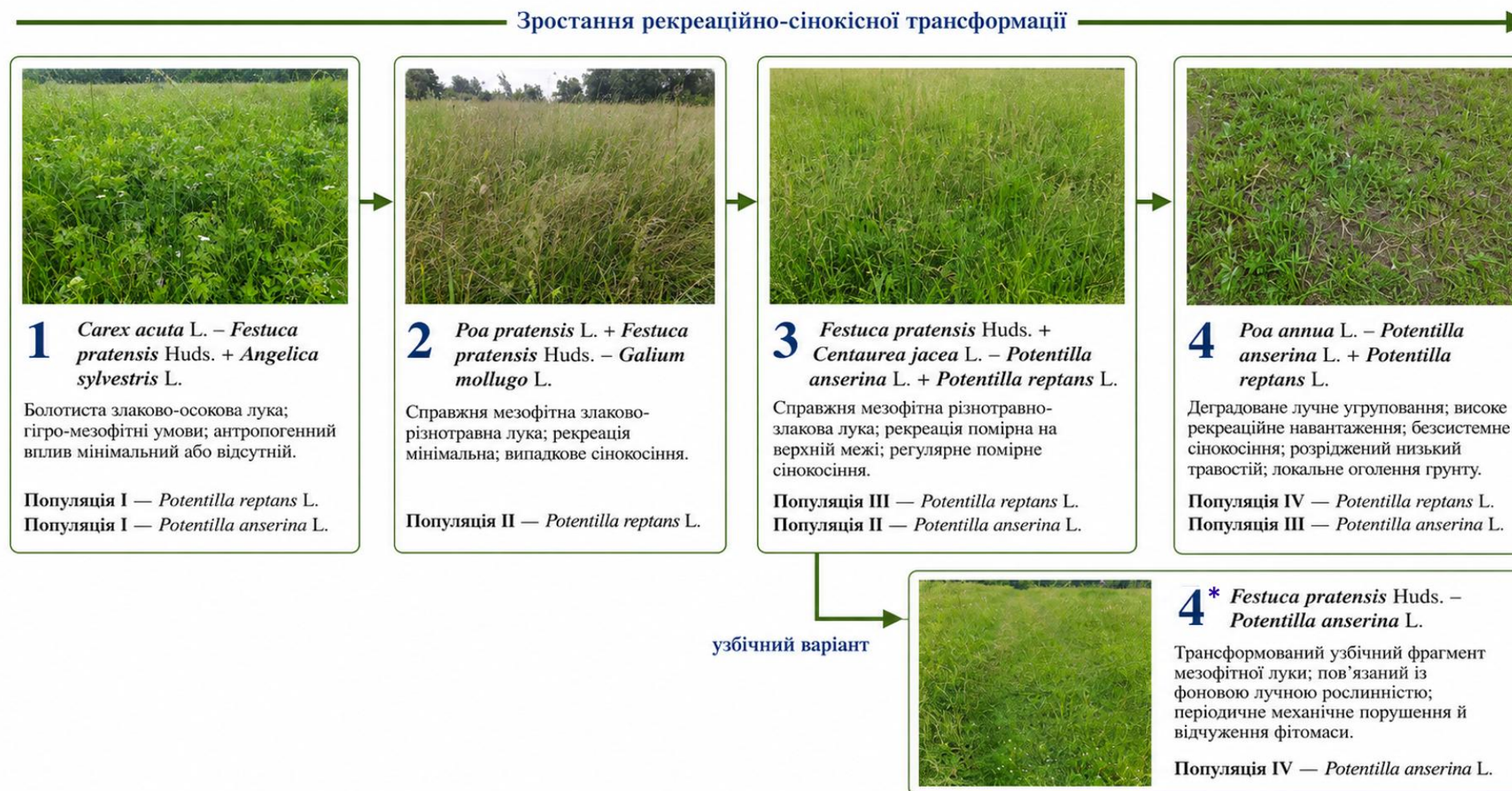


Рис. 2.5. Схема розташування дослідних ділянок та нумерація модельних популяцій досліджуваних видів за антропогенним градієнтом⁵

⁵Складено автором за власними матеріалами з використанням інструментів генеративного ШІ для візуального компоновання рисунка.

травостою (просторова структура, видовий склад, в т.ч. частка лучних ценозоутворювачів та синантропних видів), стан ґрунтового покриву (наявність стежок і оголеного ґрунту), тощо. Сінокісне використання враховували як супровідний чинник, здатний змінювати висоту й щільність травостою, послаблювати конкуренцію верхнього ярусу та впливати на розвиток столононосних видів *Potentilla*.

Геоботанічні описи опрацьовували в середовищі програми *TURBOVEG*, яка дозволила встановити бальні показники за 10 екочинниками [128] для кожного дослідженого фітоценозу [52].

2.3.3. Методи популяційного аналізу. З метою дослідження особливостей морфоутворення досліджуваних видів за різних еколого-ценотичних та антропогенних умов застосовувався морфометричний метод, ефективність і біоіндикаційна значущість якого підтверджена значною кількістю наукових робіт [42, 212, 222].

Рахункова одиниця. У клональних рослинах, зокрема у досліджуваних видів, рамети формують просторово інтегровану мережу, залишаючись фізіологічно з'єднаними протягом певного часу та обмінюючись асимільованими речовинами й ресурсами середовища [166]. У експериментальних роботах аналогічні рахункові одиниці описуються як клональні фрагменти, що складаються з материнської та кількох послідовно з'єднаних дочірніх рамет, які функціонують як інтегрована система. У зв'язку з цим рахунковою одиницею у досліджуваних видів *служував функціонально і морфологічно автономний клональний фрагмент*, представлений вкоріненою материнською раметою генеративного стану разом із функціонально з'єднаними з нею через столони дочірніми раметами (розетками, парціальними кущами). Такий фрагмент розглядався як єдина донорно-реципієнтна система, в межах якої здійснюється перерозподіл ресурсів між структурними елементами. У подальшому тексті для уникнення повторів нами використовуються терміни: «особина», «рослина» як умовне позначення такої рахункової одиниці, без ототожнення її з цілою генетою або окремою раметою. Подібний підхід широко застосовується в дослідженнях клональних рослин, де саме сукупність з'єднаних

рамет розглядається як базова функціональна одиниця росту, просторового освоєння середовища та ресурсного обміну [107, 137]. Для морфометрії обирались генеративні особини/автономні клональні фрагменти. Віднесення їх до генеративної фази здійснювали за наявності квіток на материнській раметі відповідно до класифікації Павлової Н.Р. [71].

Морфометрія. Для кожної особини із вибірки (популяції) визначалася низка основних статичних метричних морфопараметрів, які встановлювалися прямим виміром, а також алометричних, що являють собою відношення оцінок двох окремих органів рослин або оцінок стану органу стосовно рослини в цілому (таблиця 2.1).

Таблиця 2.1

**Перелік метричних та алометричних морфопараметрів та
морфофункціональних індексів досліджуваних видів**

Група	Назва	Позначення	Одиниці виміру	Формула / спосіб визначення
Метричні	Надземна фітомаса	W	г	Зважування
	Фітомаса листків	W_L	г	Зважування
	Кількість листків	N_L	шт.	Підрахунок
	Довжина листків**	L_L	см	Вимірювання
	Площа листової поверхні	A	см ²	Визначення ваговим методом
	Середня довжина черешків*	L_P	см	Вимірювання
	Середня довжина міжвузлів стелонів	L_{St}	см	Вимірювання
	Сумарна довжина стелонів	ΣL_{St}	см	Вимірювання
	Кількість стелонів	N_{St}	шт.	Підрахунок
	Фітомаса квіток	W_F	г	Зважування
	Довжина квітконіжок	L_F	см	Вимірювання
	Кількість квіток	N_F	шт.	Підрахунок

Продовження таблиці 2.1

Група	Назва	Позначення	Одиниці виміру	Формула / спосіб визначення
Алометричні	Фотосинтетичне зусилля	LWR	г/г	W_L / W
	Площа листків на одиницю фітомаси	LAR	см ² /г	A / W
	Репродуктивне зусилля	RE	%	$WF / W \times 100 \%$
Морфофункціональні індекси	Індекс розподілу біомаси*.**	BDI	%	$W / \text{сума лінійних параметрів особини} \times 100 \%$
	Модифікований індекс розподілу біомаси*	BDI ₂	%	$W / (\Sigma L_{St} + L_P + L_F) \times 100 \%$
	Індекс розподілу листового апарату **	LADI	%	$W_L / L_L \times 100 \%$

Примітка. Видоспецифічний індекс/морфопараметр * - *P. reptans* L., ** *P. anserina* L.

Окрім того, для характеристики просторового розподілу фітомаси особин досліджуваних видів нами було запропоновано алометричний індекс розподілу біомаси – *Biomass Distribution Index* (BDI, %), як відношення загальної фітомаси рослини до сумарної довжини її основних протяжних органів (черешків, стелонів і квітконіжок) (2.2). Показник відображає щільність розміщення біомаси вздовж морфологічних структур, що забезпечують просторову експансію рослини в угрупованні. Із урахуванням онтобіоморфологічних особливостей кожного виду до лінійних параметрів особин були включені видоспецифічні морфопараметри, які відображені у відповідних формулах (2.2, 2.3):

$$BDI_{Pr} = W / (L_{St} + L_P + L_F) \cdot 100\%, \quad (2.2)$$

де $BDI_{Pr}, \%$ - індекс розподілу біомаси *Potentilla reptans* L.;

L_{St} , см – довжина міжвузлів стелонів;

L_P , см – довжина черешків;

L_F , см – довжина квітконіжок.

$$BDI_{Pa} = W / (L_{St} + L_L + L_F) \cdot 100\%, \quad (2.3)$$

де $BDI_{Pa}, \%$ - індекс розподілу біомаси *Potentilla anserina* L.;

L_{St} , см – довжина міжвузлів столонів;

L_L , см – довжина листків;

L_F , см – довжина квітконіжок.

З метою доповнення аналізу морфофункціональної організації особин *P. anserina*, окрім оцінки просторового розподілу біомаси за індексом BDI введено індекс розподілу листкового апарату – *Leaf Apparatus Distribution Index* (LADI, %), що враховує біоморфологічні особливості виду. У *P. anserina* L. листковий апарат виконує не лише фотосинтетичну функцію, а й бере безпосередню участь у конкурентних взаємодіях за рахунок освоєння вертикального та горизонтального простору, що, за нашими спостереженнями, залежить від густоти, ярусності, висоти травостою конкретного фітоценозу. Зокрема, листки можуть забезпечувати як вертикальне розміщення асимілюючої поверхні у щільних, високих травостоях (через видовження листкових пластинок і черешків) так і горизонтальне поширення у розріджених угрупованнях. З огляду на це, для *P. anserina* більш релевантним є аналіз саме листкової компоненти біомаси у співвідношенні з її лінійними параметрами. Індекс розраховували за формулою (2.4):

$$LADI = W_L / L_L \cdot 100\%, \quad (2.4)$$

де LADI, % – індекс розподілу листкового апарату;

W_L , г – фітомаса листків особини;

L_L , см – середня довжина листка.

Відповідно, вищі значення LADI свідчать про формування відносно компактнішого, масивнішого листкового апарату, тоді як нижчі – про переважання видовжених листків, що пов'язано з адаптивними реакціями виду на умови освітлення, щільність травостою та рівень конкурентного тиску.

Статистичне опрацювання морфометричних даних виконували в середовищі *Statistica 12*. Для кожного морфопараметра розраховували показники описової

статистики: середнє арифметичне, стандартну помилку середнього, мінімальні й максимальні значення, розмах варіювання, дисперсію, стандартне відхилення та коефіцієнт варіації. Для оцінки міжпопуляційних відмінностей застосовували однофакторний дисперсійний аналіз (*ANOVA*); достовірність відмінностей між окремими популяціями уточнювали за допомогою *post-hoc* порівнянь за критерієм *Tukey HSD*. Взаємозв'язки між морфометричними параметрами аналізували методом парної кореляції, що дало змогу виявити блоки взаємопов'язаних ознак і уникнути дублювання показників, близьких за змістом, під час подальшої інтерпретації. Для встановлення провідних комплексів морфопараметрів, що визначають загальну структурну організацію особин, використовували факторний аналіз із варімакс-обертанням. Крім того, для оцінки зв'язку морфометричних параметрів із еколого-фітоіндикаційними характеристиками фітоценозів будували рівняння лінійної регресії, де залежними змінними виступали морфопараметри або інтегральні популяційні показники, а незалежними – бальні значення екологічних чинників, розраховані за шкалами Я. П. Дідуха.

Побудова морфограм (відносний морфологічний профіль). Для забезпечення коректного порівняння морфометричних показників, виражених у різних одиницях виміру (г, см, шт., см², %, г/г, см²/г), абсолютні середні значення було переведено у відносні безрозмірні величини шляхом нормалізації максимального значення відповідного показника серед усіх досліджених популяцій. Такий підхід дає змогу зіставляти між собою різноякісні морфопараметри та аналізувати не абсолютні величини, а структуру морфологічного профілю популяцій та представити відносний морфологічний профіль у вигляді радарних діаграм *Microsoft Excel for Microsoft 365*. Нормоване значення кожного показника обчислювали за формулою (2.5).

$$\bar{X}_{\text{norm}} = \bar{X} / \bar{X}_{\text{max}} \quad (2.5)$$

де $\bar{X}_{\text{norm}}$ – нормоване відносне значення кожного морфопараметра у популяції;
 $\bar{X}$ – середнє арифметичне значення морфопараметра у популяції;
 $\bar{X}_{\text{max}}$ – максимальне середнє значення цього ж показника серед усіх популяцій.

Для збереження зіставності оцінки варіабельності морфометричних показників стандартну помилку середнього нормалізували в тій самій шкалі, що й відповідні середні значення ознак. З цією метою стандартну помилку кожного морфопараметра виражали відносно максимального середнього значення цього показника серед усіх досліджених популяцій:

$$SE_{\text{norm}} = SE / X_{\text{max}}, \quad (2.6)$$

де SE_{norm} – нормоване значення стандартної помилки середнього відповідного морфопараметра;

SE – стандартна помилка середнього для відповідного показника;

X_{max} – максимальне середнє значення цього ж морфопараметра серед усіх досліджених популяцій.

Верхню та нижню межі варіювання для графічного відображення визначали як: $\bar{X}_{\text{upper}} = \bar{X}_{\text{norm}} + SE_{\text{norm}}$; $\bar{X}_{\text{lower}} = \bar{X}_{\text{norm}} - SE_{\text{norm}}$. Отримані нормовані значення використовували для побудови пелюсткових діаграм, які відображали відносний морфологічний профіль кожної популяції. Такий спосіб візуалізації дозволив порівнювати конфігурацію морфогабітусу між популяціями незалежно від різниці в одиницях виміру окремих показників і виявляти, які саме параметри формують їхні морфоструктурні відмінності.

Онтогенетична структура. Онтогенетичну структуру популяцій досліджували на пробних ділянках площею 1,0 м². Для обліку проростків і дрібних особин ранніх онтогенетичних станів у межах таких ділянок додатково використовували облікові площі 0,25 м². На кожній пробній ділянці визначали загальну чисельність особин досліджуваних видів та кількість особин, що належали до окремих онтогенетичних станів. Вікову належність особин встановлювали за сукупністю якісних морфологічних ознак відповідно до загальноприйнятих підходів [43], з урахуванням біоморфологічних онтогенетичних особливостей досліджуваних видів. Одержані дані використовували для побудови онтогенетичних спектрів популяцій та розрахунку інтегральних онтогенетичних

індексів [51] (2.7 – 2.9), а саме:

Індекс відновлюваності популяції ($I_{відновл}$)

$$I_{відновл} = \frac{\sum_{i=1}^{p-v} n_i}{\sum_{i=1}^{p-s} n_i} \cdot 100 \quad (2.7)$$

Індекс старіння популяції ($I_{стар}$)

$$I_{стар} = \frac{\sum_{i=1}^{g_3-s} n_i}{\sum_{i=1}^{p-s} n_i} \cdot 100 \quad (2.8)$$

Індекс загальної віковості популяції ($I_{віков}$)

$$I_{віков} = I_{стар} / I_{відновл} , \quad (2.9)$$

де $p-j-im-v-g-ss-s$ —позначення вікових станів;

n_i — число особин відповідного вікового стану в популяції.

Окрім вищезазначених індексів, для узагальненої оцінки онтогенетичної структури розраховували індекс віковості (Δ) та індекс ефективності (ω), а категорію популяції визначали за співвідношенням Δ/ω : молоді, зріючі, зрілі, перехідні, старіючі або старі. Вищенаведені онтогенетичні індекси та характерні особливості онтогенетичних спектрів досліджуваних популяцій визначали за допомогою програми ANONS, розробленої Ю.А. Злобіним. За переважанням в популяції особин певних онтогенетичних станів їх характеризували як інвазійні (найбільша частка догенеративних особин), нормальні (найбільша частка генеративних особин) чи регресивні (переважають особини постгенеративних стадій) [42, 43].

При характеристиці онтогенетичних спектрів популяцій брали до уваги такі їхні особливості: повноту і симетричність, які зумовлювалися наявністю та переважанням у складі популяцій особин різних вікових груп. Лівобічні спектри

утворювалися за переважання молодих особин, правобічні – за переважання постгенеративних, а центровані – за умови переважання генеративних. При інтерпретації онтогенетичних спектрів враховувалася специфіка біофункціональної організації досліджуваних видів, оскільки у вегетативно-рухливих форм провідну роль у поширенні та відновленні популяції відіграють саме вегетативні частини. Зокрема, для *P. anserina* за літературними даними [72] відзначається значна частка особин генеративних стадій, які не утворюють квітки.

Віталітетний аналіз. Проводили за методичними підходами Ю. А. Злобіна, відповідно до яких життєвий стан особин оцінювався за комплексом діагностичних морфометричних ознак, що найбільш повно відображають їхній розвиток, продукційні можливості та адаптивну реалізацію за конкретних еколого-ценотичних та антропогенних умов [42-44]. Для кожного досліджуваного виду набір ключових ознак добирали окремо з урахуванням його біоморфологічних особливостей, оскільки *P. reptans* і *P. anserina* мають подібну столононосну життєву форму, але відрізняються характером просторового розростання, положенням у травостої та реакцією на трансформацію фітоценозу.

Відбір ключових для віталітету морфопараметрів здійснювали поетапно. Спочатку аналізували рівень варіювання ознак, оскільки надто стабільні параметри мають обмежену інформативність для розмежування особин за життєвим станом. Далі оцінювали кореляційні зв'язки між усіма морфометричними показниками, щоб уникнути включення до віталітетної моделі взаємозалежних ознак, які дублюють одну й ту саму структурно-функціональну характеристику. На наступному етапі морфопараметри опрацьовували методом факторного аналізу; під час добору ознак враховували їхній внесок у провідні фактори, біологічну інтерпретованість і відповідність адаптивній стратегії виду. У результаті для кожного виду було відібрано по три ключові морфопараметри, які використовували для подальшої оцінки віталітету особин.

Для порівняння особин усі відібрані морфометричні показники нормалізували шляхом ділення індивідуального значення ознаки на її максимальне значення у загальній вибірці відповідного виду. Після цього для кожної особини

розраховували інтегральний показник віталітету на основі нормалізованих значень трьох обраних морфопараметрів. За отриманими величинами особини розподіляли на три класи життєвості: *a* – особини найвищого рівня віталітету, *b* – проміжного рівня, *c* – найнижчого рівня. На основі частки особин різних класів у кожній популяції розраховували індекс якості популяції *Q* (2.10):

$$Q = 1/2 \times (a + b), \quad (2.10)$$

де *a* – частка особин найвищого класу віталітету;

b – частка особин проміжного класу віталітету.

За значенням індексу *Q* популяції відносили до одного з трьох типів: депресивних ($Q < 0,16667$), врівноважених ($0,16667 < Q < 0,3333$) або процвітаючих ($Q > 0,3333$). Статистичне опрацювання даних виконували з використанням програм *Statistica 12* та *Microsoft Excel for Microsoft 365*.

Такий підхід дав змогу оцінити реакцію ключового морфофункціонального комплексу особин на еколого-ценотичні та антропогенні умови, що дало змогу порівнювати життєвий стан досліджуваних популяцій.

2.3.4. Методичні підходи до обґрунтування напрямів раціонального природокористування лучними та прибережними екосистемами долини р. Сули. Напрями раціонального природокористування лучними та прибережними екосистемами долини річки Сули обґрунтовували на завершальному етапі дослідження шляхом аналітичного узагальнення результатів флористичного, еколого-ценотичного, синфітоіндикаційного, морфометричного, онтогенетичного, віталітетного та комплексного популяційного аналізу. Методичну логіку такого узагальнення формували з урахуванням положень екосистемного підходу Конвенції про біологічне різноманіття (*Ecosystem Approach of the Convention on Biological Diversity*) [199], який передбачає інтегроване управління земельними, водними й біологічними ресурсами, а також концептуальних засад Оцінки екосистем тисячоліття (*Millennium Ecosystem Assessment*) [175], у межах якої стан екосистем

розглядається у зв'язку з екосистемними послугами, чинниками змін і можливими управлінськими рішеннями. Інтерпретацію отриманих даних здійснювали з позицій системного підходу, що передбачав одночасне врахування стану флори, фітоценозів, популяцій модельних видів і потенційної ресурсної цінності окремих компонентів рослинного покриву. Такий підхід відповідає ієрархічній логіці оцінювання біорізноманіття, за якої склад, структура й функціональні характеристики екосистем аналізуються на різних рівнях організації – від угруповань до популяцій і видів [182]. На флористичному рівні враховували видовий склад досліджуваних екосистем, представленість різних біоморфологічних, географічних та екологічних груп, частку лікарських, раритетних, стенобіонтних і синантропних видів, а також загальну соціологічну цінність флори. На еколого-ценотичному рівні аналізували тип фітоценозу, домінантну структуру травостою, проєктивне покриття видів, умови зволоження, ступінь антропогенної трансформації, характер рекреаційного та сінокісного навантаження. Сукупність цих показників розглядали як систему екологічних індикаторів, що відображає не окрему ознаку, а загальний стан, структурну організацію та спрямованість змін досліджуваних екосистем [125]. Популяційний рівень оцінювання був пов'язаний із результатами дослідження модельних видів *P. reptans* і *P. anserina*. Для них враховували проєктивне покриття, запас надземної фітомаси, морфометричні параметри автономних клональних фрагментів, онтогенетичну та віталітетну структуру популяцій, індекс якості популяцій і загальний життєвий стан у межах конкретних фітоценозів. Такий підхід давав змогу оцінювати ресурсну перспективність видів не лише за їхньою наявністю або участю в травостої, а й за станом популяцій та екологічною безпечністю місцезростань. Для заплавлених, руслових і прибережно-лучних комплексів додатково враховували положення концепції раціонального використання водно-болотних угідь Рамсарської конвенції (англ. *wise use of wetlands*) [193], відповідно до якої використання природних комплексів має поєднуватися з підтриманням їхнього екологічного характеру в контексті сталого розвитку. Це було важливим для оцінювання ділянок, що одночасно виконують водорегуляторні, протиерозійні,

біотопічні, соцологічні та ресурсні функції. Як допоміжний візуально-документальний матеріал використовували власні та архівні фотоілюстрації окремих фрагментів долини річки Сули, що дали змогу уточнити загальний характер просторово-часових змін руслових, заплавних і прибережно-лучних комплексів. Узагальнення результатів здійснювали за принципом переходу від окремих показників до інтегральної оцінки стану екосистем і популяцій ресурсно цінних видів. На цій основі визначали ділянки та типи фітоценозів, для яких доцільними є охоронні, обмежувальні, регламентовані, відновлювальні або моніторингові напрями природокористування. Завершальним етапом такого узагальнення стало визначення системи принципів раціонального природокористування, адаптованої до регіональних умов лучних і прибережних екосистем долини річки Сули.

Висновки за розділом 2

Долину річки Сули визначено як територіальну основу для комплексного дослідження лучних і прибережних екосистем. Показано, що регіон характеризується природною неоднорідністю, зумовленою положенням ділянок у заплаві, режимом зволоження, ґрунтовими умовами та різним ступенем антропогенної трансформації. Це створює методичне підґрунтя для порівняльного аналізу трав'янистих угруповань і популяцій модельних видів лікарських рослин.

У межах дослідження виокремлено основні типи лучних і прибережно-лучних угруповань та окреслено еколого-ценотичний і антропогенний градієнти їх трансформації. Провідними формами впливу на дослідні ділянки є рекреаційне навантаження та сінокісний режим.

Як модельні види обрано *Potentilla reptans* і *P. anserina* – поширені компоненти досліджуваних угруповань, близькі за біоморфологічною структурою та перспективні як потенційні джерела офіційної лікарської рослинної сировини. За широкої екологічної амплітуди й здатності співіснувати в подібних угрупованнях ці види по-різному реагують на зміну структури травостою та

посилення антропогенного впливу.

Методичний апарат дослідження сформовано як багаторівневу схему, що поєднує флористичний, геоботанічний, синфітоіндикаційний, морфометричний, онтогенетичний і віталітетний аналізи, і загалом комплексний популяційний аналіз модельних видів із застосуванням математико-статистичної обробки даних. Така побудова забезпечує перехід від характеристики флори й еколого-ценотичних умов до оцінки стану популяцій та обґрунтування засад раціонального природокористування екосистемами долини річки Сули.

РОЗДІЛ 3

СТРУКТУРА ФЛОРИ ЛУЧНИХ ТА ПРИБЕРЕЖНИХ ЕКОСИСТЕМ ДОЛИНИ СУЛИ У МЕЖАХ СУМСЬКОЇ ОБЛАСТІ

3.1. Таксономічна структура флори

Встановлено, що флористичне ядро лучних та прибережних екосистем долини річки Сули у межах Сумської області представлено 385 видами, які репрезентують 194 роди та 50 родин (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Таксономічна структура флори

№ з/п	Латинська назва родин	Вид		Рід	
		кількість, шт	%	кількість, шт	%
1.	<i>Equisetaceae</i>	4	1,04	1	0,52
2.	<i>Poaceae</i>	53	13,72	25	12,77
3.	<i>Asteraceae</i>	47	12,21	30	15,45
4.	<i>Cyperaceae</i>	29	7,53	5	2,58
5.	<i>Lamiaceae</i>	26	6,75	16	8,25
6.	<i>Fabaceae</i>	25	6,49	8	4,12
7.	<i>Scrophulariaceae</i>	17	4,42	8	4,12
8.	<i>Brassicaceae</i>	16	4,16	11	5,67
9.	<i>Caryophyllaceae</i>	16	4,16	11	5,67
10.	<i>Apiaceae</i>	15	3,90	14	7,22
11.	<i>Ranunculaceae</i>	15	3,90	5	2,58
12.	<i>Polygonaceae</i>	13	3,38	5	2,58
13.	<i>Rosaceae</i>	12	3,12	5	2,58
14.	<i>Juncaceae</i>	7	1,82	2	1,03
15.	<i>Boraginaceae</i>	5	1,30	4	2,06
16.	<i>Campanulaceae</i>	5	1,30	2	1,03
17.	<i>Rubiaceae</i>	9	2,34	1	0,52
18.	<i>Primulaceae</i>	4	1,04	3	1,55
19.	<i>Plantaginaceae</i>	4	1,04	1	0,52
20.	<i>Polygalaceae</i>	4	1,04	1	0,52
21.	<i>Violaceae</i>	4	1,04	1	0,52
22.	<i>Orchidaceae</i>	3	0,78	2	1,03
23.	<i>Alliaceae</i>	3	0,78	1	0,52

Продовження таблиці 3.1

№ з/п	Латинська назва родин	Вид		Рід	
		кількість, шт	%	кількість, шт	%
24.	<i>Onagraceae</i>	3	0,78	1	0,52
25.	<i>Sparganiaceae</i>	3	0,78	1	0,52
26.	<i>Typhaceae</i>	3	0,78	1	0,52
27.	<i>Urticaceae</i>	3	0,78	1	0,52
28.	<i>Chenopodiaceae</i>	2	0,52	2	1,03
29.	<i>Convolvulaceae</i>	2	0,52	2	1,03
30.	<i>Crassulaceae</i>	2	0,52	2	1,03
31.	<i>Dipsacaceae</i>	2	0,52	2	1,03
32.	<i>Gentianaceae</i>	2	0,52	2	1,03
33.	<i>Amaranthaceae</i>	2	0,52	1	0,52
34.	<i>Clusiaceae</i>	2	0,52	1	0,52
35.	<i>Euphorbiaceae</i>	2	0,52	1	0,52
36.	<i>Fumariaceae</i>	2	0,52	1	0,52
37.	<i>Geraniaceae</i>	2	0,52	1	0,52
38.	<i>Juncaginaceae</i>	2	0,52	1	0,52
39.	<i>Lytraceae</i>	2	0,52	1	0,52
40.	<i>Malvaceae</i>	2	0,52	1	0,52
41.	<i>Solanaceae</i>	2	0,52	1	0,52
42.	<i>Araceae</i>	1	0,26	1	0,52
43.	<i>Aristolochiaceae</i>	1	0,26	1	0,52
44.	<i>Asphodelaceae</i>	1	0,26	1	0,52
45.	<i>Cuscutaceae</i>	1	0,26	1	0,52
46.	<i>Iridaceae</i>	1	0,26	1	0,52
47.	<i>Linaceae</i>	1	0,26	1	0,52
48.	<i>Menyanthaceae</i>	1	0,26	1	0,52
49.	<i>Parnassiaceae</i>	1	0,26	1	0,52
50.	<i>Verbenaceae</i>	1	0,26	1	0,52
Разом		385	100	194	100

Таксономічне різноманіття виражається такими пропорціями (табл. 3.2): середня кількість видів у родині (вид/родина) – 7,70; середня кількість родів у родині (рід/родина) – 3,88; середнє число видів у роді (вид/рід) – 1,98. Види розподіляються за двома відділами (*Equisetophyta* та *Magnoliophyta*). Абсолютна більшість (98,96%) видів належить до відділу *Magnoliophyta*, серед яких представники класу *Monocotyledones* посідають 27,82 %, а *Dicotyledones* 72,18 %.

Найчисельнішими за кількістю видів (у межах 12 – 53) є 12 родин (*Poaceae*, *Asteraceae*, *Cyperaceae*, *Lamiaceae*, *Fabaceae*, *Scrophulariaceae*, *Polygonaceae*,

Таблиця 3.2

Кількісна характеристика систематичних одиниць

Відділ, Клас	Кількість		
	родин	родів	видів
<i>Equisetophyta</i>	1	1	4
<i>Angiospermae (Magnoliophyta)</i>	49	193	381
- <i>Liliopsida (Monocotyledones)</i>	11	43	106
- <i>Magnoliopsida (Dicotyledones)</i>	38	150	275
Всього	50	194	385

Brassicaceae, *Caryophyllaceae*, *Apiaceae*, *Ranunculaceae*, *Rosaceae*) у складі яких сумарно представлено 288 видів, що складає 74,78% від загальної кількості видів. Особливо високим видовим різноманіттям вирізняються *Roaceae* (53 види, 13,72 %) та *Asteraceae* (47 видів, 12,21 %). Ці дві родини представлені і найбільшою кількістю родів: 25 (12,77 %) та 30 (15,46 %), відповідно. Вісім родин (*Equisetaceae*, *Juncaceae*, *Boraginaceae*, *Campanulaceae*, *Rubiaceae*, *Primulaceae*, *Plantaginaceae*, *Violaceae*) представлено 4 – 7 видами, що сумарно складає 42 види (10,92 %), 20 родин репрезентовані 2 – 3 видами (сумарно 46 видів, 11,96 %) та дев'ять родин – лише одним видом.

У складі флори репрезентовано й раритетне різноманіття, зокрема:

- *Ostetricum palustre* (Besser) Besser - вид, включений до Додатка I (Строго охоронювані види дикої флори) Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ існування в Європі (Бернська конвенція, 1979) [123];
- *Dactylorhiza fuchsii* (Drude) Soó, *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó та *Orchis palustris* Jacq. – види, занесені до Червоної книги України (2021) [61].

Окрім того, як представники родини *Orchidaceae*, ці три види охороняються відповідно до положень Конвенції про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори, що перебувають під загрозою зникнення [119], а також підпадають під регуляторні механізми Європейського Союзу у сфері збереження біорізноманіття, зокрема Директиви Ради 92/43/ЄЕС про збереження природних оселищ та видів дикої фауни і флори (Habitats Directive).

До офіційного переліку регіонально рідкісних видів рослин, що підлягають

особливій охороні на території Сумської області, затвердженого рішенням Сумської обласної ради від 18.11.2011 (11 сесія VI скликання), Додаток 1²⁰ [95] включено дев'ять видів:

1. *Allium sphaerocephalon* L.
2. *Carex cespitosa* L.
3. *Gentiana pneumonanthe* L.
4. *Inula helenium* L.
5. *Ostericum palustre* (Besser) Besser
6. *Parnassia palustris* L.
7. *Potentilla erecta* (L.) Raeusch.
8. *Sanguisorba officinalis* L.
9. *Trollius europaeus* L.

Класифікація досліджених видів за категоріями Міжнародного союзу охорони природи, МСОП [153] показала, що переважна більшість належить до категорії LC (Least Concern – види, що не викликають занепокоєння, характеризуються значним поширенням і стабільними популяціями) – 330 видів, що становить 85,71 % від загальної кількості. Це свідчить про відносно стабільний стан популяцій більшості представників флори регіону досліджень. Водночас 55 видів (14,29 %) віднесено до категорії NE (Not Evaluated – види, не оцінені за критеріями МСОП) і один вид (*Ostericum palustre*) має статус DD (недостатньо даних), що вказує на відсутність їх оцінки у глобальній системі та підкреслює необхідність подальших досліджень статусу.

У флорі лучних та прибережних фітоценозів досліджуваного регіону відмічено 164 види рослин, які традиційно використовуються як лікарські, в т.ч. офіцинальні: 22 види, що мають монографії в Державній фармакопеї України [32] і 25 видів із Європейської фармакопеї [143] (Додаток Д).

3.2. Біоморфологічна та географічна структура флори

Флора лучних та прибережних екосистем долини річки Сули представлена рослинами 14 типів біоморф. Переважна кількість рослин (151 шт./39,22 %) є стрижнекореновими. Значною (у межах 12,21 – 19,48 %) є частка довгокореневищних і короткореневищних рослин. Частка рослин ще чотирьох типів (гронокоренових, нещільнокущових, столоноутворюючих та позучих, щільнокущових) варіює від 3,90 до 7,79 %. Відсоток рослин, що репрезентують сім інших типів біоморф, представлених у спектрі, варіює від 0,26 до 0,78% (табл. 3.3).

Таблиця 3.3

Біоморфологічна структура флори

№ з/п	Тип біоморфи	Кількість видів, шт.	%
1.	Стрижнекореневі	151	39,22
2.	Довгокореневищні	75	19,48
3.	Короткореневищні	47	12,21
4.	Гронокореневі	30	7,79
5.	Нещільнокущові	27	7,01
6.	Столоноутворюючі та повзучі	26	6,75
7.	Щільнокущові	15	3,90
8.	Бульбові	3	0,78
9.	Китицекореневі	3	0,78
10.	Цибулинні	3	0,78
11.	Кореневі бульби	2	0,52
12.	Поверхнево повзучі	1	0,26
13.	Стрижнокореневі, кореневищні	1	0,26
14.	З гаусторіями (напівпаразити)	1	0,26
	Всього	385	100

У класичному спектрі життєвих форм за Раункієром [194] виділяють сім груп, однак наступні геоботанічні дослідження припускають їх деталізацію та комбінування залежно від екологічних умов середовища [110]. Це пов'язано з тим, що життєві форми відображають не лише морфологічні ознаки, а й екологічні стратегії виживання, які можуть варіювати в межах одного виду або популяції. Така деталізація є екологічно виправданою, оскільки за умов лучних та прибережних біотопів, положення бруньок відновлення і спосіб перенесення несприятливого

періоду не завжди відповідають «чистим» категоріям: частина видів поєднує ознаки кількох груп (наприклад, гідрофіти-геофіти або гелофіти-гемікриптофіти), оскільки їх бруньки відновлення можуть функціонувати як у ґрунті, так і у водному середовищі залежно від рівня затоплення. Аналогічно, виділення групи терофітів-гемікриптофітів (одно- та дворічників) відображає перехідні стратегії між одно-дворічним життєвим циклом.

Зазвичай, серед лучних та лучно-болотних видів саме класичні гемікриптофіти є провідною групою [173]. В складі флори регіону дослідження вони становили 64,42 %. Друге місце посіли терофіти (16,1 %), що зазвичай свідчить як про суттєвий антропогенний вплив на окремих ділянках. На третьому місці – геофіти (5,97 %), що також є типовим для угруповань такого типу. Наступний блок по чисельності видів (2,86 – 2,08 %) займають хамефіти та дві перехідні групи: види із пластичним онтогенезом, одно-дворічні терофіти-гемікриптофіти та гелофіти-гемікриптофіти) (табл. 3.4.).

Таблиця 3.4

Структура флори за представленістю життєвих форм за К. Раункієром

№ з/п	Життєва форма	Кількість видів, шт.	%
1.	Гемікриптофіти	248	64,42
2.	Терофіти	62	16,10
3.	Геофіти	23	5,97
4.	Хамефіти	11	2,86
5.	Терофіти–Гемікриптофіти (одно-дворічні)	11	2,86
6.	Гелофіти - Гемікриптофіти	10	2,60
7.	Геофіти–Гемікриптофіти	8	2,08
8.	Гідрофіти - Гемікриптофіти	5	1,30
9.	Гідрофіти - Геофіти	4	1,04
10.	Гідрофіти	3	0,77
	Всього	385	100

Представленість інших груп, життєві форми яких більш тісно пов'язані із водним середовищем, або періодичним затопленням бруньок відновлення логічно виявилась найменшою: від 1,3 до 0,77 %. Це проміжні групи гідрофітів-

гемікриптофітів, гідрофітів-геофітів та гідрофітів.

За умов прибережних екотонних місцезростань виділення таких проміжних груп є доцільним, оскільки такий підхід демонструє адаптаційний потенціал видів, а не жорстке розмежування типів життєвих форм. Види таких угруповань формуються під впливом змінного водного режиму, періодичного затоплення, перезволоження та подальшого підсихання субстрату, що характерно для заплавно-прибережних і болотних біотопів [64].

Додатковим аргументом на користь виділення проміжних груп є виражена кліматична та гідрологічна контрастність регіону [70]. За таких умов проміжні життєві форми можна розглядати як прояв екологічної пластичності видів: вони точніше відображають реальне поєднання ознак водного, болотного, лучного й наземного способів перезимівлі та відновлення. Саме тому їх виділення є методично виправданим і добре узгоджується з подальшим аналізом за екошкалами [128], де провідне значення мають градієнти зволоження, змінності водного режиму, аерації ґрунту та інших екологічних факторів, що визначають положення виду в заплавно-прибережному екотоні.

За географічними характеристиками (табл. 3.5) флора лучних та прибережних екосистем досліджуваного регіону належить до шести різновидів ареалів.

Таблиця 3.5

Географічна структура флори

№ з/п	Ареал	Кількість видів, шт.	%
1.	Євроазіатський	225	58,44
2.	Європейський	84	21,81
3.	Циркумбореальний	70	18,18
4.	Американський	5	1,31
5.	Азіатський	1	0,26
	Всього	385	100

Переважна частка (58,44%, 225 шт.) видів належить до євроазіатського типу. Значною (у межах 70 – 84 шт./18,18 – 21,81 %) є і репрезентованість європейських та циркумбореальних видів. Частка рослин трьох інших типів ареалів варіює у

межах 0,26 – 1,31 %. Такий розподіл свідчить про складні філогенетичні зв'язки компонентів флори регіону та значний екологічний адаптаційний потенціал.

3.3. Екологічна структура флори

В уніфікованих екошкалах Я.П. Дідуха (2021) [128] для видів рослин, охоплених вивченням, надана інформація про їхні екоознаки за результатами оцінки 12 екочинників: семи, що характеризують едафотоп (водний режим ґрунту, змінність зволоження, засоленість ґрунту та його рН, вміст у ґрунті карбонатів та нітрогену, аерованість ґрунту) та п'яти, що характеризують кліматоп (терморежим, континентальність клімату, омброрежим та кріорежим, освітленість). Задля унаочнення інформації про екохарактеристики досліджуваних видів розроблено відповідні діаграми (рис. 3.1).

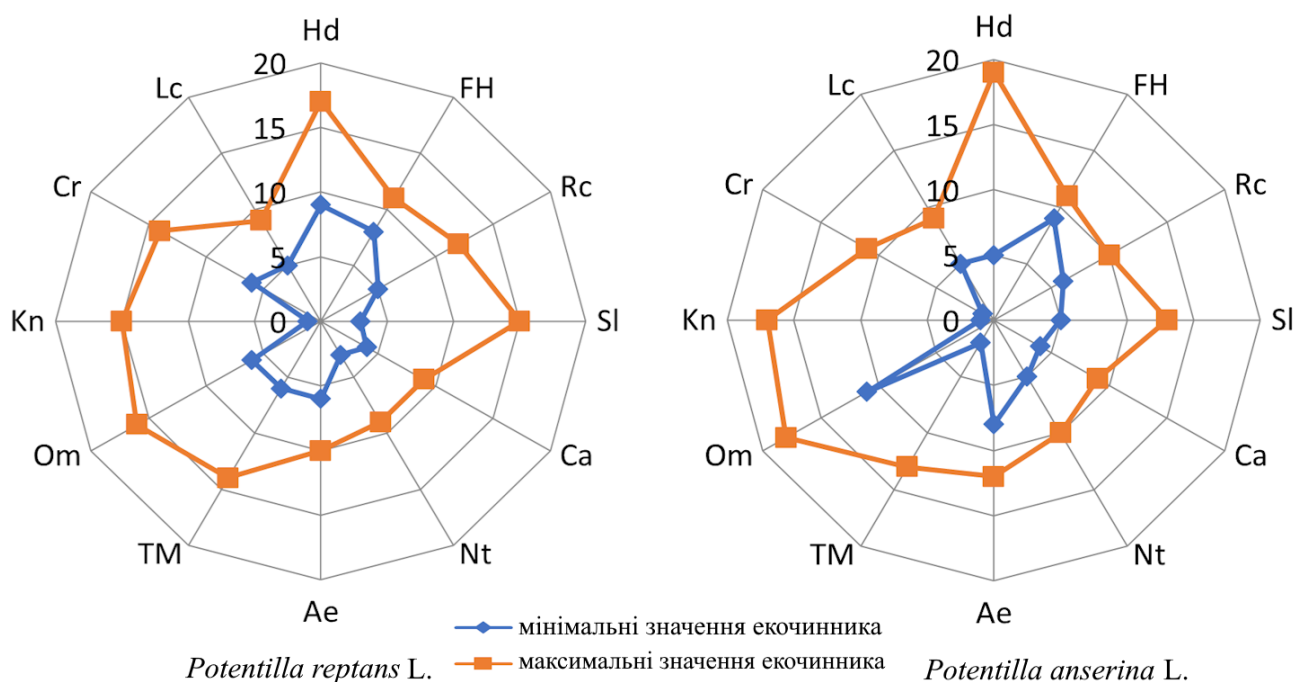


Рис. 3.1. Узагальнюючі діаграми екоознак досліджуваних модельних видів за 12 екологічними чинниками (значення кожного із чинників)

Аналогічні діаграми для деяких видів лікарських рослин та представників раритетної флори із загального флористичного списку наведені в Додатку Е.

3.3.1. Структура флори за чинником водного режиму ґрунту. За чинником водного режиму ґрунту флора лучних та прибережних екосистем регіону досліджень охоплює майже увесь діапазон екошкали Я.П. Дідуха. Ці види не репрезентують лише найвологіші місцезростання, які характеризуються 23 балами і відповідають, власне, водним умовам (табл. 3.6, Додаток В.1). Рослини розподіляються за 85 градаціями сполучення мінімальних і максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних показників варіюють від 1 балу (умови пустельного режиму) до 17 (мокроболотнолісолучного), а максимальних від 10 (перехідні умови від лучностепового до сухолісолучного режиму) до 22 балів (умови, перехідні від прибережно-водних до водних).

Таблиця 3.6

Екологічна структура флори за чинником водного режиму ґрунтів

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	1	13	1	0,26
2.	1	15	1	0,26
3.	2	11	1	0,26
4.	2	12	3	0,78
5.	2	13	2	0,52
6.	3	12	2	0,52
7.	3	13	7	1,81
8.	3	14	2	0,52
9.	3	15	2	0,52
10.	3	16	7	1,81
11.	3	17	1	0,26
12.	3	19	1	0,26
13.	4	10	1	0,26
14.	4	12	1	0,26
15.	4	13	2	0,52
16.	4	14	2	0,52
17.	4	16	3	0,78
18.	4	17	2	0,52
19.	4	19	1	0,26
20.	5	12	9	2,32
21.	5	13	21	5,43

Продовження таблиці 3.6

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
22.	5	14	15	3,88
23.	5	15	13	3,40
24.	5	16	11	2,84
25.	5	17	1	0,26
26.	5	18	1	0,26
27.	5	19	1	0,26
28.	6	12	4	1,13
29.	6	13	3	0,78
30.	6	14	4	1,13
31.	6	15	3	0,78
32.	6	16	3	0,78
33.	6	17	2	0,52
34.	6	20	1	0,26
35.	7	13	3	0,78
36.	7	14	3	0,78
37.	7	15	5	1,29
38.	7	16	5	1,29
39.	7	17	2	0,52
40.	7	18	3	0,78
41.	8	12	1	0,26
42.	8	13	5	1,29
43.	8	14	2	0,52
44.	8	15	14	3,62
45.	8	16	18	4,65
46.	8	17	23	5,94
47.	8	18	4	1,13
48.	8	19	8	2,07
49.	9	13	1	0,26
50.	9	14	1	0,26
51.	9	15	2	0,52
52.	9	16	1	0,26
53.	9	17	12	3,10
54.	9	18	5	1,29
55.	9	19	2	0,52
56.	10	16	1	0,26
57.	10	17	9	2,33
58.	10	18	8	2,01
59.	10	19	17	4,40
60.	10	20	1	0,26
61.	10	21	2	0,51

Продовження таблиці 3.6

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
62.	11	17	1	0,26
63.	11	18	7	1,81
64.	11	19	10	2,70
65.	11	20	3	0,78
66.	11	21	3	0,78
67.	12	18	1	0,26
68.	12	19	2	0,52
69.	12	21	1	0,26
70.	13	16	1	0,26
71.	13	17	1	0,26
72.	13	18	5	1,29
73.	13	19	12	3,10
74.	13	20	7	1,81
75.	13	21	6	1,50
76.	14	18	3	0,78
77.	14	19	4	1,13
78.	14	20	3	0,78
79.	14	21	6	1,50
80.	15	20	2	0,51
81.	15	21	1	0,26
82.	16	19	8	2,07
83.	16	21	1	0,26
84.	16	22	3	0,78
85.	17	21	2	0,51

Серед рослин заплави р. Сули найбільшу частку (5,94 % та 5,43 %, відповідно) становлять види, які зростають в умовах із варіюванням бальних показників від восьми (режим, перехідний від степового до лучностепового) балів до 17 (мокроболотнолісолучний режим), а також від п'яти (сухостеповий) до 13 (вологолісолучний режим). У складі першої з цих двох груп представлено 23 види, а другої – 21. Перелік видів, що репрезентують ці групи, наведено в таблиці 3.7.

Значною (4,65 % та 4,40 %) є частка рослин, що відповідають умовам із варіюванням бальних показників від 8 балів (режим, перехідний від степового до лучностепового) до 16 (перехідний від сиролісолучного до мокроболотнолісолучного), а також від 10 (перехідний від лучностепового до сухолісолучного) до 19 (болотний). У складі першої з цих двох груп представлено

18 видів, а у другій – 17.

Суттєвою (у межах 2,58–3,88 %) є частка видів, які характеризуються такими діапазонами бальних значень: 5–14; 5–15; 5–16; 8–15; 9–17; 11–19; 13–19. Ці групи репрезентовані 10–15 видами рослин. Інші 74 групи представлені 1–9 видами, частка яких варіює від 0,26 до 2,32 %.

Таблиця 3.7

**Види рослин, які складають найбільшу частку у складі флори
(за відношенням до чинника водного режиму ґрунту)**

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника водного режиму ґрунту / частка (%) видів у складі флори			
	8-17 / 5,94%	5-13 / 5,43%	8-16 / 4,65%	10-19 / 4,40%
1.	<i>Anthoxantum odoratum</i> L.	<i>Amaranthus albus</i> L.	<i>Althaea officinalis</i> L.	<i>Agrostis capillaris</i> L.
2.	<i>Carex hirta</i> L.	<i>Anthemisia arvensis</i> L.	<i>Campanula patula</i> L.	<i>Agrostis gigantea</i> Roth
3.	<i>Carum carvi</i> L.	<i>Carduus acanthoides</i> L.	<i>Centaureum erythraea</i> Rafn	<i>Alopecurus pratensis</i> L.
4.	<i>Centaurea jacea</i> L.	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Crong.	<i>Cynosurus cristatus</i> L.	<i>Bistorta officinalis</i> Delarbre
5.	<i>Glechoma hederaceae</i> L.	<i>Cynoglossum officinale</i> L.	<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Blysmus compressus</i> (L.) Panz. ex Link
6.	<i>Inula britannica</i> L.	<i>Echium vulgare</i> L.	<i>Euphorbia virgata</i> Waldst. & Kit.	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.
7.	<i>Lathyrus pratensis</i> L.	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	<i>Euphrasia brevipila</i> Burn. & Gremli	<i>Equisetum palustre</i> L.
8.	<i>Lotus corniculatus</i> L.	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	<i>Galium aparine</i> L.	<i>Geranium palustre</i> L.
9.	<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	<i>Jasione montana</i> L.	<i>Galium boreale</i> L.	<i>Geum rivale</i> L.
10.	<i>Nardus stricta</i> L.	<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	<i>Geranium pratense</i> L.	<i>Juncus articulatus</i> L.
11.	<i>Pastinaca sylvestris</i> Mill.	<i>Melandrium album</i> (Mill.) Garcke	<i>Inula helenium</i> L.	<i>Juncus compressus</i> Jacq.
12.	<i>Plantago major</i> L.	<i>Polygala podolica</i> DC.	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	<i>Lythrum virgatum</i> L.
13.	<i>Potentilla neglecta</i> Baumg.	<i>Salvia pratensis</i> L.	<i>Ranunculus polyanthemos</i> L.	<i>Parnassia palustris</i> L.
14.	<i>Ranunculus pseudobulbosus</i> Schur	<i>Salvia verticillata</i> L.	<i>Setaria viridis</i> (L.) P.Beauv.	<i>Plantago cornute</i> Gouan
15.	<i>Rhinanthus minor</i> L.	<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	<i>Tanacetum vulgare</i> L.	<i>Stachys palustris</i> L.

Продовження таблиці 3.7

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка водного режиму ґрунту / частка (%) видів у складі флори			
	8-17 / 5,94%	5-13 / 5,43%	8-16 / 4,65%	10-19 / 4,40%
16.	<i>Rhinantus vernalis</i> (N. Zing) Schischk. & Serg.	<i>Scleranthus</i> <i>perennis</i> L.	<i>Veronica</i> <i>officinalis</i> L.	<i>Triglochin</i> <i>palustre</i> L.
17.	<i>Sanquisorba</i> <i>officinalis</i> L.	<i>Securigera</i> <i>varia</i> (L.) Lassen	<i>Vicia cracca</i> L.	<i>Persicaria</i> <i>hydropiper</i> (L.) Delarbre
18.	<i>Sonchus arvensis</i> L.	<i>Stachys</i> <i>germanica</i> L.	<i>Viola canina</i> L.	
19.	<i>Trifolium pratense</i> L.	<i>Trifolium</i> <i>alpestre</i> L.		
20.	<i>Trifolium repens</i> L.	<i>Verbascum</i> <i>densiflorum</i> Bertol.		
21.	<i>Veronica persica</i> Poir.	<i>Verbascum</i> <i>lychnitis</i> L.		
22.	<i>Persicaria</i> <i>maculosa</i> Gray			
23.	<i>Rhinanthus major</i> L. s.l			

Сумарно 69 видів (17,87 %) тяжіють до місцезростань з умовами від сухостепового режиму (5 балів) до перехідного від сухолісолучного до вологолісолучного і навіть майже до мокроболотнолісолучного, що відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 5–12; 5–13; 5–14; 5–15 та 5–16. Дещо менша кількість видів (55 шт. – 14,21 %) тяжіє до місцезростань з умовами, перехідними від степового до лучностепоного режиму (8 балів), а також до сиролісолучного та мокроболотнолісолучного. Загалом це відповідає таким діапазонам бальних характеристик: 8–15, 8–16 та 8–17. Відносно значна кількість видів (30 шт. – 7,75 %) тяжіє до місцезростань з умовами від вологолісолучного режиму (13 балів) до перехідного від мокроболотнолісолучного до болотного і до прибережно-водного, що відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 13–18; 13–19; 13–20 та 13–21.

У видів флори лучних та прибережних екосистем регіону досліджень показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником водного режиму варіювали від 17,39 до 73,91%. При цьому 180 видів (46,75%) мали значення цього показника у межах 30–40 % (рис. 3.2). 117 видів (30,39%) характеризувалися

показниками RWN у межах 40–50 %, 37 видів (9,61 %) – у межах 50–60 %, 26 видів (6,75 %) – у межах 20–30 %, а 15 видів (3,90 %) – у межах 60–70%.

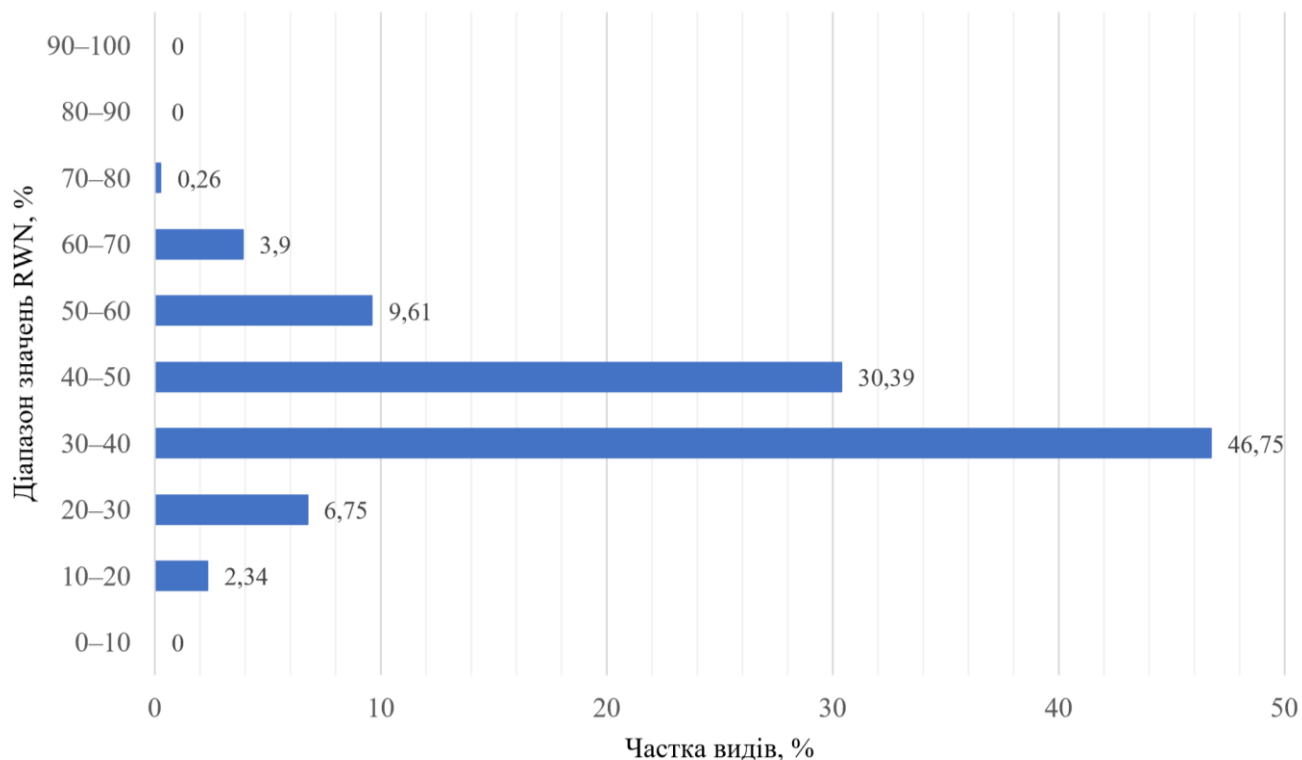


Рис. 3.2. Структура флори за відносною шириною еконіші (RWN) за чинником водного режиму ґрунту

Лише у одного виду (*Rorippa brachycarpa* (С.А.Мей.) Навек) величини RWN були більшими за 70 % і досягали 73,91 %, а у дев'яти (2,34 %) були найменшими і становили 17,39 %. Види, які вирізняються найвужчим та найширшим діапазоном значень RWN та, відповідно, найбільш чітко вираженими стенобіонтними і еврибіонтними властивостями, представлено у таблиці 3.8.

Загалом 230 видів (59,74 %) лучних та прибережних екосистем регіону досліджень тяжіють до добре зволжених та перезволжених місцезростань та характеризуються бальними показниками, мінімальні значення яких варіюють від 8 балів (умови, перехідні від степового до лучностепового режиму) до 17 (мокроболотнолісолучний режим), а максимальні – від 12 (умови, перехідні від сухолісолучного до вологолісолучного режиму) до 22 (умови, перехідні від прибережно-водного до водного режиму). Відповідно, зміни клімату, одним із

вірогідних проявів яких є зменшення вологозабезпеченості територій, можуть негативно відбитися на кількісних та якісних характеристиках фракції вологолюбних рослин і, у підсумку, призвести до суттєвої трансформації флористичного розмаїття рослин досліджуваної території. Насамперед ці зміни мають вплинути на види зі стенобіонтними властивостями, які, відповідно, характеризуються низькими значеннями ширини еконіші. Разом з тим, наявність у складі флори видів із показником RWN понад 50% свідчить про представленість серед них рослин із значним адаптаційним потенціалом до коливань водного режиму ґрунту та можливих змін гідрологічних умов.

Таблиця 3.8

Види, яким притаманні найширші та найвужчі діапазони значень відносної ширини еконіші (RWN) за чинником водного режиму ґрунту

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	10-20	60-70
1.	<i>Acorus calamus</i> L.	<i>Bromopsis inermis</i> (Leyss.) Holub
2.	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult.	<i>Alopecurus arundinaceus</i> Poir.
3.	<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	<i>Koeleria glauca</i> (Spreng.) DC.
4.	<i>Equisetum fluviatile</i> L.	<i>Plantago lanceolata</i> L.
5.	<i>Hottonia palustris</i> L.	<i>Potentilla anserina</i> L.
6.	<i>Iris pseudacorus</i> L.	<i>Chenopodium album</i> L.
7.	<i>Orchis palustris</i> Jacq.	<i>Crepis tectorum</i> L.
8.	<i>Ranunculus lingua</i> L.	<i>Galium verum</i> L.
9.	<i>Sparganium erectum</i> L.	<i>Helictotrichon pubescens</i> (Huds.) Pilg.
10.		<i>Lepidium latifolium</i> L.
11.		<i>Malva pumila</i> Smith.
12.		<i>Odontites vulgaris</i> Moench
13.		<i>Polygonum aviculare</i> L.s.str.
14.		<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.
15.		<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) Á.Löve

Було здійснено й аналіз даних щодо відношення видів лучних та прибережних екосистем досліджуваного регіону до чинника вологості ґрунту, отриманих на основі традиційних підходів щодо вивчення зазначеної характеристики (табл. 3.9).

Таблиця 3.9

Спектр гігроморф у флорі лучних та прибережних екосистем

№ з/п	Гігроморфи	Кількість видів, шт.	%
1.	Мезофіти	128	33,24
2.	Гігромезофіти	84	21,82
3.	Ксеромезофіти	69	17,92
4.	Мезогігрофіти	54	14,03
5.	Мезоксерофіти	25	6,49
6.	Гігрофіти	18	4,68
7.	Ксерофіти	7	1,82
	Всього	385	100

Встановлено, що у спектрі гігроморф переважають види мезофітної групи (128 видів / 33,24 %) за широкою представленістю видів чотирьох перехідних груп, пов'язаних з мезофітами (гігромезофітів, ксеромезофітів, мезогігрофітів, мезоксерофітів): їхня сумарна кількість досягає 232 шт. (60,26 %).

Загалом, результати цього аналізу також об'єктивно засвідчують, що серед досліджуваної флори значну частку становлять види, досить вимогливі до умов зволоження. Однак, дані, отримані на основі класичних підходів, за ступенем деталізації поступаються інформації, сформованій на основі шкал Я.П. Дідуха.

3.3.2. Структура флори за чинником змінності зволоження ґрунту. За чинником змінності зволоження ґрунту флора лучних та прибережних екосистем регіону досліджень охоплює увесь діапазон відповідної екошкали Я.П. Дідуха (табл. 3.10, Додаток В.2).

Таблиця 3.10

Екологічна структура флори за чинником змінності зволоження ґрунту

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	1	3	2	0,52
2.	1	4	1	0,26
3.	1	5	5	1,3
4.	1	6	2	0,52
5.	1	7	1	0,26
6.	1	8	1	0,26

Продовження таблиці 3.10

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
7.	1	9	4	1,04
8.	1	11	1	0,26
9.	2	4	2	0,52
10.	2	5	9	2,34
11.	2	6	4	1,04
12.	2	7	9	2,34
13.	2	8	2	0,52
14.	2	9	1	0,26
15.	2	10	1	0,26
16.	2	11	1	0,26
17.	3	5	2	0,52
18.	3	6	20	5,20
19.	3	7	15	3,9
20.	3	8	8	2,08
21.	3	9	23	5,97
22.	3	10	12	3,12
23.	3	11	9	2,34
24.	4	6	1	0,26
25.	4	7	12	3,12
26.	4	8	7	1,8
27.	4	9	32	8,31
28.	4	10	3	0,78
29.	5	8	14	3,64
30.	5	9	29	7,53
31.	5	10	14	3,64
32.	5	11	13	3,38
33.	6	8	3	0,78
34.	6	9	37	9,61
35.	6	10	14	3,64
36.	6	11	7	1,8
37.	7	9	15	3,9
38.	7	10	7	1,8
39.	7	11	9	2,34
40.	8	11	12	3,12
41.	9	9	1	0,26
42.	9	11	19	4,94
43.	10	11	1	0,26

Рослини розподіляються за 43 градаціями сполучень мінімальних та максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних

показників варіюють від 1 бала (постійне зволоження) до 10 (умови, перехідні від досить змінного зволоження до різко змінного зволоження), а максимальних – від 3 (відносно постійне зволоження) до 11 балів (різко змінне зволоження).

Серед рослин найбільші частки (9,61 та 8,31 %) складають, 37 та 32 види, які, відповідно, зростають в умовах із варіюванням бальних показників від 6 (умови, перехідні від слабо змінного зволоження до помірно змінного) до 9 (досить змінне зволоження) балів та від 4 (умови, перехідні від відносно постійного зволоження до слабо змінного зволоження) до 9 (досить змінне зволоження) балів (табл. 3.11).

Таблиця 3.11

**Види рослин, які складають найбільшу частку у складі флори
(за відношенням до чинника змінності зволоження)**

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка змінності зволоження / частка (%) видів у складі флори			
	6-9 / 9,61%	4-9 / 8,31%	5-9 / 7,53%	3-9 / 5,97%
1.	<i>Achillea setaceae</i> Waldst. & Kit.	<i>Allium sphaerocephalon</i> L.	<i>Anthericum ramosum</i> L.	<i>Angelica sylvestris</i> L.
2.	<i>Achillea millefolium</i> L.	<i>Allium vineale</i> L..	<i>Carduus acanthoides</i> L.	<i>Artemisia absinthium</i> L.
3.	<i>Euphrasia brevipila</i> Burn. & Gremli	<i>Anthemisia arvensis</i> L.	<i>Hottonia palustris</i> L.	<i>Artemisia scoparia</i> Waldst. & Kit.
4.	<i>Festuca regeliana</i> Pavl.	<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.	<i>Inula britannica</i> L.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.
5.	<i>Festuca rupicola</i> Heuff.	<i>Conium maculatum</i> L.	<i>Juncus inflexus</i> L.	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.
6.	<i>Hierochloe odorata</i> (L.) P.Beauv.	<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) P.Beauv.	<i>Koeleria glauca</i> (Spreng.) DC.	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.
7.	<i>Hierochloë repens</i> (Host) P.Beauv.	<i>Dianthus armeria</i> L.	<i>Festuca valesiaca</i> Gaudin	<i>Eryngium planum</i> L.
8.	<i>Holcus lanatus</i> L.	<i>Dianthus deltoides</i> L.	<i>Gentiana pneumonanthe</i> L.	<i>Galium aparine</i> L.
9.	<i>Galium ruthenicum</i> Willd.	<i>Elisanthe viscosa</i> (L.) Rupr.	<i>Dactylorhiza incarnata</i> (L.) Soó	<i>Glyceria maxima</i> (C. Hartm.) Holmberg
10.	<i>Cynosurus cristatus</i> L.	<i>Elytrigia repens</i> (L.) Nevski	<i>Carex lachenalii</i> Sckuhr	<i>Gratiola officinalis</i> L.
11.	<i>Cirsium canum</i> (L.) All.	<i>Galium mollugo</i> L.	<i>Carex otrubae</i> Podp.	<i>Hieracium umbellatum</i> L.

Продовження таблиці 3.11

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка змінності зволоження / частка (%) видів у складі флори			
	6-9 / 9,61%	4-9 / 8,31%	5-9 / 7,53%	3-9 / 5,97%
12.	<i>Carlina biebersteinii</i> Bernh. ex Hornem.	<i>Eremogone micradenia</i> (P. Smirn.) Ikonn.	<i>Carex vulpina</i> L.	<i>Juncus bufonius</i> L.
13.	<i>Centaurea phrygia</i> L.	<i>Erigeon acris</i> L.	<i>Cicuta virosa</i> L.	<i>Juncus compressus</i> Jacq.
14.	<i>Carex disticha</i> Huds.	<i>Eryngium campestre</i> L.	<i>Crepis tectorum</i> L.	<i>Juncus conglomeratus</i> L.
15.	<i>Alopecurus pratensis</i> L.	<i>Festuca pratensis</i> Huds.	<i>Linum catharticum</i> L.	<i>Malva pussila</i> Smith.
16.	<i>Inula helenium</i> L.	<i>Festuca rubra</i> L.	<i>Lotus arvensis</i> Pers.	<i>Melilotus albus</i> Medik.
17.	<i>Koeleria delavignei</i> Czern. ex Domin	<i>Lythrum salicaria</i> L.	<i>Orchis palustris</i> Jacq.	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.
18.	<i>Leontodon autumnalis</i> L.	<i>Melandrium album</i> (Mill.) Garcke	<i>Polygala vulgaris</i> L.	<i>Myosotis laxa</i> Lehm.
19.	<i>Leonurus villosus</i> Desf. ex D'Urv.	<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench	<i>Potentilla neglecta</i> Baumg.	<i>Polygala comosa</i> Schkuhr
20.	<i>Lythrum virgatum</i> L.	<i>Poa palustris</i> L.	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser
21.	<i>Mentha aquatica</i> L.	<i>Potentilla argentea</i> L.	<i>Carex praecox</i> Schreb.	<i>Rorippa palustri</i> (L.) Besser
22.	<i>Mentha arvensis</i> L.	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	<i>Verbascum thapsus</i> L.
23.	<i>Mentha verticillata</i> L.	<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	<i>Poa annua</i> L.	<i>Viola hirta</i> L.
24.	<i>Poa sylvicola</i> Guss.	<i>Salvia pratensis</i> L.	<i>Rumex acetosa</i> L.	
25.	<i>Prunella vulgaris</i> L.	<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	<i>Salvia nemorosa</i> L. aggr.	
26.	<i>Ptarmica cartilaginea</i> (Ledeb. Ex Rchb.) Ledeb.	<i>Scleranthus perennis</i> L.	<i>Scrophularia nodosa</i> L.	
27.	<i>Rumex confertus</i> Willd.	<i>Senecio erucifolius</i> L.	<i>Taraxacum officinale</i> Wegg. aggr.	
28.	<i>Rumex crispus</i> L.	<i>Sium latifolium</i> L.	<i>Sonchus arvensis</i> L.	
29.	<i>Salvia verticillata</i> L.	<i>Urtica dioica</i> L.	<i>Sonchus palustris</i> L.	
30.	<i>Sanquisorba officinalis</i> L.	<i>Verbascum lychnitis</i> L.		
31.	<i>Scirpoides oloschoenuc</i> (L.) Soják	<i>Verbena officinalis</i> L.		

Продовження таблиці 3.11

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника змінності зволоження / частка (%) видів у складі флори			
	6-9 / 9,61%	4-9 / 8,31%	5-9 / 7,53%	3-9 / 5,97%
32.	<i>Senecio tataricus</i> Less.	<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) Á.Löve		
33.	<i>Trifolium medium</i> L.			
34.	<i>Setaria viridis</i> (L.) P.Beauv.			
35.	<i>Veronica chamaedrys</i> L.			
36.	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Desf			
37.	<i>Veronica teucrium</i> L.			

Значною (у межах 5,20–7,53 %) є частка рослин, що відповідають умовам із варіюванням бальних показників від 3 (відносно постійне зволоження) до 6 (умови, перехідні слабо змінного зволоження до помірно змінного зволоження) балів, від 3 (відносно постійне зволоження) та 9 (досить змінне зволоження) балів та від 5 (слабо змінне зволоження) до 9 (досить змінне зволоження) балів. Зазначені градації репрезентовані 20–29 видами.

Суттєвою (у межах 3,12–4,94 %) є частка видів, які характеризуються такими діапазонами бальних значень: 3–7; 3–10; 4–7; 5–8; 5–10; 5–11; 6–10; 7–9; 8–11; 9–11. Ці групи репрезентовані 12–19 видами рослин. Інші 28 груп представлені 1–9 видами, частка яких варіюється від 0,26 до 2,34%.

Сумарно 89 видів (23,13 %) тяжіють до місцезростань з умовами від відносно постійного зволоження (3 бали) до слабо і навіть різко змінного зволоження. Це відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 3–5 ; 3–6; 3–7; 3–8; 3–9; 3–10 та 3–11. Дещо менша кількість видів (70 шт. – 18,19 %) тяжіє до місцезростань зі слабкозмінним зволоженням (5 балів) до помірно і навіть різко змінного зволоження. Це відповідає діапазонам бальних характеристик: 5–8; 5–9; 5–10 та 5–11. Ще 61 вид (15,83 %) тяжіє до місцезростань із умовами, перехідними від слабкозмінного зволоження до помірно змінного (6 балів) і навіть до помірно та

навіть різко змінного зволоження. Це відповідає таким діапазонам бальних характеристик: 6–8; 6–9; 6–10 та 6–11.

Показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником змінності зволоження варіювали від 9,1 до 100 %. При цьому 112 видів (29,1 %) мали значення цього показника у межах 30–40 % (рис. 3.3). 83 види (21,56 %) характеризувались показниками RWN у межах 40–50 %, 72 види (18,7 %) – у межах 50–60 %, 44 види (11,43 %) – у межах 20–30 % та 42 види (10,91 %) – у межах 60–70 %. По 14 видів (по 3,63 %) характеризувалися величинами RWN на рівні 70–80 % та 80–90 %. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. та *Rorippa brachycarpa* (C.A.Mey.) Hayek належать до числа видів, у яких найбільш чітко виражені еврибіонтні властивості, значення RWN перевищують 90%, а *Polygonum arenarium* Waldst. & Kit. й *Polygonum hydropiper* L. – стенобіонтні при RWN, які, відповідно, дорівнюють 18,2 та 9,1 %.

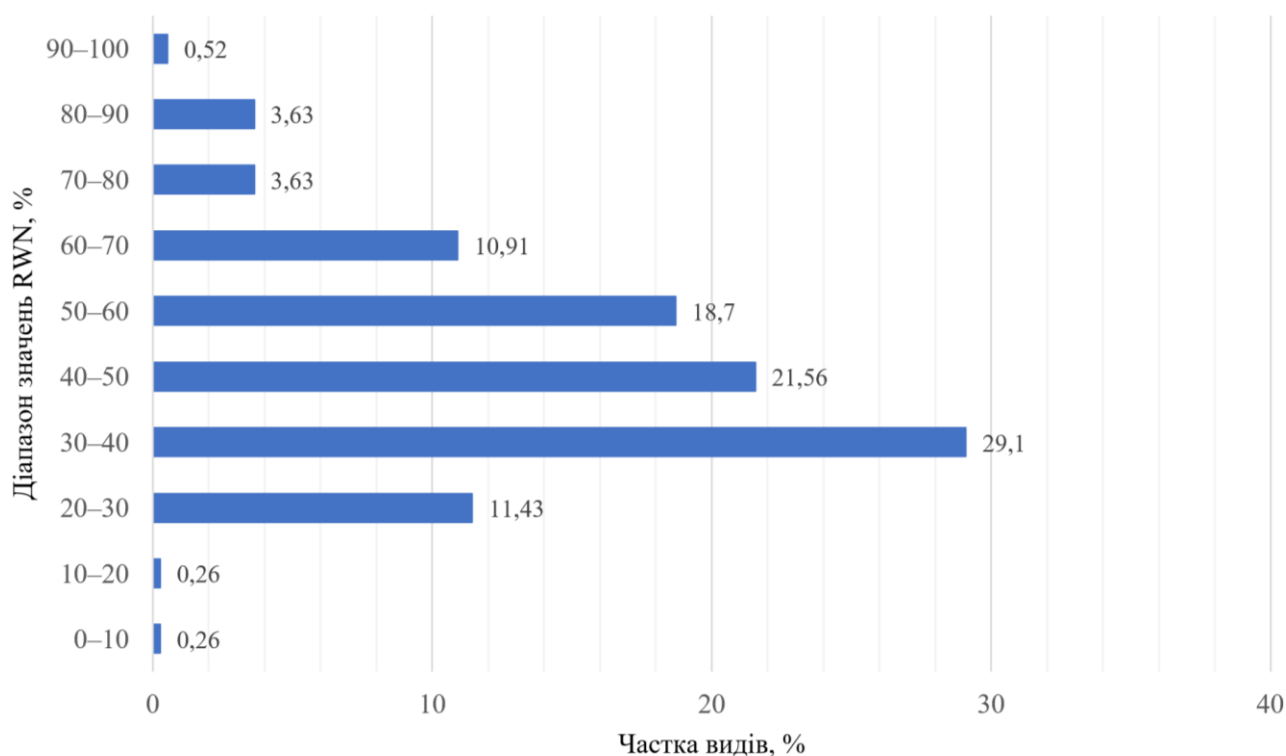


Рис. 3.3. Структура флори лучних та прибережних екосистем регіону досліджень за відотною шириною еконіші (RWN) за чинником змінності зволоження

3.3.3. Структура флори за чинником вмісту нітрогену в ґрунті. За чинником вмісту нітрогену в ґрунті флора лучних та прибережних екосистем регіону досліджень охоплює увесь діапазон відповідної екошкали Я.П. Дідуха (табл. 3.12, Додаток В.3).

Таблиця 3.12

Екологічна структура флори за чинником вмісту нітрогену в ґрунті

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	1	4	1	0,26
2.	1	5	18	4,68
3.	1	6	3	0,78
4.	1	7	16	4,16
5.	1	8	2	0,52
6.	1	9	1	0,26
7.	2	5	6	1,56
8.	2	6	6	1,56
9.	2	7	29	7,63
10.	2	8	7	1,82
11.	2	9	3	0,78
12.	2	10	1	0,26
13.	3	5	3	0,78
14.	3	6	4	1,04
15.	3	7	38	9,80
16.	3	8	34	8,83
17.	3	9	56	14,55
18.	3	10	11	2,86
19.	3	11	2	0,52
20.	4	7	3	0,78
21.	4	8	6	1,56
22.	4	9	19	4,94
23.	4	10	9	2,34
24.	5	7	1	0,26
25.	5	8	4	1,04
26.	5	9	33	8,57
27.	5	10	32	8,31
28.	5	11	3	0,78
29.	6	9	1	0,26
30.	6	10	13	3,31

Продовження таблиці 3.12

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
31.	6	11	2	0,52
32.	7	10	5	1,30
33.	7	11	11	2,86
34.	8	11	2	0,52

Рослини розподіляються за 34 градаціями сполучення мінімальних і максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних показників варіюють від 1 балу (безазотисті ґрунти) до 8 (умови, перехідні від досить забезпечених нітрогеном ґрунтів до багатих нітрогеном ґрунтів), а максимальних від 4 (умови, перехідні від дуже бідних на мінеральний нітроген ґрунтів) до 11 балів (надлишково багаті на нітроген ґрунти).

Серед рослин найбільшу частку (14,55 %) становлять 56 видів, які зростають в умовах із варіюванням бальних показників від 3 (дуже бідні на мінеральний нітроген ґрунти) до 9 (багаті нітрогеном ґрунти) (табл. 3.13).

Таблиця 3.13

**Види рослин, які складають найбільшу частку у складі флори
(за відношенням до чинника вмісту нітрогену в ґрунті)**

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка вмісту нітрогену в ґрунті / частка (%) видів у складі флори			
	3-9 / 14,55%	3-7 / 9,80%	3-8 / 8,83%	5-9 / 8,57%
1.	<i>Achillea millefolium</i> L.	<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	<i>Poa angustifolia</i> L.	<i>Althaea officinalis</i> L.
2.	<i>Agrostis gigantea</i> Roth	<i>Allium oleraceum</i> L.	<i>Descurainia sophia</i> (L.) Webb ex Prantl	<i>Bunias orientalis</i> L.
3.	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	<i>Arenaria uralensis</i> Pall. ex Spreng.	<i>Lotus arvensis</i> Pers.	<i>Caltha palustris</i> L.
4.	<i>Angelica sylvestris</i> L.	<i>Aristolochia clematitis</i> L.	<i>Lotus corniculatus</i> L.	<i>Festuca rupicola</i> Heuff.
5.	<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	<i>Carex acuta</i> L.	<i>Carex distans</i> L.	<i>Fumaria officinalis</i> L.
6.	<i>Atriplex tatarica</i> L.	<i>Carex buxbaumii</i> Wahlenb.	<i>Centaureum erythraea</i> Rafn	<i>Fumaria schleicheri</i> Soy. Willem.

Продовження таблиці 3.13

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка вмісту нітрогену в ґрунті / частка (%) видів у складі флори			
	3-9 / 14,55%	3-7 / 9,80%	3-8 / 8,83%	5-9 / 8,57%
7.	<i>Barbarea vulgaris</i> R.Br.	<i>Carex elata</i> All.	<i>Allium vineale</i> L.	<i>Galium mollugo</i> L.
8.	<i>Bistorta officinalis</i> Delarbre	<i>Carex lachenalii</i> Sckuhr	<i>Eryngium planum</i> L.	<i>Galium palustre</i> L.
9.	<i>Bromopsis inermis</i> (Leyss.) Holub	<i>Artemisia austriaca</i> Jacq.	<i>Euphorbia virgata</i> Waldst. & Kit.	<i>Galium rubioides</i> L.
10.	<i>Bromus squarrosus</i> L.	<i>Campanula glomerata</i> L.	<i>Hierochloë repens</i> (Host) P.Beauv.	<i>Euphorbia palustris</i> L.
11.	<i>Calamagrostis canescens</i> (Weber) Roth	<i>Campanula patula</i> L.	<i>Juncus conglomeratus</i> L.	<i>Festuca pratensis</i> Huds.
12.	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	<i>Campanula rapunculus</i> L.	<i>Juncus gerardii</i> Loisel.	<i>Festuca regeliana</i> Pavl.
13.	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	<i>Carex riparia</i> Curtis.	<i>Koeleria delavignei</i> Czern. ex Domin	<i>Carum carvi</i> L.
14.	<i>Carex disticha</i> Huds.	<i>Cirsium esculentum</i> (Siev.) C.A.Mey.	<i>Agropyron pectinatum</i> (M.Bieb.) P.Beauv.	<i>Cirsium canum</i> (L.) All.
15.	<i>Carex hirta</i> L.	<i>Cynosurus cristatus</i> L.	<i>Agrostis vinealis</i> Schreb.	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult.
16.	<i>Carex otrubae</i> Podp.	<i>Daucus carota</i> L.	<i>Rumex thyrsiflorus</i> Fingerh.	<i>Inula helenium</i> L.
17.	<i>Carex pseudocyperus</i> L.	<i>Festuca rubra</i> L.	<i>Salvia verticillata</i> L.	<i>Lepidium latifolium</i> L.
18.	<i>Carex vesicaria</i> L.	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	<i>Sanquisorba officinalis</i> L.	<i>Lolium temulentum</i> L.
19.	<i>Carex vulpina</i> L.	<i>Eryngium campestre</i> L.	<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	<i>Lycopus exaltatus</i> L.
20.	<i>Centaurea jacea</i> L.	<i>Geum rivale</i> L.	<i>Rhinanthus minor</i> L.	<i>Lysimachia nummularia</i> L.
21.	<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	<i>Helictotrichon pubescens</i> (Huds.) Pilg.	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	<i>Lythrum virgatum</i> L.
22.	<i>Cichorium intybus</i> L.	<i>Herniaria glabra</i> L.	<i>Stachys germanica</i> L.	<i>Melandrium album</i> (Mill.) Garcke
23.	<i>Cicuta virosa</i> L.	<i>Hypochaeris maculata</i> L.	<i>Trifolium alpestre</i> L.	<i>Plantago major</i> L.
24.	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	<i>Juncus inflexus</i> L.	<i>Trifolium arvense</i> L.	<i>Poa sylvicola</i> Guss.
25.	<i>Crepis tectorum</i> L.	<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	<i>Heracleum sibiricum</i> L.
26.	<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (Drude) Soó	<i>Lotus ucrainicus</i> Klok.	<i>Trifolium medium</i> L.	<i>Odontites vulgaris</i> Moench
27.	<i>Epilobium parviflorum</i> Schereb.	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	<i>Triglochin palustre</i> L.	<i>Oenanthe aqvatica</i> (L.) Poir.

Продовження таблиці 3.13

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка вмісту нітрогену в ґрунті / частка (%) видів у складі флори			
	3-9 / 14,55%	3-7 / 9,80%	3-8 / 8,83%	5-9 / 8,57%
28.	<i>Equisetum fluviatile</i> L.	<i>Mentha aqtatica</i> L.	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	<i>Sinapis arvensis</i> L.
29.	<i>Galium physocarpum</i> Ledeb.	<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench	<i>Veronica officinalis</i> L.	<i>Solamum dulcamara</i> L.
30.	<i>Gratiola officinalis</i> L.	<i>Polygala vulgaris</i> L.	<i>Verbascum lychnitis</i> L.	<i>Verbena officinalis</i> L.
31.	<i>Hierochloe odorata</i> (L.) P.Beauv.	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	<i>Veronica teucrium</i> L.	<i>Veronica anagallis- aqtatica</i> L.
32.	<i>Holcus lanatus</i> L.	<i>Senecio erucifolius</i> L.	<i>Viola palustris</i> L.	<i>Veronica anagalloides</i> Guss.
33.	<i>Hottonia palustris</i> L.	<i>Taraxacum erythrospermum</i> Andrz .	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Desf.	<i>Thlaspi arvense</i> L.
34.	<i>Hypericum perforatum</i> L.	<i>Sisymbrium loeselii</i> L.	<i>Polygala podolica</i> DC.	
35.	<i>Inula britannica</i> L.	<i>Origanum vulgare</i> L.		
36.	<i>Juncus bufonius</i> L.	<i>Bromus hordeaceus</i> \ <i>Bromus mollis</i> L.		
37.	<i>Juncus compressus</i> Jacq.	<i>Vicia tenuifoliua</i> Roth		
38.	<i>Leontodon autumnalis</i> L.	<i>Triglochin maritimum</i> L.		
39.	<i>Lysimachia vulgaris</i> L.			
40.	<i>Lythrum salicaria</i> L.			
41.	<i>Malva pussila</i> Smith.			
42.	<i>Medicago lupulina</i> L.			
43.	<i>Mentha arvensis</i> L.			
44.	<i>Myosotis laxa</i> Lehm.			
45.	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.			
46.	<i>Plantago lanceolata</i> L.			
47.	<i>Polygonum aviculare</i> L.s.str.			
48.	<i>Potentilla reptans</i> L			
49.	<i>Prunella vulgaris</i> L.			
50.	<i>Ranunculus acris</i> L.			
51.	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.			
52.	<i>Senecio tataricus</i> Less.			

Продовження таблиці 3.13

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка вмісту нітрогену в ґрунті / частка (%) видів у складі флори			
	3-9 / 14,55%	3-7 / 9,80%	3-8 / 8,83%	5-9 / 8,57%
53.	<i>Sparganium erectum</i> L.			
54.	<i>Teucrium scordium</i> L.			
55.	<i>Verbascum densiflorum</i> Bertol.			
56.	<i>Vicia sepium</i> L.			

Значною (у межах 7,63–9,80 %) є частка рослин, що відповідають умовам із варіюванням бальних показників від двох (умови, перехідні від безазотистих ґрунтів до дуже бідних на мінеральний нітроген ґрунти) до семи (досить забезпечені нітрогеном ґрунти) балів, від п'яти (бідні на мінеральний нітроген ґрунти) до 10 (умови, перехідні від багатих нітрогеном до надлишково багатих на нітроген) балів, від п'яти (бідні на мінеральний нітроген ґрунти) до дев'яти (багаті нітрогеном ґрунти) балів, від трьох (дуже бідні на мінеральний нітроген ґрунти) до восьми (умови, перехідні від досить забезпечених нітрогеном до багатих нітрогеном) балів, від трьох (дуже бідні на мінеральний нітроген) до семи (досить забезпечені нітрогеном) балів. У складі цих п'яти груп представлено 29–38 видів.

Суттєвою (у межах 2,86–4,94 %) є частка видів, які характеризуються такими діапазонами бальних значень: 3–10; 7–11; 6–10; 1–7; 1–5 та 4–9. Ці групи репрезентовані 11–19 видами рослин. Інші 22 групи представлені 1–9 видами, частка яких варіює від 0,26 до 2,34 %.

Сумарно 139 видів (36,04 %) тяжіють до місцезростань з умовами від дуже бідних на мінеральний нітроген ґрунтів (3 бали) до досить забезпечених нітрогеном ґрунтів, а також багатих нітрогеном ґрунтів і навіть перехідних до надлишково багатих на нітроген. Це відповідає таким діапазонам бальних характеристик: 3–7; 3–8; 3–9 та 3–10. Дещо менша кількість видів (65 шт. – 16,88 %) тяжіє до місцезростань із бідними на нітроген ґрунтами (5 балів), до ґрунтів, багатих нітрогеном, та до перехідних до надлишково багатих на нітроген. Загалом, це

відповідає діапазонам бальних характеристик: 5–9 та 5–10.

У рослин лучних та прибережних екосистем регіону досліджень показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником вмісту нітрогену в ґрунті варіювали від 27,27 до 81,82 %. При цьому 125 видів (32,47 %) мали значення цього показника у межах 40–50 % (рис. 3.4).

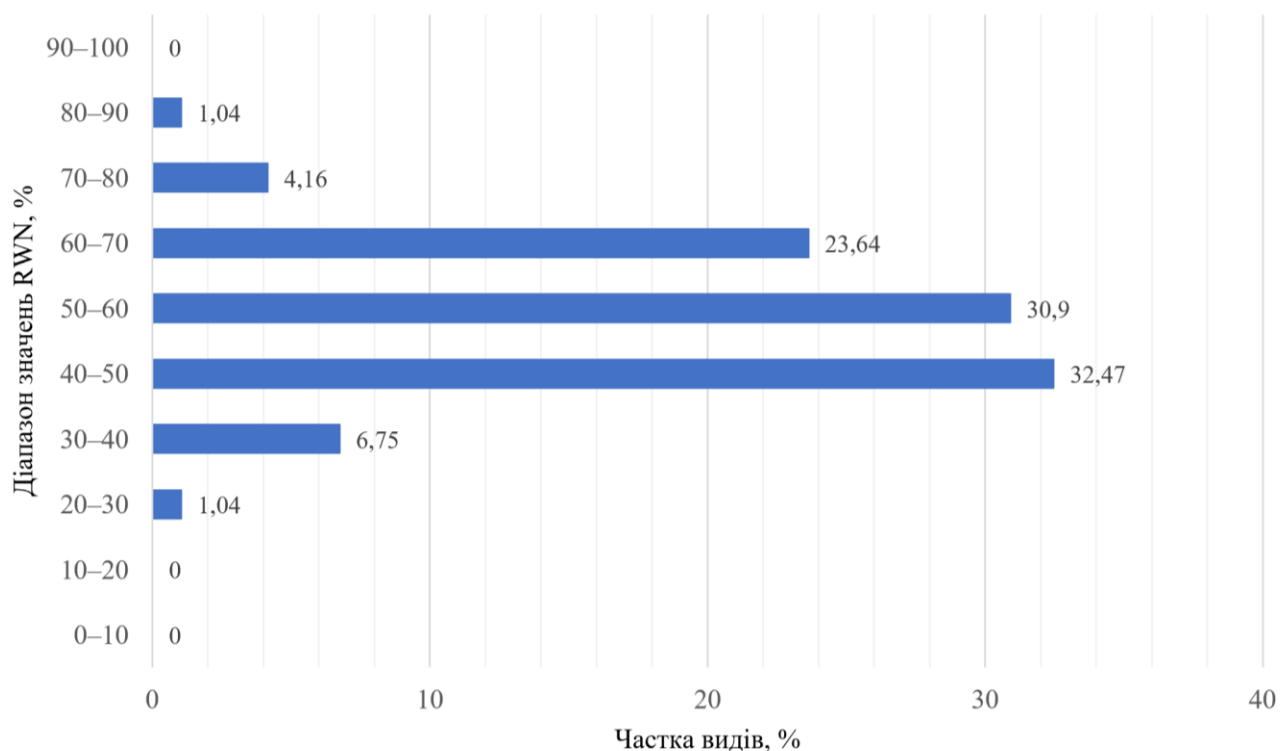


Рис. 3.4. Структура флори лучних та прибережних екосистем регіону досліджень за відотною шириною еконіші (RWN) за чинником вмісту нітрогену в ґрунті

119 видів (30,90 %) характеризувалися показниками RWN у межах 50–60 %, 91 вид (23,64%) – у межах 60–70 % та 26 видів (6,75 %) – у межах 30–40 %. 16 видів (4,16 %) мали значення RWN на рівні 70–80 %. У чотирьох видів (1,04%) величини RWN були більшими за 80 % і досягали 81,82 %. Ще чотири види, навпаки, мали найменші значення RWN: 27,27 %. Види, які вирізняються найвужчим і найширшим діапазоном значень RWN, наведені в таблиці 3.14.

Було здійснено й аналіз даних щодо відношення видів лучних та прибережних екосистем досліджуваного регіону до чинника родючості ґрунту загалом, отриманих на основі традиційних підходів щодо вивчення зазначеної

характеристики (табл. 3.15).

Таблиця 3.14

Види, яким притаманні найширші та найвужчі діапазони значень відносної ширини еконіші (RWN) за чинником вмісту нітрогену в ґрунті

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	20 – 30	80 – 90
1.	<i>Galium boreale</i> L.	<i>Petasites spurius</i> (Retz.) Rchb.
2.	<i>Gentiana pneumonanthe</i> L.	<i>Ranunculus repens</i> L.
3.	<i>Juncus articulatus</i> L.	<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser
4.	<i>Onobryhis viciifolia</i> Scop.	<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) Á. Löve

Таблиця 3.15

Структура флори лучних та прибережних екосистем регіону досліджень за чинником родючості ґрунту

№ з/п	Група рослин	Кількість видів, шт.	%
1.	Мезотрофи	163	42,33
2.	Мегатрофи	140	36,36
3.	Оліготрофи	62	16,02
4.	Мезо-оліготрофи	14	3,64
5.	Евритрофи	3	0,78
6.	Мезо-мегатрофи	2	0,52
7.	Напівпаразити	1	0,26
	Всього	385	100

Результати такого аналізу, які і дані представлені у цьому підрозділі щодо нітрогену, засвідчують, що серед досліджуваних рослин сумарно переважають рослини із середнім (мезотрофи: 163 види / 42,33 %) та високим рівнем вимогливості до рівня родючості (мегатрофи: 140 видів / 36,36 %) та, відповідно до рівня його забезпечення елементами мінерального живлення, у тому числі нітрогеном. Разом з тим досить вагомою є частка видів із незначною вимогливістю до рівня родючості (оліготрофи: 62 види/16,02 %). Наявність перехідних груп (мезо-оліготрофи – 3,64 %, мезо-мегатрофи – 0,52 %, евритрофи – 0,78 %) відображає широку екологічну амплітуду флори і здатність видів існувати за умов значної просторово-часової мінливості забезпечення елементами мінерального живлення. Такий розподіл є типовим для заплавних екосистем, які

характеризуються високою різноманітністю ґрунтових умов і різкими контрастами вмісту поживних речовин, зумовленими гідрологічним режимом та алювіальними процесами) [163, 211].

Загалом дані, отримані на основі класичних підходів за чинником родючості ґрунту, як і за чинником вологості ґрунту, поступаються за ступенем деталізації інформації, сформованої на основі шкал Я.П. Дідуха, яка в даному випадку дозволяє проаналізувати флористичні спектри не за однією узагальнювальною характеристикою (рівнем родючості ґрунту загалом), а й щодо відношення рослин до окремо взятих показників (вмісту нітрогену, кальцію, солей, рівня рН), пов'язаних із рівнем родючості.

3.3.4. Структура флори за чинником вмісту солей в ґрунті. За чинником вмісту солей в ґрунті флора лучних та прибережних екосистем досліджуваного регіону охоплює увесь діапазон відповідної екошкали Я.П. Дідуха (табл. 3.16, Додаток В.4). Рослини розподіляються за 63 градаціями сполучення мінімальних і максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних показників варіюють від 1 балу (особливо бідні солями сильно вилуговані мінеральні підзолисті ґрунти) до 9 (багаті солями чорноземи та каштанові ґрунти), а максимальних від 5 (небагаті солями підзолисті ґрунти) до 19 балів (злісні солончаки, покриті солями).

Таблиця 3.16

Екологічна структура флори за чинником солоності ґрунту

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	1	5	2	0,52
2.	1	8	1	0,26
3.	1	9	1	0,26
4.	1	10	1	0,26
5.	2	7	3	0,78
6.	2	8	2	0,52
7.	2	9	12	3,12
8.	2	10	2	0,52
9.	2	11	2	0,52

Продовження таблиці 3.16

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
10.	2	12	1	0,26
11.	2	13	1	0,26
12.	2	14	1	0,26
13.	2	15	2	0,52
14.	3	8	8	2,08
15.	3	9	24	6,23
16.	3	10	15	3,90
17.	3	11	23	6,00
18.	3	12	7	1,82
19.	3	13	16	4,16
20.	3	14	2	0,51
21.	3	15	14	3,64
22.	3	17	1	0,26
23.	4	7	1	0,26
24.	4	8	4	1,04
25.	4	9	11	2,86
26.	4	10	12	3,12
27.	4	11	11	2,86
28.	4	12	11	2,86
29.	4	13	2	0,52
30.	4	14	6	1,56
31.	4	15	3	0,78
32.	4	16	1	0,26
33.	5	7	1	0,26
34.	5	8	2	0,52
35.	5	9	15	3,9
36.	5	10	27	7,01
37.	5	11	33	8,56
38.	5	12	12	3,12
39.	5	13	9	2,34
40.	5	14	12	3,12
41.	5	15	11	2,86
42.	5	16	4	1,03
43.	5	19	1	0,26
44.	6	9	1	0,26
45.	6	10	7	1,82
46.	6	11	10	2,60
47.	6	12	5	1,27
48.	6	13	2	0,52
49.	6	14	2	0,52
50.	6	15	1	0,26
51.	6	16	1	0,26

Продовження таблиці 3.16

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
52.	6	17	1	0,26
53.	7	10	2	0,52
54.	7	11	3	0,78
55.	7	12	2	0,52
56.	7	13	5	1,27
57.	7	14	2	0,52
58.	7	15	2	0,52
59.	7	16	1	0,26
60.	8	15	2	0,52
61.	8	16	2	0,52
62.	9	15	2	0,52
63.	9	16	2	0,52

Серед рослин найбільшу частку (8,56 % та 7,01 %, відповідно) складають 33 види, які зростають в умовах із варіюванням бальних показників від п'яти (небагаті солями підзолисті ґрунти) балів до 11 (слабкозасолені солончакуваті чорноземні ґрунти) балів та 27 видів, які зростають в умовах із бальними показниками від п'яти (небагаті солями підзолисті ґрунти) балів до 10 (умови, перехідні від багатими солями чорноземних та каштанових ґрунтів до слабкозасолених солончакуватих чорноземів) балів (табл. 3.17).

Таблиця 3.17

Види рослин, які складають найбільшу частку у складі флори (за відношенням до чинника вмісту солей в ґрунті)

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника вмісту солей в ґрунті / частка (%) видів у складі флори			
	5-11 / 8,56%	5-10 / 7,01%	3-9 / 6,23%	3-11 / 6,0%
1.	<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	<i>Betonica officinalis</i> L. s. 1	<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.
2.	<i>Campanula rapunculus</i> L.	<i>Ajuga genevensis</i> L.	<i>Ajuga reptans</i> L.	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.
3.	<i>Carex vulpina</i> L.	<i>Allium vineale</i> L.	<i>Angelica sylvestris</i> L.	<i>Carex acuta</i> L.
4.	<i>Carlina biebersteinii</i> Bernh. ex Hornem.	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	<i>Carex lachenalii</i> Sckuhr	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.

Продовження таблиці 3.17

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника вмісту солей в ґрунті / частка (%) видів у складі флори			
	5-11 / 8,56%	5-10 / 7,01%	3-9 / 6,23%	3-11 / 6,0%
5.	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Crong.	<i>Anthemisia</i> <i>arvensis</i> L.	<i>Carex</i> <i>pseudocyperus</i> L.	<i>Carex</i> <i>buxbaumii</i> Wahlenb.
6.	<i>Cynoglossum</i> <i>officinale</i> L.	<i>Archangelica</i> <i>officinalis</i> Hoffm.	<i>Centaurea</i> <i>phrygia</i> L.	<i>Carex hirta</i> L.
7.	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult.	<i>Carex</i> <i>omsciana</i> Meinsh.	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard
8.	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	<i>Carum carvi</i> L.	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	<i>Achillea</i> <i>millefolium</i> L.
9.	<i>Eremogone micradenia</i> (P. Smirn.) Ikonn.	<i>Echium vulgare</i> L.	<i>Leonurus villosus</i> Desf. ex D'Urv.	<i>Leontodon</i> <i>autumnalis</i> L.
10.	<i>Fumaria officinalis</i> L.	<i>Galium</i> <i>uliginosum</i> L.	<i>Linum</i> <i>catharticum</i> L.	<i>Leucanthemum</i> <i>vulgare</i> Lam.
11.	<i>Fumaria schleicheri</i> Soy.-Willem.	<i>Koeleria delavignei</i> Czern. ex Domin	<i>Dianthus</i> <i>deltoides</i> L.	<i>Lycopus</i> <i>europaeus</i> L.
12.	<i>Glechoma</i> <i>hederaceae</i> L.	<i>Lotus arvensis</i> Pers.	<i>Epilobium</i> <i>parviflorum</i> Schreb.	<i>Origanum vulgare</i> L.
13.	<i>Inula helenium</i> L.	<i>Mentha</i> <i>verticillata</i> L.	<i>Helictotrichon</i> <i>pubescens</i> (Huds.) Pilg.	<i>Ranunculus</i> <i>flammula</i> L.
14.	<i>Iris pseudacorus</i> L.	<i>Phalaroides</i> <i>arundinaceae</i> (L.) Rausch.	<i>Heracleum</i> <i>sibiricum</i> L.	<i>Ranunculus</i> <i>scleratus</i> L.
15.	<i>Lolium perenne</i> L.	<i>Phleum pratense</i> L.	<i>Lycopus</i> <i>exaltatus</i> L.f.	<i>Oenanthe aqvatica</i> (L.) Poir.
16.	<i>Lolium temulentum</i> L.	<i>Poa sylvicola</i> Guss.	<i>Myosorus</i> <i>minimus</i> L.	<i>Deschampsia</i> <i>caespitosa</i> (L.) P.Beauv.
17.	<i>Melandrium album</i> (Mill.) Garcke	<i>Pulicaria vulgaris</i> Gaertn.	<i>Naumburgia</i> <i>thyrsiphora</i> (L.) Reichenb.	<i>Equisetum</i> <i>palustre</i> L.
18.	<i>Poa palustris</i> L.	<i>Salvia pratensis</i> L.	<i>Rhinanthus</i> <i>minor</i> L.	<i>Erigeon acris</i> L.
19.	<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser	<i>Scabiosa</i> <i>ochroleuca</i> L.	<i>Rumex acetosa</i> L.	<i>Veronica</i> <i>chamaedrys</i> L.
20.	<i>Rumex crispus</i> L.	<i>Sinapis arvensis</i> L.	<i>Scleranthus</i> <i>perennis</i> L.	<i>Veronica</i> <i>teucrium</i> L.
21.		Продовження таблиці 3.13		<i>Persicaria</i> <i>hydropiper</i> (L.) Delarbre
	<i>Senecio tataricus</i> Less.	<i>Solanum</i> <i>dulcamara</i> L.	<i>Scutellaria</i> <i>gatericulata</i> L.	
22.	<i>Setaria glauca</i> (L.) P.Beauv.	<i>Solanum nigrum</i> L.	<i>Scutellaria</i> <i>hastifolia</i> L.	<i>Thalictrum flavum</i> L.
23.	<i>Stachys palustris</i> L.	<i>Stachys recta</i> L.	<i>Viola palustris</i> L.	<i>Rumex thyrsiflorus</i> Fingerh.
24.	<i>Symphitum officinale</i> L.	<i>Urtica galeopsifolia</i> Wierzb. ex Opiz	<i>Verbascum</i> <i>lychnitis</i> L.	

Продовження таблиці 3.17

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка вмісту солей в ґрунті / частка (%) видів у складі флори			
	5-11 / 8,56%	5-10 / 7,01%	3-9 / 6,23%	3-11 / 6,0%
25.	<i>Trifolium hybridum</i> L.	<i>Vicia tenuifolia</i> Roth		
26.	<i>Typha latifolia</i> L.	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Desf.		
27.	<i>Verbascum densiflorum</i> Bertol.	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench		
28.	<i>Veronica persica</i> Poir.			
29.	<i>Allium oleraceum</i> L.			
30.	<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.			
31.	<i>Viola montana</i> L.			
32.	<i>Carex praecox</i> Schreb.			
33.	<i>Tripleurospermum inodorum</i> (L.) Sch.Bip.			

Значною (у межах 6,0–6,23 %) є частка рослин, що відповідають умовам із варіюванням бальних показників від трьох (бідні сильно вилуговані ґрунти) до 11 (слабкозасолені солончакуваті чорноземні ґрунти) балів та від трьох (бідні сильно вилуговані ґрунти) до дев'яти (багаті солями чорноземні та каштанові ґрунти) балів. У складі цих двох груп представлено 23 і 24 види.

Суттєвою (у межах 2,86–4,16 %) є частка видів, які відповідають 13 градаціям сполучень найбільших та найменших величин і характеризуються такими діапазонами бальних значень: 2–9; 3–10; 3–13; 3–15; 4–9; 4–10; 4–11; 4–12; 5–9; 5–12; 5–14; 5–15; 6–11. Ці групи репрезентовані 11–16 видами рослин. Інші 46 градацій представлені 1–9 видами, частка яких варіює від 0,26 до 2,34 %.

Сумарно 123 види (31,94 %) тяжіють до місцезростань з умовами від небагатих солями підзолистих ґрунтів (5 балів) до багатих солями чорноземних та каштанових ґрунтів й навіть різкозасолених ґрунтів. Це відповідає діапазонам бальних характеристик: 5–9; 5–10; 5–11; 5–12; 5–13; 5–14; 5–15; 5–16. Дещо менша кількість видів (93 шт. – 24,19%) тяжіє до місцезростань з умовами від бідних, сильно вилугованих ґрунтів (3 бали) до досить багатих, солями вилугованих чорноземів і до сильно засолених ґрунтів. Це відповідає діапазонам бальних

характеристик: 3–8; 3–9; 3–10; 3–11; 3–12 та 3–13. 49 видів (12,74%) тяжіють до місцезростань із умовами, перехідними від бідних, сильно вилугованих ґрунтів до небагатих солями підзолистих ґрунтів (4 бали), до досить багатих солями вилугованих чорноземів і до сильно засолених ґрунтів. Це відповідає таким діапазонам бальних характеристик: 4–8; 4–9; 4–10; 4–11; 4–12.

Показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником вмісту солей в ґрунті варіювали від 15,79 до 78,95 %. При цьому 148 видів (38,45%) мали значення цього показника у межах 30–40 % (рис. 3.5).

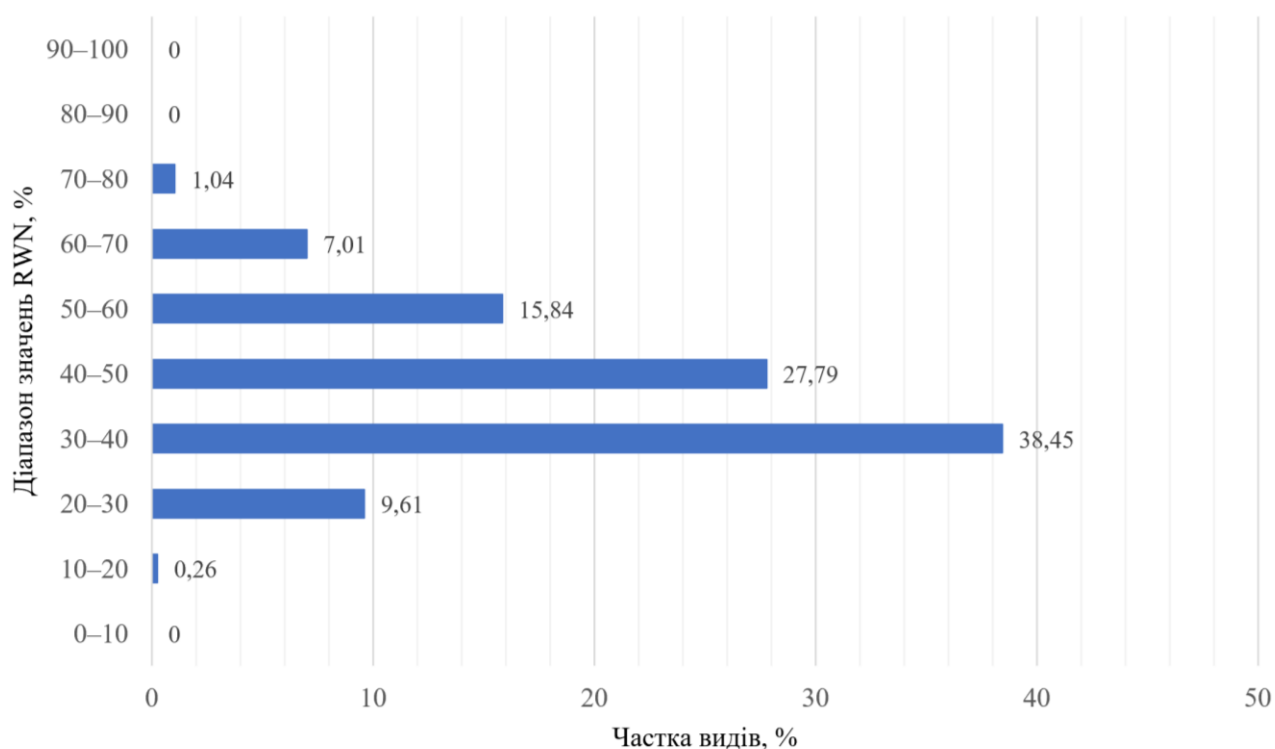


Рис. 3.5. Структура флори за відотною шириною еконіші (RWN) за чинником вмісту солей в ґрунті

107 видів (27,79 %) характеризувалися показниками RWN у межах 40–50 %, 61 вид (15,84 %) – у межах 50–60 %, 37 видів (9,61 %) – у межах 20–30 %, 27 видів (7,01 %) – у межах 60–70 %. У чотирьох видів (табл. 3.18) значення RWN перевищували 70 %, досягаючи 78,95 %. У одного виду (*Juncus gerardii* Loisel.) показники RWN були найменшими – 15,79 %.

Таблиця 3.18

Види, яким притаманні найширші та найвужчі діапазони значень відносної ширини еконіші (RWN) за чинником вмісту солей в ґрунті

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	10-20	70-80
1.	<i>Juncus gerardii</i> Loisel.	<i>Nardus stricta</i> L.
2.		<i>Hypochaeris maculata</i> L.
3.		<i>Berteroa incana</i> (L.) DC.
4.		<i>Calamagrostis canescens</i> (Weber) Roth

3.3.5. Структура флори за чинником вмісту карбонатів в ґрунті. За чинником вмісту солей в ґрунті флора лучних та прибережних екосистем регіону досліджень охоплює увесь діапазон відповідної екошкали Я.П. Дідуха (табл. 3.19, Додаток В.5).

Таблиця 3.19

Екологічна структура флори за чинником вмісту карбонатів в ґрунті

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	1	4	1	0,26
2.	1	5	1	0,26
3.	1	6	2	0,52
4.	1	7	2	0,52
5.	1	8	1	0,26
6.	1	9	2	0,52
7.	1	11	3	0,78
8.	2	4	5	1,3
9.	2	5	6	1,54
10.	2	6	6	1,54
11.	2	7	9	2,34
12.	2	8	8	2,08
13.	2	9	2	0,52
14.	2	10	2	0,52
15.	3	6	8	2,08
16.	3	7	29	7,53
17.	3	8	11	2,86
18.	3	9	10	2,6
19.	3	10	2	0,52

Продовження таблиці 3.19

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
20.	3	11	3	0,78
21.	3	12	2	0,52
22.	3	13	1	0,26
23.	4	5	2	0,52
24.	4	6	4	1,04
25.	4	7	45	11,69
26.	4	8	28	7,27
27.	4	9	34	8,83
28.	4	10	12	3,11
29.	4	11	3	0,78
30.	4	12	1	0,26
31.	5	6	1	0,26
32.	5	7	1	0,26
33.	5	8	11	2,86
	5	9	16	4,15
34.	5	10	12	3,12
35.	5	11	7	1,82
36.	5	12	3	0,78
37.	6	7	1	0,26
38.	6	9	10	2,6
39.	6	10	9	2,34
40.	6	11	9	2,34
41.	6	12	1	0,26
42.	7	9	3	0,78
43.	7	10	11	2,86
44.	7	11	15	3,9
45.	7	12	3	0,78
46.	7	13	1	0,26
47.	8	10	3	0,78
48.	8	11	6	1,56
49.	8	12	4	1,04
50.	8	13	2	0,52
51.	9	11	5	1,3
52.	9	12	3	0,78
53.	9	13	1	0,26
54.	11	13	2	0,52

Рослини розподіляються за 55 градаціями сполучення мінімальних і максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних

показників варіюють від 1 бала (грунти не містять карбонатів) до 11 балів (грунти зі вмістом карбонатів 5–10 %), а максимальних – від 4 балів (вміст карбонатів від 0,05 до 0,5 %) до 13 балів (вміст карбонатів більший за 10 %).

Серед рослин найбільшу частку (11,69 % та 8,83 %, відповідно) складають 45 видів, які зростають за умов із варіюванням бальних показників від 4 балів (вміст карбонатів від 0,05 до 0,5 %) до 7 (вміст карбонатів 0,5–1,5 %) балів та 34 види, які зростають за умов із бальними показниками від 4 до 9 балів (вміст карбонатів 1,5–5 %) балів (табл. 3.20). Значною (у межах 7,27–7,53 %) є частка рослин, що відповідають умовам із варіюванням бальних показників від трьох (вміст карбонатів 0,05 %) до 7 (вміст карбонатів 0,5–1,5 %) балів та від чотирьох (вміст карбонатів від 0,05 до 0,5 %) до восьми (вміст карбонатів близько 1,5 % або дещо більший) балів. У складі цих двох груп представлено 29 і 28 видів.

Таблиця 3.20

**Види рослин, які складають найбільшу частку у складі флори
(за відношенням до чинника вмісту солей в ґрунті)**

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника вмісту карбонатів в ґрунті / частка (%) видів у складі флори			
	4-7 / 11,69 %	4-9 / 8,83 %	3-7 / 7,53 %	4-8 / 7,27 %
1.	<i>Acorus calamus</i> L.	<i>Glechoma hederaceae</i> L.	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.
2.	<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	<i>Hieracium umbellatum</i> L.	<i>Ajuga reptans</i> L.	<i>Carex acuta</i> L.
3.	<i>Alopecurus pratensis</i> L.	<i>Iris pseudacorus</i> L.	<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.
4.	<i>Amaranthus albus</i> L.	<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	<i>Blysmus compressus</i> (L.) Panz. ex Link	<i>Carex disticha</i> Huds.
5.	<i>Atriplex tatarica</i> L.	<i>Leontodon autumnalis</i> L.	<i>Carex pseudocyperus</i> L.	<i>Chenopodium album</i> L.
6.	<i>Beckmannia eruciformis</i> (L.) Host	<i>Lotus ucrainicus</i> Klok.	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	<i>Cichorium intybus</i> L.
7.	<i>Bidens cernua</i> L.	<i>Polygala vulgaris</i> L.	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	<i>Crepis tectorum</i> L.
8.	<i>Bidens radiata</i> Thuill.	<i>Potentilla anserina</i> L.	<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) P.Beauv.	<i>Epilobium parviflorum</i> Schereb.

Продовження таблиці 3.20

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника вмісту карбонатів в ґрунті / частка (%) видів у складі флори			
	4-7 / 11,69 %	4-9 / 8,83 %	3-7 / 7,53 %	4-8 / 7,27 %
9.	<i>Carex appropinquata</i> Schum.	<i>Potentilla argentea</i> L.	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	<i>Euphrasia brevipila</i> Burn. & Gremli
10.	<i>Carex elata</i> All.	<i>Ranunculus acris</i> L.	<i>Epilobium palustre</i> L.	<i>Geranium pratense</i> L.
11.	<i>Carex riparia</i> Curtis.	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	<i>Hierochloe odorata</i> (L.) P.Beauv.	<i>Geranium palustre</i> L.
12.	<i>Carex rostrata</i> Stokes	<i>Rhinanthus major</i> L. s.l	<i>Hottonia palustris</i> L.	<i>Inula helenium</i> L.
13.	<i>Centaurea jacea</i> L.	<i>Rhinanthus minor</i> L.	<i>Jasione montana</i> L.	<i>Koeleria delavignei</i> Czern. ex Domin
14.	<i>Cirsium canum</i> (L.) All.	<i>Carlina biebersteinii</i> Bernh. ex Hornem.	<i>Juncus articulatus</i> L.	<i>Koeleria glauca</i> (Spreng.) DC.
15.	<i>Chaiturus marrubiastrum</i> (L.) Rchb.	<i>Euphorbia virgata</i> Waldst. & Kit.	<i>Juncus bufonius</i> L.	<i>Lathyrus pratensis</i> L.
16.	<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (Drude) Soó	<i>Filipendula denudata</i> (J.Presl & C. Presl) Fritsch	<i>Juncus conglomeratus</i> L.	<i>Mentha aqatica</i> L.
17.	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult.	<i>Dianthus barbatus</i> L.	<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	<i>Mentha verticillata</i> L.
18.	<i>Equisetum fluviatile</i> L.	<i>Dianthus deltoides</i> L.	<i>Lycopus europaeus</i> L.	<i>Poa annua</i> L.
19.	<i>Equisetum palustre</i> L.	<i>Equisetum arvense</i> L.	<i>Lycopus exaltatus</i> L.f.	<i>Poa sylvicola</i> Guss.
20.	<i>Gentiana pneumonanthe</i> L.	<i>Verbascum densiflorum</i> Bertol.	<i>Oenanthe aqvatica</i> (L.) Poir.	<i>Ptarmica cartilaginea</i> (Ledeb. Ex Rchb.) Ledeb.
21.	<i>Geum rivale</i> L.	<i>Veronica persica</i> Poir.	<i>Ostericum palustre</i> (Besser) Besser	<i>Puccinellia distans</i> (Jacq.) Parl.
22.	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) A.Löve	<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench	<i>Ranunculus sceleratus</i> L.
23.	<i>Glyceria maxima</i> (C. Hartm.) Holmberg	<i>Galium ruthenicum</i> Willd.	<i>Polygonum arenarium</i> Waldst. & Kit.	<i>Scutellaria galericulata</i> L.
24.	<i>Glyceria notata</i> Cheval.	<i>Galium uliginosum</i> L.	<i>Rumex crispus</i> L.	<i>Veronica anagallis-aqatica</i> L.
25.	<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	<i>Rumex thyrsiflorus</i> Fingerh.	<i>Veronica anagalloides</i> Guss.
26.	<i>Galium aparine</i> L.	<i>Campanula rapunculus</i> L.	<i>Stachys palustris</i> L.	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Desf.
27.	<i>Heracleum sibiricum</i> L.	<i>Carduus acanthoides</i> L.	<i>Veronica officinalis</i> L.	<i>Rhinanthus minor</i> L.

Продовження таблиці 3.20

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка вмісту карбонатів в ґрунті / частка (%) видів у складі флори			
	4-7 / 11,69 %	4-9 / 8,83 %	3-7 / 7,53 %	4-8 / 7,27 %
28.	<i>Herniaria glabra</i> L.	<i>Carex tomentosa</i> L.	<i>Thalictrum lucidum</i> L.	<i>Tripleurospermum inodorum</i> (L.) Sch.Bip
29.	<i>Juncus compressus</i> Jacq.	<i>Potentilla reptans</i> L.	<i>Persicaria maculosa</i> Gray	
30.	<i>Juncus gerardii</i> Loisel.	<i>Scutellaria hastifolia</i> L.		
31.	<i>Lotus arvensis</i> Pers.	<i>Trifolium hybridum</i> L.		
32.	<i>Myosorus minimus</i> L.	<i>Trifolium medium</i> L.		
33.	<i>Myosotis laxa</i> Lehm.	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre		
34.	<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench	<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre		
35.	<i>Lathyrus palustris</i> L.			
36.	<i>Poa palustris</i> L.			
37.	<i>Poa trivialis</i> L.			
38.	<i>Polygonum aviculare</i> L.s.str.			
39.	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.			
40.	<i>Pulicaria vulgaris</i> Gaertn.			
41.	<i>Ranunculus repens</i> L.			
42.	<i>Stellaria palustris</i> Retz.			
43.	<i>Triglochin maritimum</i> L.			
44.	<i>Viola canina</i> L.			
45.	<i>Bromus hordeaceus</i> L.			

Суттєвою (у межах 2,60–4,15 %) є частка видів, які відповідають дев'яти градаціям сполучень найбільших та найменших величин і характеризуються такими діапазонами бальних значень: 3–8; 3–9; 4–10; 5–8; 5–9; 5–10; 6–9; 7–10; 7–11. Ці групи репрезентовані 11–16 видами рослин. Інші 42 градації представлені 1–9 видами, частка яких варіює від 0,26 до 2,34 %.

Сумарно 126 видів (32,72 %) тяжіють до місцезростань з умовами з вмістом карбонатів від 0,05 до 0,5 % (4 бали), а також до тих, що містять карбонати в межах 0,5–10 %. Це відповідає діапазонам бальних характеристик: 4–6; 4–7; 4–8; 4–9; 4–

10; 4–11. Дещо менша кількість видів (58 шт. – 15,07%) тяжіє до місцезростань із вмістом карбонатів від 0,05% (3 бали) до тих, що містять карбонати у межах 0,5–5 %. Це відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 3–6; 3–7; 3–8; 3–9. 49 видів (12,73%) тяжіють до місцезростань із вмістом карбонатів від 0,5% (5 балів) до тих, що містять карбонати у межах 1,5–10 %. Це відповідає діапазонам бальних характеристик: 5–8; 5–9; 5–10; 5–11 та 5–12.

Показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником вмісту карбонату в ґрунті варіювали від 15,38 до 84,62 %. При цьому 211 видів (54,81 %) мали значення цього показника у межах 30–40 % (рис. 3.6). 82 види (21,30 %) характеризувались показниками RWN у межах 40–50 %, 41 вид (10,64 %) – у межах 50–60 %, 24 види (6,23 %) – у межах 20–30 %, 19 видів (4,94%) – у межах 60–70 %.

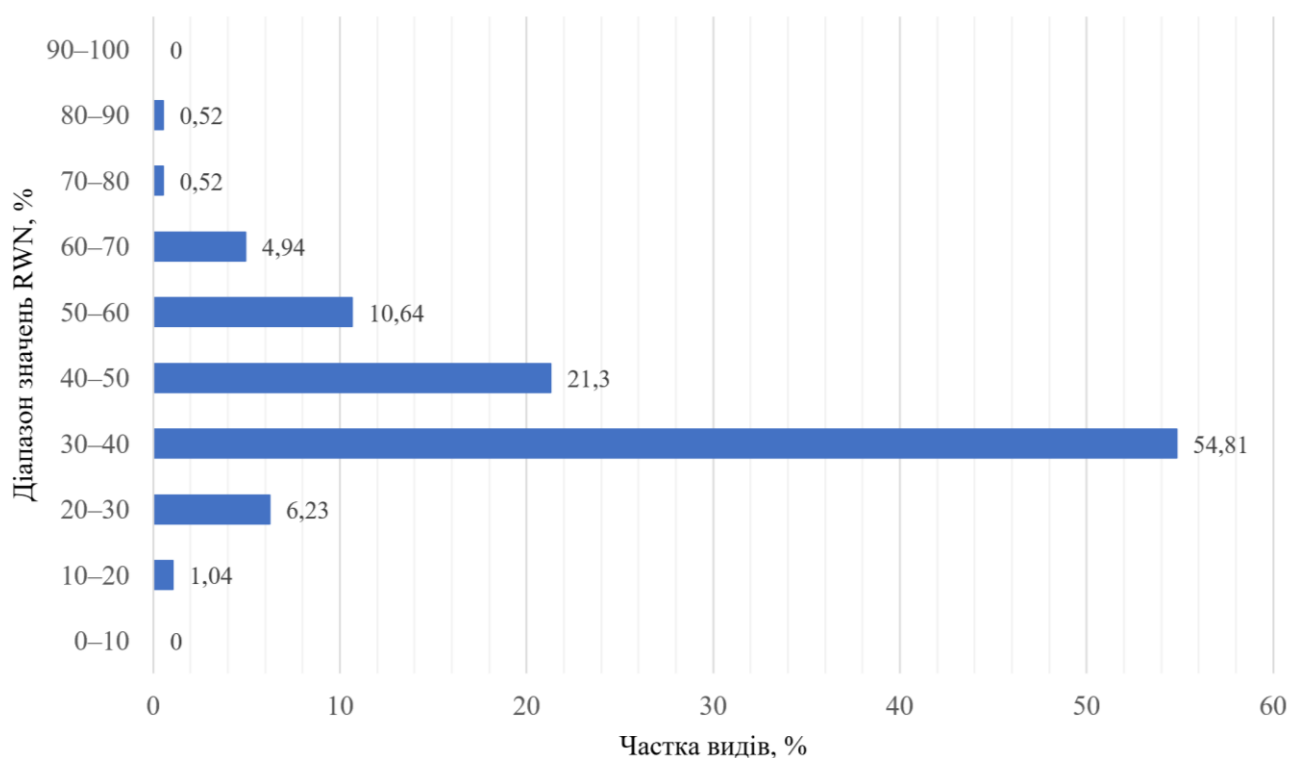


Рис. 3.6. Структура флори лучних та прибережних екосистем регіону досліджень за відотною шириною еконіші (RWN) за чинником вмісту карбонатів в ґрунті

У чотирьох видів (табл. 3.21) значення RWN перевищують 70 %, а у чотирьох – відповідають діапазону 10–20 %.

Таблиця 3.21

Види, яким притаманні найширші та найвужчі діапазони значень відносної ширини еконіші (RWN) за чинником вмісту карбонатів в ґрунті

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	10-20	80-90
1.	<i>Alopecurus arundinaceus</i> Poir.	<i>Geranium pratense</i> L.
2.	<i>Ranunculus pseudobulbosus</i> Schur	<i>Echium vulgare</i> L.
3.	<i>Scleranthus annuus</i> L.	
4.	<i>Solanum nigrum</i> L.	

3.3.6. Структура флори за чинником кислотності ґрунту. За чинником кислотності ґрунту флора лучних та прибережних екосистем регіону досліджень охоплює увесь діапазон відповідної екошкали Я.П. Дідуха (табл. 3.22, Додаток В.6). Рослини розподіляються за 43 градаціями сполучення мінімальних і максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних показників варіюють від 1 бала (дуже кислі ґрунти) до 10 балів (ґрунти, перехідні від нейтральних до слаболужних), а максимальних від 5 балів (кислі ґрунти) до 13 балів (лужні ґрунти).

Таблиця 3.22

Екологічна структура флори за чинником кислотності ґрунту

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	1	5	1	0,26
2.	1	6	1	0,26
3.	1	7	1	0,26
4.	1	12	1	0,26
5.	2	7	3	0,78
6.	2	9	2	0,52
7.	2	10	1	0,26
8.	3	7	16	4,16
9.	3	8	2	0,52
10.	3	9	11	2,86
11.	3	11	6	1,56
12.	3	12	3	0,78
13.	3	14	1	0,26
14.	4	5	1	0,26

Продовження таблиці 3.22

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
15.	4	7	2	0,52
16.	4	8	1	0,26
17.	4	9	3	0,78
18.	4	10	4	1,04
19.	4	11	2	0,52
20.	5	7	1	0,26
21.	5	8	5	1,3
22.	5	9	47	12,21
23.	5	10	30	7,76
24.	5	11	42	10,91
25.	5	12	26	6,75
26.	5	13	6	1,56
27.	5	14	1	0,26
28.	6	8	1	0,26
29.	6	9	6	1,56
30.	6	10	17	4,42
31.	6	11	15	3,9
32.	6	12	5	1,3
33.	6	13	1	0,26
34.	7	8	1	0,26
35.	7	10	16	4,16
36.	7	11	63	16,36
37.	7	12	26	6,75
38.	7	13	5	1,3
39.	8	11	2	0,52
40.	8	12	2	0,52
41.	9	12	2	0,52
42.	10	12	1	0,26
43.	10	13	2	0,52

Серед рослин найбільшу частку (16,36 %) складають 63 види, які зростають в умовах із варіюванням бальних показників від семи (слабокислі ґрунти) балів до 11 (слаболужні ґрунти) балів (табл. 3.23). Значною (у межах 10,91–12,21 %) є частка рослин, що відповідають умовам із варіюванням бальних показників від п'яти (кислі ґрунти) до 11 (слаболужні ґрунти) балів та від п'яти (кислі ґрунти) до дев'яти (нейтральні ґрунти) балів. У складі цих двох груп представлено 42 та 47 видів.

Таблиця 3.23

**Види рослин, які складають найбільшу частку у складі флори
(за відношенням до чинника кислотності ґрунту)**

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника кислотності ґрунту / частка (%) видів у складі флори			
	7-11/ 16,63%	5-9 / 12,21%	5-11 / 10,91%	5-10 / 7,76%
1.	<i>Agrostis gigantea</i> Roth	<i>Campanula rapunculus</i> L.	<i>Ajuga genevensis</i> L.	<i>Ajuga reptans</i> L.
2.	<i>Allium sphaerocephalon</i> L.	<i>Carex acuta</i> L.	<i>Artemisia marschalliana</i> Spreng.	<i>Allium oleraceum</i> L.
3.	<i>Anthericum ramosum</i> L.	<i>Carex buxbaumii</i> Wahlenb.	<i>Artemisia scoparia</i> Waldst. & Kit.	<i>Alopecurus aequalis</i> SoboL.
4.	<i>Artemisia absinthium</i> L.	<i>Carex vesicaria</i> L.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	<i>Amaranthus albus</i> L.
5.	<i>Bromopsis inermis</i> (Leyss.) Holub	<i>Carex elata</i> All.	<i>Betonica officinalis</i> L. s. 1	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.
6.	<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.	<i>Centaurea jacea</i> L.	<i>Bromus japonicus</i> Thunb.	<i>Carex otrubae</i> Podp.
7.	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	<i>Conium maculatum</i> L.	<i>Carduus acanthoides</i> L.	<i>Berteroa incana</i> (L.) DC.
8.	<i>Carex disticha</i> Huds.	<i>Cynosurus cristatus</i> L.	<i>Carex hirta</i> L.	<i>Bidens cernua</i> L.
9.	<i>Carex riparia</i> Curtis.	<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) P.Beauv.	<i>Erigeon acris</i> L.	<i>Bidens radiata</i> Thuill.
10.	<i>Elisanthe viscosa</i> (L.) Rupr.	<i>Dianthus barbatus</i> L.	<i>Festuca regeliana</i> Pavl.	<i>Coronaria flos-cuculu</i> (L.) Fourr.
11.	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	<i>Achillea millefolium</i> L.	<i>Festuca rupicola</i> Heuff.	<i>Cuscuta lupuliformis</i> Krock.
12.	<i>Epilobium parviflorum</i> Schereb.	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	<i>Galium boreale</i> L.	<i>Daucus carota</i> L.
13.	<i>Carex vulpina</i> L.	<i>Alopecurus pratensis</i> L.	<i>Galium rubioides</i> L.	<i>Descurainia sophia</i> (L.) Webb ex Prantl
14.	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	<i>Angelica sylvestris</i> L.	<i>Geum rivale</i> L.	<i>Centaurea phrygia</i> L.
15.	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Crong.	<i>Equisetum palustre</i> L.	<i>Hypericum perforatum</i> L.	<i>Eryngium planum</i> L.
16.	<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Euphorbia palustris</i> L.	<i>Juncus compressus</i> Jacq.	<i>Galium palustre</i> L.
17.	<i>Eremogone micradenia</i> (P. Smirn.) Ikonn.	<i>Euphrasia brevipila</i> Burn. & Gremli	<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	<i>Lathyrus palustris</i> L.
18.	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	<i>Festuca rubra</i> L.	<i>Lathyrus pratensis</i> L.	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.
19.	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	<i>Galium aparine</i> L.	<i>Lycopus exaltatus</i> L.f.	<i>Malva pussila</i> Smith.
20.	<i>Geranium palustre</i> L.	<i>Galium uliginosum</i> L.	<i>Lythrum virgatum</i> L.	<i>Melandrium album</i> (Mill.) Garcke

Продовження таблиці 3.23

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка кислотності ґрунту / частка (%) видів у складі флори			
	7-11/ 16,63%	5-9 / 12,21%	5-11 /10,91%	5-10 / 7,76%
21.	<i>Geranium pratense</i> L.	<i>Ranunculus lingua</i> L.	<i>Mentha aquatica</i> L.	<i>Myosorus minimus</i> L.
22.	<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	<i>Rumex acetosa</i> L.	<i>Clinopodium vulgare</i> L.	<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.
23.	<i>Glyceria maxima</i> (C. Hartm.) Holmberg	<i>Potentilla neglecta</i> Baumg.	<i>Echium vulgare</i> L.	<i>Plantago major</i> L.
24.	<i>Glyceria notata</i> ChevaL.	<i>Scrophularia nodosa</i> L.	<i>Phalaroides arundinaceae</i> (L.) Rausch.	<i>Rhinanthus minor</i> L.
25.	<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	<i>Scutellaria galericulata</i> L.	<i>Phleum pratense</i> L.	<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser
26.	<i>Inula britannica</i> L.	<i>Scutellaria hastifolia</i> L.	<i>Poa annua</i> L.	<i>Sparganium neglectum</i> Beeby
27.	<i>Juncus inflexus</i> L.	<i>Leontodon autumnalis</i> L.	<i>Poa sylvicola</i> Guss.	<i>Tanacetum vulgare</i> L.
28.	<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	<i>Leontodon hispidus</i> L.	<i>Ranunculus auricomus</i> L.	<i>Trifolium repens</i> L.
29.	<i>Leonurus cardiaca</i> L.	<i>Hottonia palustris</i> L.	<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	<i>Verbascum thapsus</i> L.
30.	<i>Leonurus villosus</i> Desf. ex D'Urv.	<i>Inula helenium</i> L.	<i>Rumex thyrsiflorus</i> Fingerh.	<i>Verbena officinalis</i> L.
31.	<i>Lepidium ruderales</i> L.	<i>Iris pseudacorus</i> L.	<i>Solanum dulcamara</i> L.	
32.	<i>Lysimachia nummularia</i> L.	<i>Lolium perenne</i> L.	<i>Solanum nigrum</i> L.	
33.	<i>Medicago lupulina</i> L.	<i>Lycopus europaeus</i> L.	<i>Sonchus arvensis</i> L.	
34.	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	<i>Mennyanthes trifoliata</i> L.	<i>Stachys palustris</i> L.	
35.	<i>Mentha verticillata</i> L.	<i>Myosotis laxa</i> Lehm.	<i>Tragopogon major</i> Jacq.	
36.	<i>Myosotis scorpioides</i> L.	<i>Odontites vulgaris</i> Moench	<i>Verbascum lychnitis</i> L.	
37.	<i>Poa palustris</i> L.	<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	
38.	<i>Polygala comosa</i> Schkuhr	<i>Poa pratensis</i> L.	<i>Veronica anagalloides</i> Guss.	
39.	<i>Polygala podolica</i> DC.	<i>Thalictrum flavum</i> L.	<i>Vicia cracca</i> L.	
40.	<i>Ranunculus repens</i> L.	<i>Thalictrum lucidum</i> L.	<i>Vicia sepium</i> L.	
41.	<i>Ranunculus sceleratus</i> L.	<i>Setaria viridis</i> (L.) P.Beauv	<i>Fallopia convolvulus</i> <i>Polygonum convolvulus</i> L.	
42.	<i>Rorippa brachycarpa</i>	<i>Thalictrum</i>	<i>Erigeron</i>	

Продовження таблиці 3.23

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка кислотності ґрунту / частка (%) видів у складі флори			
	7-11/ 16,63%	5-9 / 12,21%	5-11 / 10,91%	5-10 / 7,76%
	(C.A.Mey.) Hayek	<i>symplex</i> L.	<i>annuus</i> (L.) Desf.	
43.	<i>Orchis palustris</i> Jacq.	<i>Trifolium alpestre</i> L.		
44.	<i>Origanum vulgare</i> L.	<i>Trifolium medium</i> L.		
45.	<i>Senecio erucifolius</i> L.	<i>Urtica urens</i> L.		
46.	<i>Senecio tataricus</i> Less.	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre		
47.	<i>Sonchus palustris</i> L.	<i>Persicaria maculosa</i> Gray		
	<i>Stachys germanica</i> L.			
48.	<i>Salvia pratensis</i> L.			
49.	<i>Teucrium scordium</i> L.			
50.	<i>Thalictrum minus</i> L.			
51.	<i>Thlaspi arvense</i> L.			
52.	<i>Trifolium fragiferum</i> L.			
53.	<i>Trifolium hybridum</i> L.			
54.	<i>Verbascum densiflorum</i> Bertol.			
55.	<i>Veronica persica</i> Poir.			
56.	<i>Veronica teucrium</i> L.			
57.	<i>Vicia tenuifolia</i> Roth			
58.	<i>Trifolium montanum</i> L.			
59.	<i>Viola hirta</i> L.			
60.	<i>Viola montana</i> L.			
61.	<i>Calamagrostis stricta</i> (Timm) Koeler			

Суттєвою (у межах 2,86–7,76%) є частка видів, які відповідають восьми градаціям сполучень найбільших та найменших величин та характеризуються наступними діапазонами бальних значень: 3–7; 3–9; 5–10; 5–12; 6–10; 6–11; 7–10; 7–12. Ці групи репрезентовані 11–30 видами. Інші 32 градації представлені 1–6 видами, частка яких варіює від 0,26 до 1,56 %.

Сумарно 157 видів (40,75%) тяжіють до місцезростань від кислих ґрунтів (5 балів) до нейтральних і навіть лужних. Це відповідає таким діапазонам бальних характеристик: 5–8; 5–9; 5–10; 5–11; 5–12; 5–13; 5–14. Дещо менша кількість видів (105 шт. – 27,27%) тяжіє до місцезростань від слабокислих ґрунтів (7 балів) до

слаболужних і навіть лужних. Це відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 7–10; 7–11; 7–12.

Показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником вмісту карбонату в ґрунті варіювали від 15,38 до 92,31%. При цьому 181 вид (47,01%) мали значення цього показника у межах 30–40 % (рис. 3.7).

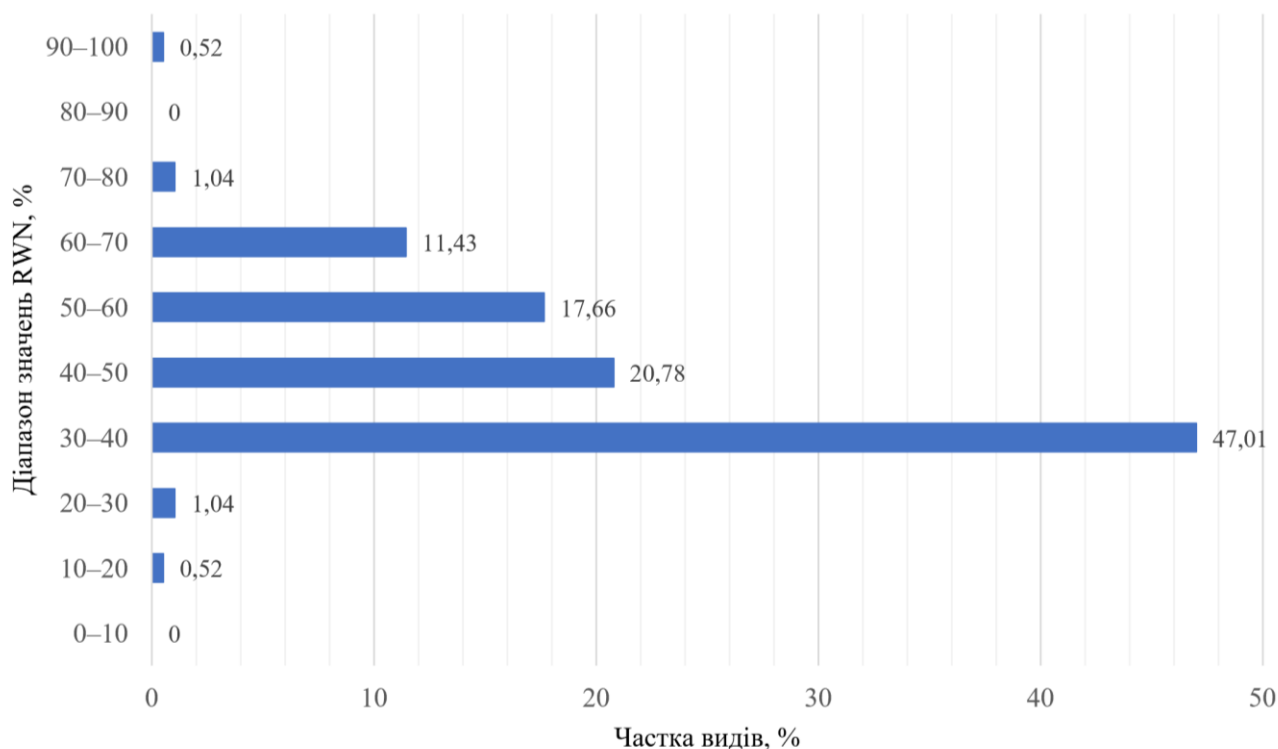


Рис. 3.7. Структура флори лучних та прибережних екосистем регіону досліджень за відотною шириною еконіші (RWN) за чинником кислотності ґрунту

Види із найбільш чітко вираженими еври- та стенобіонтними властивостями представлені в таблиці 3.24.

Таблиця 3.24

Види, яким притаманні найширші та найвужчі діапазони значень відносної ширини еконіші (RWN) за чинником кислотності ґрунту

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	10-20	90-100
1.	<i>Lotus arvensis</i> Pers.	<i>Lepidium latifolium</i> L.
2.	<i>Trifolium pratense</i> L.	<i>Rumex acetosella</i> L.

80 видів (20,78 %) характеризувались показниками RWN у межах 40–50 %, 68 видів (17,66 %) – у межах 50–60 %, 44 види (11,43 %) – у межах 60–70 %. У шести видів значення RWN варіюють у межах 10–30 %, ще у шести – у межах 70–100 %.

3.3.7. Структура флори за чинником аерованості ґрунту. За чинником аерованості ґрунту флора лікарських рослин заплавних лук верхньої та середньої течії р. Сули охоплює увесь діапазон відповідної екошкали Я.П. Дідуха (табл. 3.25, Додаток В.7). Рослини розподіляються за 44 градаціями сполучення мінімальних та максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних показників варіюють від 2 балів (ґрунти, перехідні за аерованістю від 95–100 % до 80–95 %) до 13 балів (ґрунти з аерованістю 1–3 %), а максимальних від 5 балів (ґрунти з аерованістю 50–80 %) до 15 балів (ґрунти з аерованістю меншою за 1 %).

Таблиця 3.25

Екологічна структура флори за чинником аерованості ґрунту

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	2	5	2	0,52
2.	3	6	7	1,82
3.	3	7	32	8,31
4.	3	8	3	0,78
5.	3	9	6	1,56
6.	3	10	1	0,26
7.	3	11	1	0,26
8.	4	6	4	1,04
9.	4	7	47	12,21
10.	4	8	18	4,68
11.	4	9	8	2,08
12.	4	11	1	0,26
13.	5	7	13	3,38
14.	5	8	26	6,75
15.	5	9	19	4,94
16.	5	10	8	2,08
17.	5	11	4	1,04
18.	5	13	1	0,26
19.	6	8	9	2,34

Продовження таблиці 3.25

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
20.	6	9	14	3,64
21.	6	10	9	2,34
22.	6	11	9	2,34
23.	6	12	1	0,26
24.	6	13	1	0,26
25.	7	10	11	2,86
26.	7	11	22	5,71
27.	7	12	13	3,38
28.	8	11	13	3,38
29.	8	12	21	5,50
30.	8	13	7	1,82
31.	8	14	1	0,26
32.	9	11	3	0,78
33.	9	12	15	3,90
34.	9	13	7	1,82
35.	9	14	5	1,30
36.	10	12	1	0,26
37.	10	13	5	1,25
38.	10	14	5	1,25
39.	10	15	1	0,26
40.	11	13	2	0,52
41.	11	14	1	0,26
42.	12	14	6	1,56
43.	12	15	1	0,26
44.	13	15	1	0,26

Серед рослин найбільшу частку (12,21 %) складають 47 видів, які зростають в умовах із варіюванням бальних показників від чотирьох (умови, перехідні від аерованості 80–95 до 50–80 %) балів до семи (аерованість 35–50 %) балів (табл. 3.26). Значною (у межах 5,5–8,31 %) є частка рослин, що відповідають умовам із варіюванням бальних показників від восьми (умови перехідні від аерованості 35–50 % до 20–35 %) до 12 (умови, перехідні від аерованості 3–20 % до 1–3%) балів, від семи (аерованість 35–50 %) до 11 (аерованість 3–20 %), від п'яти (аерованість 50–80 %) до восьми (умови, перехідні від аерованості 35–50 % до 20–35 %), від трьох (аерованість 80–95%) до семи (аерованість 35–50 %).

Суттєвою (у межах 2,86–4,94 %) є частка видів, які відповідають восьми градаціям сполучень найбільших та найменших величин та характеризуються наступними діапазонами бальних значень: 5–9; 4–8; 5–12; 6–9; 5–7; 7–12; 8–11; 7–10. Ці групи репрезентовані 11–19 видами. Ще у 31 градації представлено 1–9 видів, частка яких варіює від 0,26 до 2,34 %.

Сумарно 77 видів (20,01 %) тяжіють до місцезростань із аерованістю від 20 до 95%, що відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 4-6; 4-7; 4-8

Таблиця 3.26

**Види рослин, які складають найбільшу частку у складі флори
(за відношенням до чинника аерованістю ґрунту)**

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника аерованості ґрунту / частка (%) видів у складі флори			
	4-7/ 12,21%	3-7 / 8,31%	5-8 /6,75%	7-11 / 5,71%
1.	<i>Allium vineale</i> L.	<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	<i>Trifolium alpestre</i> L.	<i>Archangelica officinalis</i> Hoffm.
2.	<i>Achillea setaceae</i> Waldst. & Kit.	<i>Anthericum ramosum</i> L.	<i>Vicia cracca</i> L.	<i>Bistorta officinalis</i> Delarbre
3.	<i>Achillea millefolium</i> L.	<i>Artemisia marschalliana</i> Spreng.	<i>Vicia tenuifolia</i> Roth	<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.
4.	<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	<i>Atriplex tatarica</i> L.	<i>Viola hirta</i> L.	<i>Coronaria flos-cuculu</i> (L.) Fourr.
5.	<i>Agropyron pectinatum</i> (M.Bieb.) P.Beauv.	<i>Bromopsis inermis</i> (Leyss.) Holub	<i>Campanula patula</i> L.	<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.
6.	<i>Anthemisia arvensis</i> L.	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	<i>Carex tomentosa</i> L.	<i>Euphorbia palustris</i> L.
7.	<i>Agrostis vinealis</i> Schreb.	<i>Fumaria officinalis</i> L.	<i>Erigeon acris</i> L.	<i>Inula helenium</i> L.
8.	<i>Artemisia absinthium</i> L.	<i>Fumaria schleicheri</i> Soy. - Willem.	<i>Dianthus armeria</i> L.	<i>Lathyrus palustris</i> L.
9.	<i>Artemisia scoparia</i> Waldst. & Kit.	<i>Galium verum</i> L.	<i>Agrostis gigantea</i> Roth	<i>Lysimachia vulgaris</i> L.
10.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	<i>Hieracium umbellatum</i> L.	<i>Artemisia austriaca</i> Jacq.	<i>Orchis palustris</i> Jacq.
11.	<i>Campanula sibirica</i> L.	<i>Hierochloe odorata</i> (L.) P.Beauv.	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	<i>Poa sylvicola</i> Guss.
12.	<i>Carduus acanthoides</i> L.	<i>Hypericum elegans</i> Stephan ex Willd.	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	<i>Ranunculus flammula</i> L.

Продовження таблиці 3.26

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка аерованості ґрунту / частка (%) видів у складі флори			
	4-7/ 12,21%	3-7 / 8,31%	5-8 /6,75%	7-11 / 5,71%
13.	<i>Carex ligerica</i> J. Gay	<i>Koeleria delavignei</i> Czern. ex Domin	<i>Helictotrichon pubescens</i> (Huds.) Pilg.	<i>Ranunculus repens</i> L.
14.	<i>Carex spicata</i> Huds.	<i>Koeleria glauca</i> (Spreng.) DC.	<i>Herniaria glabra</i> L.	<i>Rorippa austriaca</i> (Crantz) Besser
15.	<i>Carlina biebersteinii</i> Bernh. ex Hornem.	<i>Lepidium latifolium</i> L.	<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser
16.	<i>Centaurea phrygia</i> L.	<i>Medicago lupulina</i> L.	<i>Hypericum perforatum</i> L.	<i>Rumex confertus</i> Willd.
17.	<i>Cichorium intybus</i> L.	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	<i>Leontodon hispidus</i> L.	<i>Sanquisorba officinalis</i> L.
18.	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	<i>Myosotis scorpioides</i> L.	<i>Leonurus cardiaca</i> L.	<i>Scirpoides holoschoenuc</i> (L.) Soják
19.	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Crong.	<i>Rumex acetosella</i> L.	<i>Leonurus villosus</i> Desf. ex D'Urv.	<i>Scutellaria hastifolia</i> L.
20.	<i>Crepis tectorum</i> L.	<i>Salvia nemorosa</i> L. aggr.	<i>Onobryhis viciifolia</i> Scop.	<i>Taraxacum officinale</i> Wegg. aggr.
21.	<i>Festuca regeliana</i> Pavl.	<i>Salvia verticillata</i> L.	<i>Plantago major</i> L.	<i>Trifolium fragiferum</i> L.
22.	<i>Festuca rupicola</i> Heuff.	<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	<i>Poa angustifolia</i> L.	<i>Triglochin maritimum</i> L.
23.	<i>Festuca valesiaca</i> Gaudin	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	<i>Prunella vulgaris</i> L.	
24.	<i>Descurainia sophia</i> (L.) Webb ex Prantl	<i>Setaria glauca</i> (L.) P.Beauv.	<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser	
25.	<i>Echium vulgare</i> L.	<i>Setaria viridis</i> (L.) P.Beauv.	<i>Solanum nigrum</i> L.	
26.	<i>Hierochloë repens</i> (Host) P.Beauv.	<i>Stachys recta</i> L.	<i>Thalictrum minus</i> L.	
27.	<i>Holcus lanatus</i> L.	<i>Tragopogon major</i> Jacq.		
28.	<i>Koeleria cristata</i> (L.) Pers.	<i>Trifolium arvense</i> L.		
29.	<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	<i>Verbascum densiflorum</i> Bertol.		
30.	<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	<i>Verbascum lychnitis</i> L.		
31.	<i>Lotus arvensis</i> Pers.	<i>Verbascum thapsus</i> L.		
32.	<i>Medicago falcata</i> L.	<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip		
33.	<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.			
34.	<i>Nardus stricta</i> L.			

Продовження таблиці 3.26

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка аерованості ґрунту / частка (%) видів у складі флори			
	4-7/ 12,21%	3-7 / 8,31%	5-8 /6,75%	7-11 / 5,71%
35.	<i>Plantago lanceolata</i> L.			
36.	<i>Plantago media</i> L.			
37.	<i>Polygala podolica</i> DC.			
38.	<i>Polygala wolfgangiana</i> Besser ex Ledeb.			
39.	<i>Potentilla palustris</i> (L.) Scop.			
40.	<i>Salvia pratensis</i> L.			
41.	<i>Serratula lycopifolia</i> (Vill.) A.Kern.			
42.	<i>Stachys germanica</i> L.			
43.	<i>Thymus marschallianus</i> Willd.			
44.	<i>Trifolium campestre</i> Schreb.			
45.	<i>Veronica chamaedrys</i> L.			
46.	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.			
47.	<i>Viola matutina</i> Klock.			

та 4-9. 70 видів (18,19 %) відповідають місцезростанням із аерованістю від 3 до 80%, що відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 5–7; 5–8; 5–9; 5–10; 5–11. 46 видів (11,95 %) тяжіють до місцезростань із аерованістю від 1 до 50%, що відповідає діапазонам бальних характеристик: 7–10; 7–11 та 7–12.

Показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником аерованості ґрунту варіювали від 20 до 60 % (рис. 3.8). При цьому 142 види (36,88 %) мали значення цього показника у межах 21–30 % та 133 види (34,56 %) – у межах 30–40 %. 66 видів (17,14 %) характеризувались показниками RWN у межах 40–50 %. У п'яти видів показники RWN відповідають діапазону значень 50–60 %, а у 39 видів (10,12 %) вони знижені до 20 %. Види, із найбільш чітко вираженими еври- та стенобіонтними властивостями представлені в таблиці 3.27.

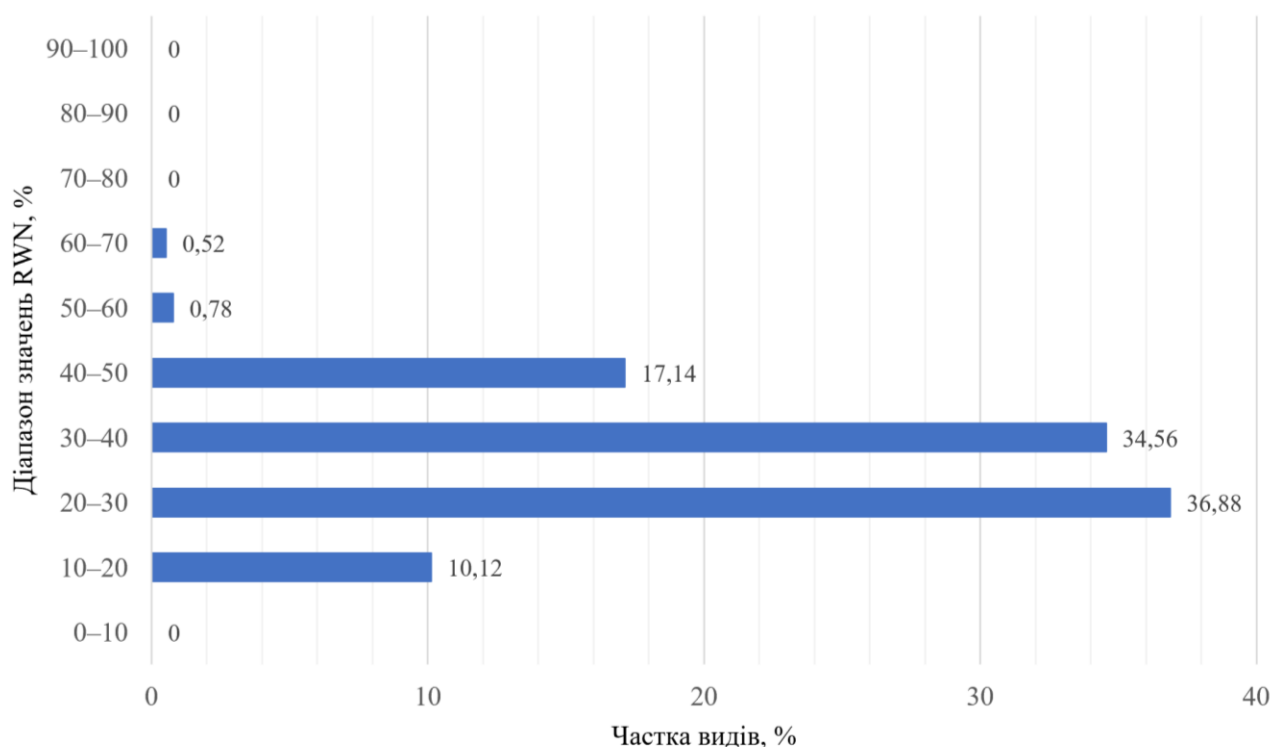


Рис. 3.8. Структура флори лучних та прибережних екосистем регіону досліджень за відносною шириною еконіші (RWN) за чинником аерованості ґрунту

Таблиця 3.27

Види, яким притаманні найширші та найвужчі діапазони значень відносної ширини еконіші (RWN) за чинником аерованості ґрунту

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	20	60
1.	<i>Acorus calamus</i> L.	<i>Petasites spurius</i> (Retz.) Rchb.
2.	<i>Alopecurus arundinaceus</i> Poir.	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser
3.	<i>Amaranthus albus</i> L.	
4.	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	
5.	<i>Barbarea vulgaris</i> R.Br.	
6.	<i>Betonica officinalis</i> L. s. l	
7.	<i>Bromus japonicus</i> Thunb.	
8.	<i>Campanula glomerata</i> L.	
9.	<i>Campanula rapunculus</i> L.	
10.	<i>Carex omsciana</i> Meinsh.	
11.	<i>Centaurea jacea</i> L.	
12.	<i>Dianthus deltoides</i> L.	
13.	<i>Elisanthe viscosa</i> (L.) Rupr.	
14.	<i>Equisetum fluviatile</i> L.	
15.	<i>Eremogone micradenia</i> (P. Smirn.) Ikonn.	

Продовження таблиці 3.27

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	20	60
16.	<i>Eryngium campestre</i> L.	
17.	<i>Euphrasia brevipila</i> Burn. & Greml.	
18.	<i>Festuca pratensis</i> Huds.	
19.	<i>Hypochaeris maculata</i> L.	
20.	<i>Lepidium ruderae</i> L.	
21.	<i>Lolium perenne</i> L.	
22.	<i>Lolium temulentum</i> L.	
23.	<i>Melandrium album</i> (Mill.) Garcke	
24.	<i>Naumburgia thyrsiphora</i> (L.) Reichenb.	
25.	<i>Ostericum palustre</i> (Besser) Besser	
26.	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	
27.	<i>Sisymbrium loeselii</i> L.	
28.	<i>Sparganium emersum</i> Rehman	
29.	<i>Sparganium erectum</i> L.	
30.	<i>Sparganium neglectum</i> Beeby	
31.	<i>Typha angustifolia</i> L.	
32.	<i>Typha latifolia</i> L.	
33.	<i>Typha laxmanii</i> Lepech.	
34.	<i>Vicia sepium</i> L.	
35.	<i>Viola palustris</i> L.	
36.	<i>Bromus hordeaceus</i> \ <i>Bromus mollis</i> L.	
37.	<i>Carex praecox</i>	
38.	<i>Erigeron annuus</i> (L.) Desf.	

3.3.8. Структура флори за чинником терморежиму. Вивченням було охоплено 384 види рослин, оскільки для *Stenactis annua* Nees. дані про характеристики терморежиму відсутні [128]. Встановлено, що за зазначеним чинником флора лучних та прибережних екосистем регіону досліджень охоплює увесь діапазон відповідної екошкали Я.П. Дідуха (табл. 3.28, Додаток В.8).

Види розподіляються за 57 градаціями сполучення мінімальних та максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних показників варіюють від 1 балів (умови із радіаційним балансом на рівні 5 ккал/см²/рік) до 10 (радіаційний баланс 50 ккал/см²/рік), а максимальних від 6 (радіаційний баланс 30 ккал/см²/рік) до 17 балів (радіаційний баланс 85 ккал/см²/рік).

Таблиця 3.28

Екологічна структура флори за чинником терморежиму

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	1	13	2	0,52
2.	2	10	2	0,52
3.	2	11	1	0,26
4.	2	12	4	1,04
5.	2	13	7	1,82
6.	2	14	2	0,52
7.	2	15	2	0,52
8.	3	6	1	0,26
9.	3	9	1	0,26
10.	3	10	6	1,56
11.	3	11	17	4,43
12.	3	12	12	3,13
13.	3	13	16	4,17
14.	3	14	4	1,04
15.	3	15	4	1,04
16.	3	16	1	0,26
17.	4	6	1	0,26
18.	4	9	2	0,52
19.	4	10	4	1,04
20.	4	11	20	5,21
21.	4	12	25	6,51
22.	4	13	27	7,03
23.	4	14	15	3,91
24.	4	15	5	1,3
25.	4	17	1	0,26
26.	5	8	1	0,26
27.	5	9	3	0,78
28.	5	10	1	0,26
29.	5	11	12	3,13
30.	5	12	9	2,34
31.	5	13	15	3,91
32.	5	14	9	2,34
33.	5	15	3	0,78
34.	6	10	5	1,31
35.	6	11	13	3,39
36.	6	12	26	6,77
37.	6	13	21	5,47
38.	6	14	13	3,39
39.	6	15	1	0,26

Продовження таблиці 3.28

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
40.	6	16	2	0,52
41.	7	10	2	0,52
42.	7	11	17	4,43
43.	7	12	9	2,34
44.	7	13	13	3,39
45.	7	14	4	1,04
46.	7	15	1	0,26
47.	8	9	1	0,26
48.	8	10	3	0,78
49.	8	11	2	0,52
50.	8	12	2	0,52
51.	8	13	4	1,04
52.	8	14	3	0,78
53.	9	11	3	0,78
54.	9	12	1	0,26
55.	9	13	1	0,26
56.	9	14	1	0,26
57.	10	14	1	0,26

Серед рослин найбільшу частку (6,51–7,03 %) складають видів трьох груп, які зростають в умовах із варіюванням бальних показників від чотирьох (радіаційний баланс 20 ккал/см²/рік) до 12 (60 ккал/см²/рік) балів, від шести (радіаційний баланс 30 ккал/см²/рік) до 12 (радіаційний баланс 60 ккал/см²/рік) балів, а також від чотирьох (20 ккал/см²/рік) до 13 (65 ккал/см²/рік) балів. Ці групи репрезентовані 25, 26 та 27 видами, відповідно (табл. 3.29). Значною (у межах 4,43–5,21 %) є частка рослин, що відповідають умовам із варіюванням бальних показників від трьох (радіаційний баланс 15 ккал/см²/рік) до 11 (радіаційний баланс 55 ккал/см²/рік), від семи (35 ккал/см²/рік) до 11 (55 ккал/см²/рік) балів, а також від чотирьох (20 ккал/см²/рік) до 11 (55 ккал/см²/рік) балів. У перших двох групах репрезентовано по 17 видів рослин, у третій – 20.

Суттєвою (у межах 3,13–4,17 %) є частка видів, які відповідають восьми градаціям сполучень найбільших та найменших величин і характеризуються такими діапазонами бальних значень: 3–12; 4–11; 7–13; 6–11; 6–14; 4–14; 5–13; 3–

13. Ці групи репрезентовані 12–16 видами. Ще у 43 градаціях представлено 1–9 видів, частка яких варіює від 0,26 до 2,34 %.

Таблиця 3.29

**Види рослин, які складають найбільшу частку у складі флори
(за відношенням до чинника терморежиму)**

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника терморежиму / частка (%) видів у складі флори			
	4-13/ 7,03%	6-12 / 6,77%	4-12 /6,51%	6-13 / 5,47%
1.	<i>Ajuga reptans</i> L.	<i>Allium vineale</i> L.	<i>Bromopsis inermis</i> (Leyss.) Holub	<i>Calystegia sepium</i> (L.) R.Br.
2.	<i>Artemisia austriaca</i> Jacq.	<i>Berteroa incana</i> (L.) DC.	<i>Campanula glomerata</i> L.	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.
3.	<i>Artemisia scoparia</i> Waldst. & Kit.	<i>Bunias orientalis</i> L.	<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	<i>Carex otrubae</i> Podp.
4.	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	<i>Cuscuta lupuliformis</i> Krock.	<i>Agrostis capillaris</i> L.	<i>Centaureum erythraea</i> Rafn
5.	<i>Carduus acanthoides</i> L.	<i>Daucus carota</i> L.	<i>Betonica officinalis</i> L. s. 1	<i>Epilobium hirsutum</i> L.
6.	<i>Carex acuta</i> L.	<i>Euphorbia palustris</i> L.	<i>Centaurea jacea</i> L.	<i>Epilobium parviflorum</i> Schereb.
7.	<i>Carum carvi</i> L.	<i>Fumaria schleicheri</i> Soy. - Willem.	<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.
8.	<i>Conium maculatum</i> L.	<i>Gentiana pneumonanthe</i> L.	<i>Coronaria flos-cuculu</i> (L.) Fourr.	<i>Festuca valesiaca</i> Gaudin
9.	<i>Galium aparine</i> L.	<i>Hottonia palustris</i> L.	<i>Cynosurus cristatus</i> L.	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.
10.	<i>Galium mollugo</i> L.	<i>Hypericum elegans</i> Stephan ex Willd.	<i>Descurainia sophia</i> (L.) Webb ex Prantl	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench
11.	<i>Koeleria cristata</i> (L.) Pers.	<i>Lycopus exaltatus</i> L.f.	<i>Erigeon acris</i> L.	<i>Gratiola officinalis</i> L.
12.	<i>Lathyrus palustris</i> L.	<i>Medicago falcata</i> L.	<i>Festuca pratensis</i> Huds.	<i>Iris pseudacorus</i> L.
13.	<i>Lolium perenne</i> L.	<i>Plantago cornuti</i> Gouan	<i>Galium palustre</i> L.	<i>Lathyrus tuberosus</i> L.
14.	<i>Lysimachia nummularia</i> L.	<i>Rumex confertus</i> Willd.	<i>Potentilla argentea</i> L.	<i>Mentha verticillata</i> L.
15.	<i>Lythrum salicaria</i> L.	<i>Salvia pratensis</i> L.	<i>Melilotus albus</i> Medik.	<i>Pulicaria vulgaris</i> Gaertn.
16.	<i>Malva pussila</i> Smith.	<i>Scleranthus perennis</i> L.	<i>Leontodon hispidus</i> L.	<i>Sonchus palustris</i> L.
17.	<i>Melandrium album</i> (MilL.) Garcke	<i>Scutellaria hastifolia</i> L.	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	<i>Tragopogon major</i> Jacq.
18.	<i>Poa angustifolia</i> L.	<i>Stachys recta</i> L.	<i>Rumex crispus</i> L.	<i>Trifolium medium</i> L.

Продовження таблиці 3.29

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка терморежиму / частка (%) видів у складі флори			
	4-13/ 7,03%	6-12 / 6,77%	4-12 / 6,51%	6-13 / 5,47%
19.	<i>Poa trivialis</i> L.	<i>Stellaria palustris</i> Retz.	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	<i>Verbascum thapsus</i> L.
20.	<i>Puccinellia distans</i> (Jacq.) Parl.	<i>Thalictrum lucidum</i> L.	<i>Sium latifolium</i> L.	<i>Veronica persica</i> Poir.
21.	<i>Ranunculus acris</i> L.	<i>Trifolium montanum</i> L.	<i>Thalictrum simplex</i> L.	<i>Bromus hordeaceus</i> \ <i>Bromus mollis</i> L.
22.	<i>Origanum vulgare</i> L.	<i>Typha laxmanii</i> Lepech.	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	
23.	<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Verbascum lychnitis</i> L.	<i>Veronica teucrium</i> L.	
24.	<i>Scrophularia nodos</i> .	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.	<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip.	
25.	<i>Sedum acre</i> L.	<i>Viola montana</i> L.	<i>Tripleurospermum inodorum</i> (L.) Sch.Bip.	
26.	<i>Stachys palustris</i> L.	<i>Carex praecox</i> Schreb.		
27.	<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) A.Löve			

Сумарно 98 видів (25,52 %) тяжіють до місцезростань із радіаційним балансом від 20 ккал/см²/рік до 75 ккал/см²/рік, що відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 4–9; 4–10; 4–11; 4–12; 4–13; 4–14 та 4–15. 73 види (19,02 %) відповідають місцезростанням із радіаційним балансом від 30 ккал/см²/рік до 70 ккал/см²/рік, що відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 6–11; 6–12; 6–13; 6–14. 45 видів (11,72%) тяжіють до місцезростань із радіаційним балансом від 25 ккал/см²/рік до 70 ккал/см²/рік, що відповідає таким діапазонам бальних характеристик: 5–11; 5–12; 5–13 та 5–14. Ще 45 видів відповідають місцезростанням із радіаційним балансом від 35 ккал/см²/рік до 70 ккал/см²/рік, що відповідає діапазонам бальних характеристик: 7-10; 7-11; 7-12; 7-13 та 7-14.

Показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником терморежиму варіювали від 11,74 до 82,35 %. При цьому 123 види (32,03 %) мали значення цього показника у межах 50–60 % та 119 видів (31,0 %) – в межах 40–50 % (рис. 3.9). 40 видів (10,42 %) характеризувалися показниками RWN у межах 60–70 %, 36 видів (9,37%) – у межах 20–30%, 30 видів (7,81 %) – у межах 30–40 %, 24 види (6,25 %) –

на рівні 70–80 %. У восьми видів (2,08 %) значення RWN були найнижчими (у діапазоні 10–20 %), у чотирьох видів (1,04 %) навпаки – найбільшими: від 80 до 90%. Види, із найбільш чітко вираженими еври- та стенобіонтними властивостями представлені в таблиці 3.30.

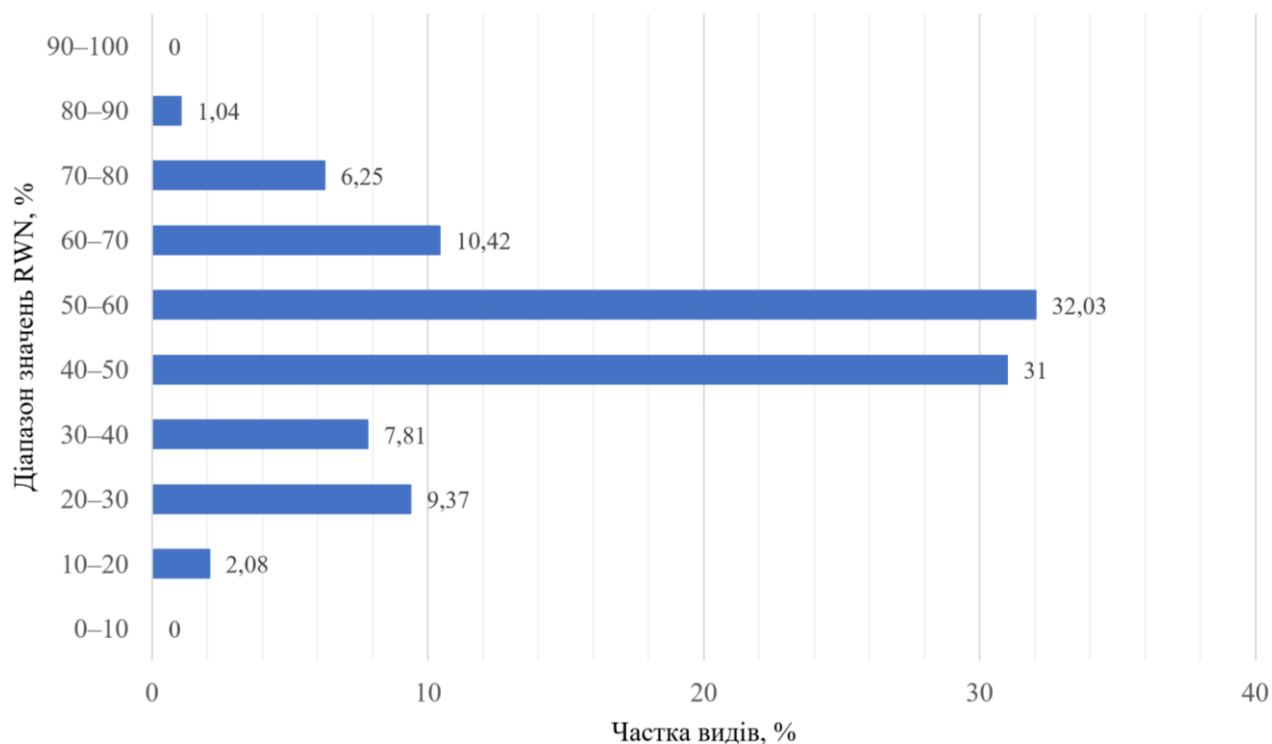


Рис. 3.9. Структура флори лучних та прибережних екосистем за відотною шириною еконіші (RWN) за чинником терморегіму

Таблиця 3.30

Види, яким притаманні найширші та найвужчі діапазони значень відносної ширини еконіші (RWN) за чинником терморегіму

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	10-20	80-90
1.	<i>Achillea setacea</i> Waldst. & Kit.	<i>Alopecurus geniculatus</i> L.
2.	<i>Heracleum sibiricum</i> L.	<i>Juncus bufonius</i> L.
3.	<i>Lotus arvensis</i> Pers.	<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser
4.	<i>Serratula lycopifolia</i> (Vill.) A.Kern.	<i>Sonchus arvensis</i> L.
5.	<i>Urtica galeopsifolia</i> Wierzb. ex Opiz	
6.	<i>Vicia sepium</i> L.	
7.	<i>Viola matutina</i> Klock.	
8.	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	

3.3.9. Структура флори за чинником омброрежиму. Вивченням було охоплено 384 види рослин, тому як для *Erigeron annuus* (L.) Desf. дані про характеристики щодо омброрежиму відсутні [128]. Встановлено, що за зазначеним чинником флора лучних та прибережних екосистем досліджуваного регіону охоплює увесь діапазон відповідної екошкали Я.П. Дідуха (табл. 3.31, Додаток В.9). Рослини розподіляються за 81 градаціями сполучення мінімальних та максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних показників варіюють від 1 балу (O_m менше ніж 2200 мм) до 16 ($O_m = 600-800$ мм), а максимальних від 11 ($O_m = -400 - -200$ мм) до 23 балів (O_m більше ніж 2000).

Таблиця 3.31

Екологічна структура флори за чинником омброрежиму

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	1	23	1	0,26
2.	1	18	2	0,52
3.	2	18	2	0,52
4.	1	15	3	0,78
5.	1	20	2	0,52
6.	2	15	1	0,26
7.	2	20	1	0,26
8.	3	11	1	0,26
9.	3	12	1	0,26
10.	3	13	4	1,04
11.	3	14	2	0,52
12.	3	15	8	2,08
13.	3	16	2	0,52
14.	3	17	1	0,26
15.	3	18	18	4,69
16.	3	20	3	0,78
17.	4	18	1	0,26
18.	5	12	2	0,52
19.	5	13	2	0,52
20.	5	14	7	1,82
21.	5	15	5	1,3
22.	5	16	12	3,13

Продовження таблиці 3.31

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
23.	5	17	2	0,52
24.	5	18	15	3,91
25.	5	20	5	1,3
26.	6	8	1	0,26
27.	6	11	2	0,52
28.	6	13	5	1,3
29.	6	14	6	1,56
30.	6	15	5	1,3
31.	6	16	6	1,56
32.	6	18	6	1,56
33.	7	13	2	0,52
34.	7	14	1	0,26
35.	7	15	3	0,78
36.	7	16	2	0,52
37.	7	17	1	0,26
38.	7	18	1	0,26
39.	8	10	1	0,26
40.	8	12	1	0,26
41.	8	13	6	1,56
42.	8	14	9	2,34
43.	8	15	4	1,04
44.	8	16	9	2,34
45.	8	18	4	1,04
46.	8	20	3	0,78
47.	9	10	1	0,26
48.	9	11	1	0,26
49.	9	13	1	0,26
50.	9	14	6	1,56
51.	9	15	7	1,82
52.	9	16	12	3,13
53.	9	17	1	0,26
54.	9	18	14	3,66
55.	9	20	4	1,04
56.	10	12	2	0,52
57.	10	13	5	1,3
58.	10	14	14	3,66
59.	10	15	14	3,66
60.	10	16	5	1,3
61.	10	17	8	2,08
62.	10	18	23	6
63.	10	20	2	0,52

Продовження таблиці 3.31

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
64.	11	13	2	0,52
65.	11	14	13	3,39
66.	11	15	14	3,66
67.	11	16	11	2,86
68.	11	17	3	0,78
69.	11	18	17	4,43
70.	11	20	1	0,26
71.	12	14	4	1,04
72.	12	15	4	1,04
73.	12	16	2	0,52
74.	12	18	4	1,04
75.	12	19	1	0,26
76.	12	23	1	0,26
77.	13	18	1	0,26
78.	14	18	2	0,52
79.	15	15	1	0,26
80.	15	20	1	0,26
81.	16	18	1	0,26

Серед рослин найбільшу частку (6,0 %) складають види, які зростають в умовах із варіюванням бальних показників омброклімату від 10 ($O_m = -600 - -400$ мм) до 18 ($O_m = 1000 - 1200$ мм) балів. Ця група репрезентована 23 видами (табл. 3.32). Значною (у межах 4,43–4,69 %) є частка рослин, що відповідають умовам із варіюванням бальних показників від трьох ($O_m = -2000 - -1800$ мм) до 18 ($O_m = 1000 - 1200$ мм), від 11 ($O_m = -400 - -200$ мм) до 18 ($O_m = 1000 - 1200$ мм) балів. Ці групи репрезентовані 17–18 видами.

Суттєвою (у межах 2,86–3,91 %) є частка видів, які відповідають дев'яти градаціям сполучень найбільших та найменших величин та характеризуються наступними діапазонами бальних значень: 11–16; 9–16; 5–16; 11–14; 11–15; 10–15; 10–14; 9–18 та 5–18. Ці групи репрезентовані 11–15 видами. Ще у 69 градаціях представлено 1–9 видів, частка яких варіює від 0,26 до 2,34 %.

Сумарно 69 видів (18,0 %) тяжіють до місцезростань із показниками

омброрежму (Om) від -600 – -400 мм до 1000 – 1200 мм, що відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 10-13; 10-14; 10-15; 10-16; 10-17 та 10-18. 58 видів (15,12%) – тяжіють до місцезростань із показниками омброрежму (Om) від -400 – -200 мм до 1000 – 1200 мм, що відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 11-14; 11-15; 11-16; 11-17; 11-18. Ще 44 види (11,47 %) тяжіють до місцезростань із показниками омброрежму (Om) від -800 до -600 мм до 1400 – 1600 мм, що відповідає наступним діапазонам бальних характеристик: 9-14; 9-15; 9-16; 9-17; 9-18; 9-20.

Таблиця 3.32

**Види рослин, які складають найбільшу частку у складі флори
(за відношенням до чинника омброрежиму)**

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника омброрежиму / частка (%) видів у складі флори			
	10-18/ 6,0%	3-18 / 4,69%	11-18 /4,43%	5-18 / 3,91%
1.	<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	<i>Agrostis stolonifera</i> L.	<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	<i>Agrostis capillaris</i> L.
2.	<i>Carex vesicaria</i> L.	<i>Atriplex tatarica</i> L.	<i>Angelica sylvestris</i> L.	<i>Agrostis gigantea</i> Roth
3.	<i>Myosotis laxa</i> Lehm.	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	<i>Linum catharticum</i> L.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.
4.	<i>Nardus stricta</i> L.	<i>Epilobium palustre</i> L.	<i>Carex cespitosa</i> L.	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth
5.	<i>Phalaroides arundinaceae</i> (L.) Rausch.	<i>Epilobium parviflorum</i> Schereb.	<i>Carex hirta</i> L.	<i>Cynoglossum officinale</i> L.
6.	<i>Archangelica officinalis</i> Hoffm.	<i>Juncus articulatus</i> L.	<i>Carex lachenalii</i> Skuhr	<i>Juncus bufonius</i> L.
7.	<i>Bistorta officinalis</i> Delarbre	<i>Odontites vulgaris</i> Moench	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	<i>Juncus gerardii</i> Loisel.
8.	<i>Filipendula denudata</i> (J.Presl & C. Presl) Fritsch	<i>Polygonum aviculare</i> L.s.str.	<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (Drude) Soó	<i>Lolium temulentum</i> L.
9.	<i>Galium palustre</i> L.	<i>Rumex acetosa</i> L.	<i>Euphrasia brevipila</i> Burn. & Greml	<i>Plantago lanceolata</i> L.
10.	<i>Geum rivale</i> L.	<i>Rumex acetosella</i> L.	<i>Leonurus cardiaca</i> L.	<i>Plantago major</i> L.
11.	<i>Juncus conglomeratus</i> L.	<i>Rumex crispus</i> L.	<i>Mennyanthes trifoliata</i> L.	<i>Puccinellia distans</i> (Jacq.) Parl.

Продовження таблиці 3.32

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка омброрежиму / частка (%) видів у складі флори			
	10-18/ 6,0%	3-18 / 4,69%	11-18 /4,43%	5-18 / 3,91%
12.	<i>Leontodon autumnalis</i> L.	<i>Setaria glauca</i> (L.) P.Beauv.	<i>Naumburgia thysiphora</i> (L.) Reichenb.	<i>Rumex confertus</i> Willd.
13.	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	<i>Sparganium emersum</i> Rehman	<i>Poa trivialis</i> L.	<i>Rumex thysiflorus</i> Fingerh.
14.	<i>Poa pratensis</i> L.	<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) A.Löve	<i>Potentilla anserina</i> L.	<i>Sonchus palustris</i> L.
15.	<i>Polygala comosa</i> Schkuhr	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.
16.	<i>Ranunculus repens</i> L.	<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre	<i>Rhinanthus minor</i> L.	
17.	<i>Sedum acre</i> L.	<i>Persicaria maculosa</i> Gray	<i>Stachys palustris</i> L.	
18.	<i>Taraxacum erythrospermum</i> Andr.	<i>Typha latifolia</i> L.		
19.	<i>Veronica officinalis</i> L.			
20.	<i>Vicia cracca</i> L.			
21.	<i>Viola canina</i> L.			
22.	<i>Festuca ovina</i>			
23.	<i>Pilosella officinarum</i> <i>Hieracium pilosella</i> L.			

Показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником омброрежиму варіювали від 4,35 до 100,0 %. При цьому 125 видів (32,55 %) мали значення цього показника у межах 50–60 % (рис. 3.10). 75 видів (19,53 %) характеризувалися показниками RWN у межах 20–30 %, 52 види (13,54 %) – у межах 40–50 %, 45 видів (11,72 %) – у межах 60–70 %, 39 видів (10,16 %) – у межах 50–60 %, 34 види (8,85 %) – у межах 10–20 %, сім видів (1,82 %) – у межах 70–80 %. У двох видів (0,52 %) значення RWN були найнижчими (у діапазоні 0–10 %), у трьох видів (0,78 %) – одними з найбільших на рівні 80–90 %, а ще у двох (0,52 %) перевищували 90 %. Види з найбільш чітко вираженими еври- та стенобіонтними властивостями представлені в таблиці 3.33.

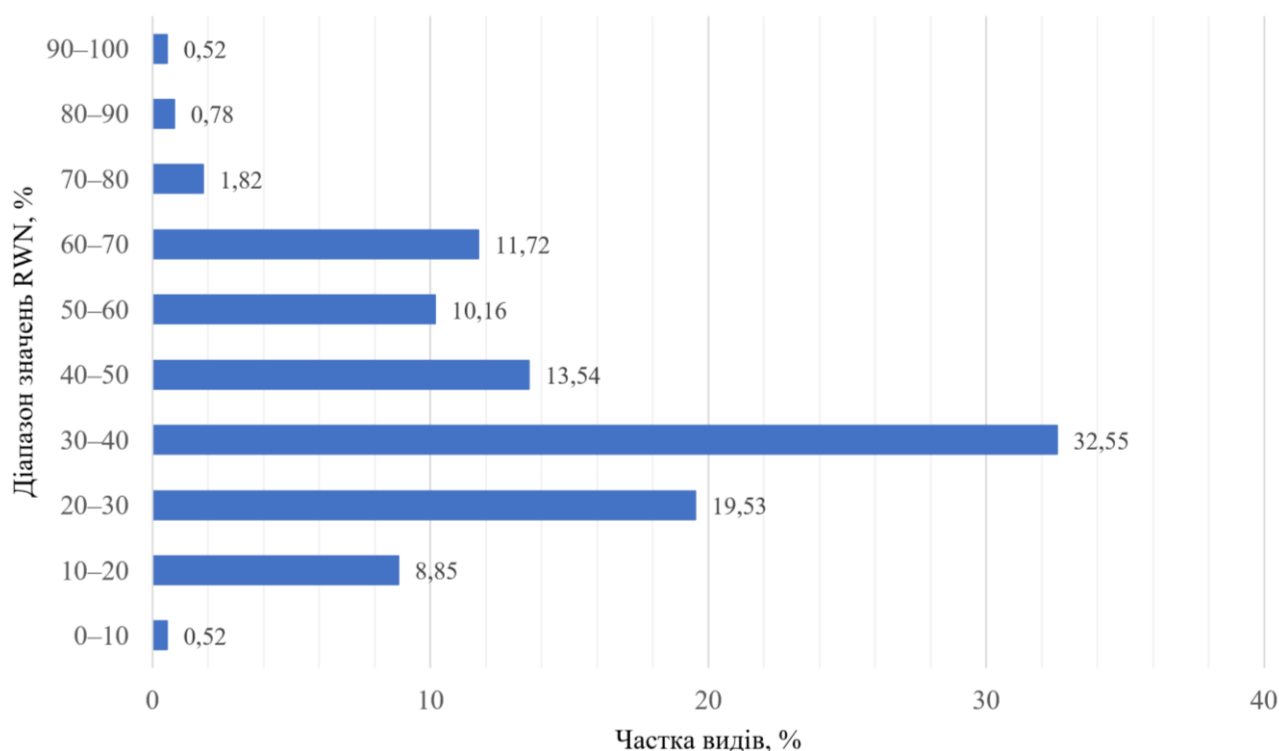


Рис. 3.10. Структура флори лучних та прибережних екосистем регіону досліджень за відносною шириною еконіші (RWN) за чинником омброрежиму

Таблиця 3.33

Види, яким притаманні найширші та найвужчі діапазони значень відносної ширини еконіші (RWN) за чинником омброрежиму

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	0-10	90-100
1.	<i>Myosorus minimus</i> L.	<i>Urtica urens</i> L.
2.	<i>Poa palustris</i> L.	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.

3.3.10. Структура флори за чинником континентальності клімату.

Вивченням було охоплено 384 види рослин, тому як для *Erigeron annuus* (L.) Desf. дані про характеристики щодо континентальності клімату відсутні [128]. Встановлено, що за зазначеним чинником флора лучних та прибережних екосистем регіону досліджень охоплює увесь діапазон відповідної екошкали Я.П. Дідуха (табл. 3.34, Додаток В.10).

Рослини розподіляються за 74 градаціями сполучення мінімальних та максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних

Таблиця 3.34

Екологічна структура за чинником континентальності клімату

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	1	8	2	0,52
2.	1	9	1	0,26
3.	1	11	5	1,3
4.	1	12	9	2,34
5.	1	13	10	2,6
6.	1	14	13	3,39
7.	1	15	14	3,65
8.	1	16	11	2,87
9.	1	17	72	18,75
10.	2	7	1	0,26
11.	2	11	2	0,52
12.	2	12	6	1,56
13.	2	13	7	1,82
14.	2	14	10	2,6
15.	2	15	8	2,08
16.	2	16	8	2,08
17.	2	17	16	4,18
18.	3	9	4	1,04
19.	3	10	4	1,04
20.	3	11	3	0,78
21.	3	12	7	1,82
22.	3	13	14	3,68
23.	3	14	5	1,3
24.	3	15	7	1,82
25.	3	16	2	0,52
26.	3	17	11	2,86
27.	4	9	1	0,26
28.	4	10	3	0,78
29.	4	11	2	0,52
30.	4	12	5	1,3
31.	4	14	1	0,26
32.	4	15	2	0,52
33.	4	16	1	0,26
34.	4	17	6	1,56
35.	5	9	6	1,56
36.	5	10	4	1,04
37.	5	11	8	2,08
38.	5	12	6	1,56

Продовження таблиці 3.34

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
39.	5	13	2	0,52
40.	5	14	3	0,78
41.	5	15	2	0,52
42.	5	16	1	0,26
43.	5	17	6	1,56
44.	6	7	1	0,26
45.	6	9	3	0,78
46.	6	11	4	1,04
47.	6	12	3	0,78
48.	6	13	3	0,78
49.	6	14	4	1,04
50.	6	15	3	0,78
51.	6	14	1	0,26
52.	6	16	3	0,78
53.	6	17	14	3,68
54.	6	18	1	0,26
55.	7	9	2	0,52
56.	7	10	1	0,26
57.	7	11	3	0,78
58.	7	13	1	0,26
59.	7	14	1	0,26
60.	7	15	2	0,52
61.	7	17	5	1,3
62.	8	12	3	0,78
63.	8	13	1	0,26
64.	8	14	1	0,26
65.	8	15	1	0,26
66.	8	16	1	0,26
67.	8	17	2	0,52
68.	9	11	1	0,26
69.	9	13	3	0,78
70.	9	14	1	0,26
71.	9	15	1	0,26
72.	9	16	1	0,26
73.	10	13	1	0,26
74.	11	17	1	0,26

(Кп 151–160 %: субконтинентальний клімат), а максимальних від восьми (Кп 121–130 %: клімат, перехідний від геміокеанічного до геміконтинентального) до 17

показників варіюють від 1 балу (Кп менше за 61 %: надто океанічний клімат) до 11 балів (Кп більше за 210 %: надто континентальний клімат).

Серед рослин найбільшу частку (18,75 %) складають види, які зростають в умовах із варіюванням бальних показників континентальності клімату від мінімальних (1 бал) до максимальних (17) значень за охоплення всього діапазону екошкали цього екочинника. Ця група репрезентована 72 видами (табл. 3.35). Відносно значною є й частка видів (16 шт., 4,15 %), які репрезентують умови із варіюванням бальних показників від 2 до 17.

Таблиця 3.35

**Види рослин, які складають найбільшу частку у складі флори
(за відношенням до чинника континентальності клімату)**

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника континентальності / частка (%) видів у складі флори			
	1-17/ 18,75%	2-17/ 4,15%	1-15 /3,68%	3-13 /3,68%
1.	<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) P.Beauv.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	<i>Carex vulpina</i> L.	<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy
2.	<i>Eleocharis acicularis</i> (L.) Roem. & Schult.	<i>Bistorta officinalis</i> Delarbre	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.
3.	<i>Eleocharis palustris</i> (L.) Roem. & Schult.	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	<i>Descurainia sophia</i> (L.) Webb ex Prantl	<i>Bidens tripartita</i> L.
4.	<i>Epilobium palustre</i> L.	<i>Carex acuta</i> L.	<i>Equisetum fluviatile</i> L.	<i>Carex pseudocyperus</i> L.
5.	<i>Equisetum arvense</i> L.	<i>Carex riparia</i> Curtis.	<i>Festuca pratensis</i> Huds.	<i>Dianthus deltoides</i> L.
6.	<i>Equisetum pratense</i> L.	<i>Herniaria glabra</i> L.	<i>Glechoma hederaceae</i> L.	<i>Juncus bufonius</i> L.
7.	<i>Erigeon acris</i> L.	<i>Juncus inflexus</i> L.	<i>Potentilla reptans</i> L.	<i>Lysimachia nummularia</i> L.
8.	<i>Festuca rubra</i> L.	<i>Elytrigia repens</i> (L.) Nevski	<i>Prunella vulgaris</i> L.	<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench
9.	<i>Filipendula denudata</i> (J.Presl & C. Presl) Fritsch	<i>Lythrum salicaria</i> L.	<i>Scrophularia nodosa</i> L.	<i>Ranunculus auricomus</i> L.
10.	<i>Galium palustre</i> L.	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	<i>Stachys recta</i> L.
11.	<i>Hieracium umbellatum</i> L.	<i>Origanum vulgare</i> L.	<i>Taraxacum officinale</i> Wegg. aggr.	<i>Triglochin palustre</i> L.

Продовження таблиці 3.35

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка континентальності / частка (%) видів у складі флори			
	1-17/ 18,75%	2-17/ 4,15%	1-15 /3,68%	3-13 /3,68%
12.	<i>Hierochloe odorata</i> (L.) P.Beauv.	<i>Rhinantus vernalis</i> (N. Zing) Schischk. & Serg.	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.	<i>Typha latifolia</i> L.
13.	<i>Inula britannica</i> L.	<i>Sanquisorba officinalis</i> L.	<i>Viola canina</i> L.	<i>Verbascum lychnitis</i> L.
14.	<i>Juncus articulatus</i> L.	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	<i>Angelica sylvestris</i> L.	<i>Persicaria maculosa</i> Gray.
15.	<i>Koeleria cristata</i> (L.) Pers.	<i>Verbascum thapsus</i> L.		
16.	<i>Lathyrus pratensis</i> L.	<i>Rhinanthus major</i> L.		
17.	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.			
18.	<i>Medicago falcata</i> L.			
19.	<i>Medicago lupulina</i> L.			
20.	<i>Melilotus albus</i> Medik.			
21.	<i>Mennyanthes trifoliata</i> L.			
22.	<i>Mentha arvensis</i> L.			
23.	<i>Odontites vulgaris</i> Moench			
24.	<i>Parnassia palustris</i> L.			
25.	<i>Phalaroides arundinaceae</i> (L.) Rausch.			
26.	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.			
27.	<i>Plantago lanceolata</i> L.			
28.	<i>Plantago major</i> L.			
29.	<i>Poa angustifolia</i> L.			
30.	<i>Poa pratensis</i> L.			
31.	<i>Polygonum aviculare</i> L.s.str.			
32.	<i>Potentilla anserina</i> L.			
33.	<i>Ranunculus repens</i> L.			
34.	<i>Rorippa austriaca</i> (Crantz) Besser			
35.	<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser			
36.	<i>Rumex acetosa</i> L.			
37.	<i>Rumex acetosella</i> L.			
38.	<i>Stellaria graminea</i> L.			
39.	<i>Tanacetum vulgare</i> L.			
40.	<i>Trifolium pratense</i> L.			

Продовження таблиці 3.35

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка континентальності / частка (%) видів у складі флори			
	1-17/ 18,75%	2-17/ 4,15%	1-15 /3,68%	3-13 /3,68%
41.	<i>Trifolium repens</i> L.			
42.	<i>Typha angustifolia</i> L.			
43.	<i>Urtica dioica</i> L.			
44.	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.			
45.	<i>Vicia cracca</i> L.			
46.	<i>Calamagrostis stricta</i> (Timm) Koeler			
47.	<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) A.Löve			
48.	<i>Festuca ovina</i>			
49.	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre			
50.	<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre			
51.	<i>Agrostis gigantea</i> Roth			
52.	<i>Agrostis stolonifera</i> L.			
53.	<i>Alopecurus pratensis</i> L.			
54.	<i>Althaea officinalis</i> L.			
55.	<i>Amaranthus albus</i> L.			
56.	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.			
57.	<i>Archangelica officinalis</i> Hoffm.			
58.	<i>Bidens cernua</i> L.			
59.	<i>Caltha palustris</i> L.			
60.	<i>Campanula glomerata</i> L.			
61.	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.			
62.	<i>Carex otrubae</i> Podp.			
63.	<i>Carex rostrata</i> Stokes			
64.	<i>Carex tomentosa</i> L.			
65.	<i>Carex vesicaria</i> L.			
66.	<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.			
67.	<i>Chenopodium album</i> L.			
68.	<i>Cichorium intybus</i> L.			
69.	<i>Conium maculatum</i> L.			
70.	<i>Convolvulus arvensis</i> L.			
71.	<i>Crepis tectorum</i> L.			
72.	<i>Daucus carota</i> L.			

Суттєвою (у межах 2,6–3,65 %) є частка видів, які відповідають вісьмома градаціям сполучень найбільших та найменших величин і характеризуються такими діапазонами бальних значень: 1–13; 1–14; 1–16; 2–14; 3–17; 1–15; 3–13; 6–17. Ці групи репрезентовані 10–14 видами. Ще у 64 градаціях представлено 1–9 видів, частка яких варіює від 0,26 до 2,34 %. Сумарно 129 видів (33,6 %) тяжіють до місцезростань характеристики яких відповідають наступним діапазонам бальних характеристик чинника континентальності клімату: 1-12; 1-13; 1-14; 1-15, 1-16 та 1-17. Тобто від мінімальних бальних значень (K_n менше за 61%, надто океанічний клімат) до умов із різковираженою континентальністю (субконтинентальних, континентальних, різко континентальних і надто континентальних при K_n від 161 і до значень, більших за 210 %).

Показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником континентальності клімату варіювали від 11,46 до 100,0 %. При цьому 99 видів (25,77 %) мали значення цього показника у межах 90–100 % (рис. 3.11).

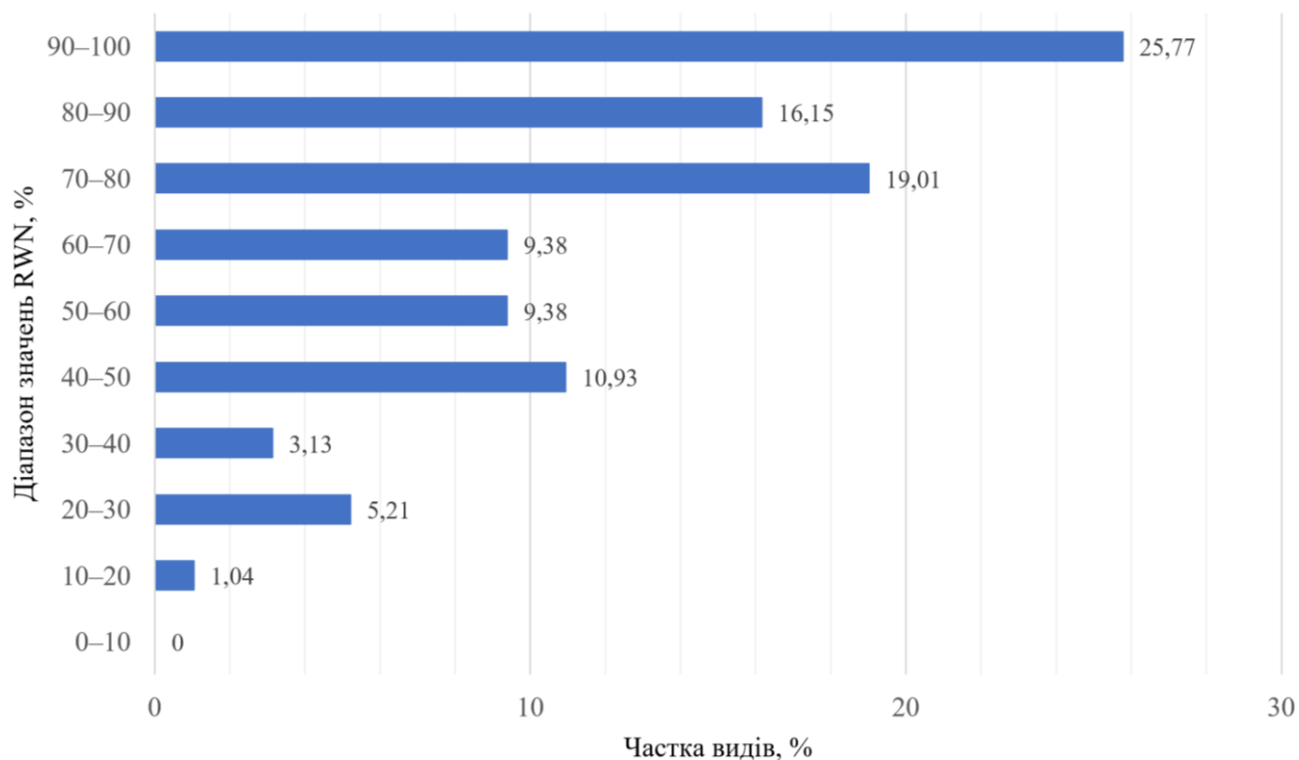


Рис. 3.11. Значення відносної ширини еконіші (RWN) за чинником континентальності клімату

73 види (19,01 %) характеризувались показниками RWN у межах 70–80 %, 62 види (16,15 %) – у межах 80–90 %, 42 види (10,93 %) – у межах 40–50 %. По 36 видів (по 9,38 %) репрезентували діапазони 50–60 % та 60–70 %. 20 видів (5,21 %) характеризувались RWN на рівні 20–30 %, а 12 видів (3,13 %) – на рівні 30–40 %. Чотири види (1,04 %) мали значення RWN у межах 10–20 %. У тому числі для *Carex appropinquata* Schum., *Galium rubioides* L., *Securigera varia* (L.) Lassen вони дорівнювали 17,64 %, а у *Heracleum sibiricum* L. були знижені до 11,76 %. Переважна більшість видів із вираженими еврибіонтними властивостями (RWN у межах від 94,1 % (2–17 балів) до 100 % (діапазон 1–17 балів). Види з найбільш чітко вираженими стенобіонтними властивостями наведено в таблиці 3.36.

Таблиця 3.36

Види, яким притаманні найвужчі діапазони значень відносної ширини екониші (RWN) за чинником континентальності клімату

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	10-20	20-30
1.	<i>Carex appropinquata</i> Schum.	<i>Cirsium esculentum</i> (Siev.) C.A.Mey.
2.	<i>Galium rubioides</i> L.	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.
3.	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	<i>Eremogone micradenia</i> (P. Smirn.) Ikonn.
4.	<i>Heracleum sibiricum</i> L.	<i>Jasione montana</i> L.
5.		<i>Leonurus villosus</i> Desf. ex D'Urv.
6.		<i>Lotus ucrainicus</i> Klok.
7.		<i>Plantago cornuti</i> Gouan
8.		<i>Polygala wolfgangiana</i> Besser ex Ledeb.
9.		<i>Potentilla neglecta</i> Baumg.
10.		<i>Rorippa brachycarpa</i> (C.A.Mey.) Hayek
11.		<i>Scleranthus annuus</i> L.
12.		<i>Serratula lycopifolia</i> (Vill.) A.Kern.
13.		<i>Thalictrum lucidum</i> L.
14.		<i>Urtica galeopsifolia</i> Wierzb. ex Opiz
15.		<i>Viola matutina</i> Klock.
16.		<i>Carduus acanthoides</i> L.
17.		<i>Dianthus barbatus</i> L.
18.		<i>Leonurus cardiaca</i> L.
19.		<i>Myosotis scorpioides</i> L.
20.		<i>Onobryhis viciifolia</i> Scop.

3.3.11. Структура флори за чинником кріорежиму. Вивченням було охоплено 384 види рослин, оскільки для *Erigeron annuus* (L.) Desf. дані про характеристики щодо континентальності клімату відсутні [128]. Встановлено, що за зазначеним чинником флора лучних та прибережних екосистем регіону досліджень охоплює увесь діапазон відповідної екошкали Я.П. Дідуха (табл. 3.37, Додаток В.11). Рослини розподіляються за 60 градаціями сполучення мінімальних та максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних показників варіюють від 1 балу (дуже суворі зими) до 9 (м'які зими), а максимальних від шести (умови, перехідні від досить суворих зим до помірно суворих) до 15 балів (зими не виражені).

Таблиця 3.37

Екологічна структура флори за чинником кріорежиму

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	1	9	2	0,52
2.	1	10	3	0,78
3.	1	11	22	5,73
4.	1	12	19	4,95
5.	1	13	11	2,86
6.	1	14	3	0,78
7.	1	15	6	1,56
8.	2	10	1	0,26
9.	2	11	5	1,3
10.	2	12	2	0,52
11.	2	13	1	0,26
12.	2	14	1	0,26
13.	2	15	4	1,04
14.	3	8	1	0,26
15.	3	9	1	0,26
16.	3	10	2	0,52
17.	3	11	5	1,3
18.	3	12	10	2,6
19.	3	13	8	2,08
20.	3	15	4	1,04
21.	3	14	1	0,26

Продовження таблиці 3.37

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
22.	4	6	1	0,26
23.	4	9	2	0,52
24.	4	10	7	1,82
25.	4	11	12	3,13
26.	4	12	11	2,86
27.	4	13	4	1,04
28.	4	14	1	0,26
29.	4	15	4	1,04
30.	5	7	1	0,26
31.	5	9	4	1,04
32.	5	10	12	3,13
33.	5	11	28	7,29
34.	5	12	29	7,6
35.	5	13	15	3,91
36.	5	15	1	0,26
37.	6	9	5	1,3
38.	6	10	18	4,69
39.	6	11	14	3,65
40.	6	12	22	5,73
41.	6	13	17	4,43
42.	6	14	3	0,78
43.	6	15	2	0,52
44.	7	9	2	0,52
45.	7	10	7	1,82
46.	7	11	3	0,78
47.	7	12	11	2,86
48.	7	13	10	2,6
49.	7	14	1	0,26
50.	7	15	2	0,52
51.	8	9	4	1,04
52.	8	10	3	0,78
53.	8	11	3	0,78
54.	8	12	2	0,52
55.	8	13	3	0,78
56.	8	15	1	0,26
57.	9	9	1	0,26
58.	9	11	2	0,52
59.	9	12	3	0,78
60.	9	13	1	0,26

У складі флори найбільшу частку (по 7,29 % та 7,60 %, відповідно) складають 28 видів, які зростають за умов із варіюванням бальних показників від п'яти (досить суворі зими) балів до 11 (теплі зими) балів та 29 видів, які зростають в умовах із бальними показниками від п'яти балів до 12 (умови, перехідні від теплих зим до дуже теплих) балів (табл. 3.38).

Значною (у межах 4,95–5,73 %) є частка рослин, що відповідають умовам із варіюванням бальних показників від 1 (дуже суворі зими) до 12 (умови, перехідні від теплих зим до дуже теплих) балів, від 1 (дуже суворі зими) до 11 (теплі зими) балів та від шести (умови, перехідні від досить суворих зим до помірно суворих) до 12 (умови, перехідні від теплих зим до дуже теплих) балів. У складі першої з цих трьох груп представлено 19 видів, а двох інших – по 22 види.

Таблиця 3.38

**Види рослин, які складають найбільшу частку у складі флори
(за відношенням до чинника кріорежиму)**

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка кріорежиму / частка (%) видів у складі флори			
	5-12/ 7,60%	5-11/ 7,29%	1-11/ 5,73%	6-12/ 5,73%
1.	<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	<i>Bromopsis inermis</i> (Leyss.) Holub	<i>Achillea setacea</i> Waldst. & Kit.
2.	<i>Barbarea vulgaris</i> R.Br.	<i>Berteroa incana</i> (L.) DC.	<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	<i>Ajuga genevensis</i> L.
3.	<i>Carex elata</i> All.	<i>Betonica officinalis</i> L. s. 1	<i>Carex acuta</i> L.	<i>Ajuga reptans</i> L.
4.	<i>Carex juncella</i> (Fr) Th.Fr.	<i>Bunias orientalis</i> L.	<i>Carex rostrata</i> Stokes	<i>Allium oleraceum</i> L.
5.	<i>Carex lachenalii</i> Schuhr	<i>Calamagrostis canescens</i> (Weber) Roth	<i>Carum carvi</i> L.	<i>Althaea officinalis</i> L.
6.	<i>Carex pseudocyperus</i> L.	<i>Campanula patula</i> L.	<i>Cicuta virosa</i> L.	<i>Beckmannia eruciformis</i> (L.) Host
7.	<i>Carex riparia</i> Curtis.	<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	<i>Equisetum pratense</i> L.	<i>Bromus japonicus</i> Thunb.
8.	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	<i>Carex tomentosa</i> L.	<i>Erigeon acris</i> L.	<i>Bromus squarrosus</i> L.
9.	<i>Coronaria flos-cuculu</i> (L.) Fourr.	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	<i>Geranium pratense</i> L.	<i>Echium vulgare</i> L.

Продовження таблиці 3.38

№ з/п	Діапазон бальних показників екоциніка кріорежиму / частка (%) видів у складі флори			
	5-12/ 7,60%	5-11/ 7,29%	1-11/ 5,73%	6-12/ 5,73%
10.	<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Festuca regeliana</i> Pavl.	<i>Hierochloe odorata</i> (L.) P.Beauv.	<i>Eryngium planum</i> L.
11.	<i>Dianthus deltoides</i> L.	<i>Festuca rupicola</i> Heuff.	<i>Inula britannica</i> L.	<i>Galium verum</i> L.
12.	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	<i>Fumaria schleicheri</i> Soy. - Willem.	<i>Juncus bufonius</i> L.	<i>Gratiola officinalis</i> L.
13.	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	<i>Geum rivale</i> L.	<i>Lathyrus palustris</i> L.	<i>Juncus gerardii</i> Loisel.
14.	<i>Galium mollugo</i> L.	<i>Hypochaeris maculata</i> L.	<i>Mennyanthes trifoliata</i> L.	<i>Leontodon hispidus</i> L.
15.	<i>Gentiana pneumonanthe</i> L.	<i>Inula helenium</i> L.	<i>Naumburgia thysiphora</i> (L.) Reichenb.	<i>Linum catharticum</i> L.
16.	<i>Juncus compressus</i> Jacq.	<i>Lycopus exaltatus</i> L.f.	<i>Plantago cornuti</i> Gouan	<i>Sedum acre</i> L.
17.	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	<i>Lysimachia nummularia</i> L.	<i>Plantago media</i> L.	<i>Stachys recta</i> L.
18.	<i>Oenanthe aqvatica</i> (L.) Poir.	<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench	<i>Poa palustris</i> L.	<i>Symphitum officinale</i> L.
19.	<i>Ranunculus acris</i> L.	<i>Polygala comosa</i> Schkuhr	<i>Potentilla anserina</i> L.	<i>Verbascum lychnitis</i> L.
20.	<i>Ranunculus flammula</i> L.	<i>Potentilla argentea</i> L.	<i>Sanquisorba officinalis</i> L.	<i>Viola hirta</i> L.
21.	<i>Ranunculus lingua</i> L.	<i>Potentilla neglecta</i> Baumg.	<i>Triglochin maritimum</i> L.	<i>Viola palustris</i> L.
22.	<i>Rorippa austriaca</i> (Crantz) Besser	<i>Ranunculus auricomus</i> L.	<i>Triglochin palustre</i> L.	<i>Nardus stricta</i> L.
23.	<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser	<i>Teucrium scordium</i> L.		
24.	<i>Scrophularia nodosa</i> L.	<i>Thalictrum simplex</i> L.		
25.	<i>Sium latifolium</i> L.	<i>Trifolium medium</i> L.		
26.	<i>Stachys palustris</i> L.	<i>Trifolium montanum</i> L.		
27.	<i>Verbascum thapsus</i> L.	<i>Typha laxmanii</i> Lepech.		
28.	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	<i>Tripleurospermum inodorum</i> (L.) Sch.Bip.		
29.	<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip.			

Суттєвою (у межах 2,60–4,69 %) є частка видів, які відповідають 11 градаціям сполучень найбільших та найменших величин та характеризуються наступними

діапазонами бальних значень: 1–13; 3–12; 4–11; 4–12; 5–10; 5–13; 6–10; 6–11; 6–13; 7–12 та 7–13. Ці групи репрезентовані 10–18 видами. Також у 44 градаціях представлено 1–8 видів, частка яких варіює від 0,26 до 2,08 %.

Сумарно 88 видів (22,97 %) тяжіють до місцезростань, характеристики яких відповідають таким діапазнам бальних характеристик чинника кріорежиму: 5–9; 5–10; 5–11; 5–12 та 5–13. Тобто від умов із досить суворими зимами до дуже теплих. 71 вид (18,49 %) тяжіє до місцезростань, характеристики яких відповідають наступним діапазнам бальних характеристик чинника кріорежиму: 6–10; 6–11; 6–12 та 6–13. Тобто від умов, перехідних від досить суворих зим до помірно суворих і, у підсумку, до дуже теплих.

Показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником кріорежиму варіювали від 6,67 до 100,0 %. При цьому 111 видів (28,91 %) мали значення цього показника у межах 40–50 % (рис. 3.12).

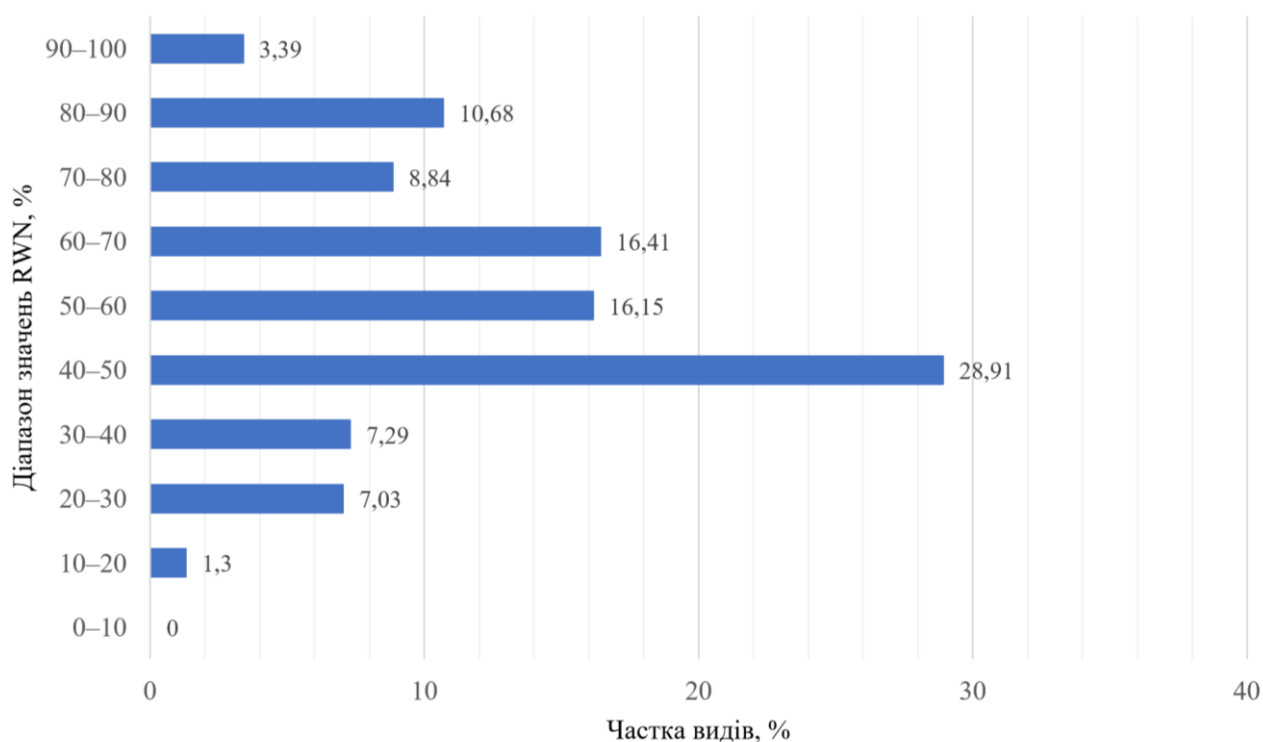


Рис. 3.12. Значення відносної ширини еконіші (RWN) за чинником кріорежиму

Види з найбільш чітко вираженими стено- та еврибіонтними властивостями по відношенню до кріорежиму представлені в таблиці 3.39.

Таблиця 3.39

Види, яким притаманні найширші та найвужчі діапазони значень відносної ширини еконіші (RWN) за чинником кріорежиму

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	10-20	90-100 ¹
1.	<i>Euphorbia virgata</i> Waldst. & Kit.	<i>Chenopodium album</i> L.*
2.	<i>Myosotis scorpioides</i> L.	<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.*
3.	<i>Ranunculus pseudobulbosus</i> Crantz	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.*
4.	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	<i>Plantago major</i> L.*
5.	<i>Bidens cernua</i> L.	<i>Polygonum aviculare</i> L. <u>s.str.</u> *
6.		<i>Sonchus arvensis</i> L.*
7.		<i>Agrostis gigantea</i> Roth
8.		<i>Agrostis stolonifera</i> L.
9.		<i>Amaranthus retroflexus</i> L.
10.		<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.
11.		<i>Poa annua</i> L.
12.		<i>Thalictrum minus</i> L.
13.		<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre

Примітка: * позначено види, у яких RWN дорівнює 100%.

63 види (16,41 %) характеризувались показниками RWN у межах 60–70 %, 62 види (16,15 %) – у межах 50–60 %, 41 вид (10,68 %) – у межах 80–90 %, 34 види (8,84 %) – у межах 70–80 %, 28 видів (7,29 %) – у межах 30–40 %, 27 видів (7,03 %) – у межах 20–30 %. П'ять видів (1,30 %) мали значення RWN у межах 10–20 %, а 13 видів (3,39%) – на рівні 90–100 %.

3.3.12. Структура флори за чинником освітленості. Вивченням було охоплено 378 видів рослин, за винятком *Cuscuta lupuliformis* Krock., *Descurainia sophia* (L.) Webb ex Prantl, *Galium uliginosum* L., *Mentha verticillata* L., *Pulicaria vulgaris* Gaertn., *Stellaria media* (L.) Vill., *Sisymbrium loeselii* L., для яких відсутня повні інформація у відповідній екошкалі Я.П. Дідуха [128]. Встановлено, що за чинником освітленості флора лучних та прибережних екосистем регіону досліджень охоплює увесь діапазон екошкали (табл. 3.40, Додаток В.12). Рослини розподіляються за 17 градаціями сполучення мінімальних і максимальних значень бальних показників. При цьому значення мінімальних показників варіюють від 1 балу (умови глибокого затінку та відносного освітлення до 1 %, рідше – більше

3 %) до 8 (умови, перехідні від напівосвітлених до повного освітлення), а максимальних – від 3 (умови за відносного освітлення до 5 %) до 9 балів (умови повного освітлення).

Серед рослин найбільшу частку (40,21 %) складають 152 види, які зростають в умовах із варіюванням бальних показників від шести до дев'яти балів. Значною (у межах 13,23–26,20 %) є частка рослин, що відповідають умовам із варіюванням бальних показників від п'яти до дев'яти балів та від семи до дев'яти балів.

Таблиця 3.40

Екологічна структура флори за чинником освітленості

№ з/п	Діапазон бальних показників		Кількість видів, які відповідають градації	Частка видів (%) у загальній структурі
	мінімальне значення	максимальне значення		
1.	1	3	1	0,26
2.	2	5	1	0,26
3.	3	7	2	0,52
4.	3	8	1	0,26
5.	3	9	1	0,26
6.	4	6	2	0,52
7.	4	8	9	2,38
8.	4	9	14	3,70
9.	5	7	3	0,79
10.	5	8	11	2,91
11.	5	9	50	13,23
12.	6	8	7	1,85
13.	6	9	152	40,21
14.	6	8	1	0,26
15.	7	8	3	0,79
16.	7	9	99	26,2
17.	8	9	21	5,60

У складі першої із цих трьох груп представлено 50 видів, другої – 99 видів. Інформація про види рослин, які складають вагому частку у складі флори, із урахуванням їхнього відношення до чинника освітленості, деталізована в таблиці 3.41.

Таблиця 3.41

**Види рослин, які складають вагому частку у складі флори
(за відношенням до чинника освітленості)**

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника освітленості / частка (%) видів у складі флори		
	5-9/ 13,23%	8-9/ 5,60%	4-9/ 3,70%
1.	<i>Carex cespitosa</i> L.	<i>Achillea setacea</i> Waldst. & Kit.	<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.
2.	<i>Carex hirta</i> L.	<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard
3.	<i>Carex vulpina</i> L.	<i>Agropyron pectinatum</i> (M.Bieb.) P.Beauv.	<i>Carex riparia</i> Curtis.
4.	<i>Centaurea jacea</i> L.	<i>Allium sphaerocephalon</i> L.	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.
5.	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	<i>Amaranthus albus</i> L.	<i>Dactylorhiza fuchsii</i> (Drude) Soó
6.	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Crong.	<i>Arenaria uralensis</i> Pall. ex Spreng.	<i>Lathyrus palustris</i> L.
7.	<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Aristolochia clematitis</i> L.	<i>Lycopus europaeus</i> L.
8.	<i>Dianthus armeria</i> L.	<i>Artemisia austriaca</i> Jacq.	<i>Lysimachia nummularia</i> L.
9.	<i>Dianthus deltoides</i> L.	<i>Atriplex tatarica</i> L.	<i>Myosotis laxa</i> Lehm.
10.	<i>Equisetum pratense</i> L.	<i>Carex diluta</i> M.Bieb.	<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench
11.	<i>Galium boreale</i> L.	<i>Carex distans</i> L.	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.
12.	<i>Galium mollugo</i> L.	<i>Carex ligerica</i> J. Gay	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser
13.	<i>Hierochloe odorata</i> (L.) P.Beauv.	<i>Erigeon acris</i> L.	<i>Urtica dioica</i> L.
14.	<i>Hierochloë repens</i> (Host) P.Beauv.	<i>Eryngium campestre</i> L.	<i>Urtica galeopsifolia</i> Wierzb. ex Opiz
15.	<i>Inula helenium</i> L.	<i>Onobryhis viciifolia</i> Scop.	
16.	<i>Juncus bufonius</i> L.	<i>Polygonum arenarium</i> Waldst. & Kit.	
17.	<i>Leontodon hispidus</i> L.	<i>Puccinellia distans</i> (Jacq.) Parl.	
18.	<i>Lotus corniculatus</i> L.	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	
19.	<i>Mentha arvensis</i> L.	<i>Typha angustifolia</i> L.	
20.	<i>Naumburgia thyrsiphora</i> (L.) Reichenb.	<i>Typha latifolia</i> L.	
21.	<i>Orchis palustris</i> Jacq.	<i>Typha laxmanii</i> Lepech.	
22.	<i>Ostericum palustre</i> (Besser) Besser		
23.	<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench		
24.	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.		

Продовження таблиці 3.41

№ з/п	Діапазон бальних показників екочинника освітленості / частка (%) видів у складі флори		
	5-9/ 13,23%	8-9/ 5,60%	4-9/ 3,70%
25.	<i>Poa pratensis</i> L.		
26.	<i>Potentilla anserina</i> L.		
27.	<i>Potentilla reptans</i> L.		
28.	<i>Prunella vulgaris</i> L.		
29.	<i>Ptarmica cartilaginea</i> (Ledeb. Ex Rchb.) Ledeb.		
30.	<i>Ranunculus polyanthemos</i> L.		
31.	<i>Ranunculus repens</i> L.		
32.	<i>Salvia pratensis</i> L.		
33.	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.		
34.	<i>Scutellaria galericulata</i> L.		
35.	<i>Senecio tataricus</i> Less.		
36.	<i>Solanum dulcamara</i> L.		
37.	<i>Stachys palustris</i> L.		
38.	<i>Stellaria palustris</i> Retz.		
39.	<i>Thalictrum lucidum</i> L.		
40.	<i>Thalictrum minus</i> L.		
41.	<i>Thalictrum simplex</i> L.		
42.	<i>Trifolium hybridum</i> L.		
43.	<i>Trifolium medium</i> L.		
44.	<i>Trifolium pratense</i> L.		
45.	<i>Veronica persica</i> Poir.		
46.	<i>Vicia sepium</i> L.		
47.	<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.		
48.	<i>Viola canina</i> L.		
49.	<i>Viola montana</i> L.		
50.	<i>Carex praecox</i> Schreb.		

Суттєвою (у межах 2,91–5,60 %) є частка видів, які відповідають трьом градаціям сполучень найбільших та найменших величин і характеризуються такими діапазонами бальних значень: 5–8; 4–9 та 8–9. Ці групи репрезентовані 11–21 видом рослин. Також у 11 градаціях представлено 1–9 видів, частка яких варіює від 0,26 до 2,38 %.

Показники відносної ширини еконіші (RWN) за чинником кріорежиму варіювали від 6,67 до 100,0 %. При цьому 111 видів (28,91 %) мали значення цього

показника у межах 40–50 % (рис. 3.13). 63 види (16,41 %) характеризувались показниками RWN у межах 60–70 %, 62 види (16,15%) – у межах 50–60 %, 41 вид (10,68 %) – у межах 80–90 %, 34 види (8,84 %) – у межах 70–80 %, 28 видів (7,29 %) – у межах 30–40 %, 27 видів (7,03 %) – у межах 20–30 %. П'ять видів (1,30%) мали значення RWN у межах 10–20 %, а 13 видів (3,39%) – на рівні 90–100 %. Види з найбільш чітко вираженими стено- та еврибіонтними властивостями наведено в таблиці 3.42.

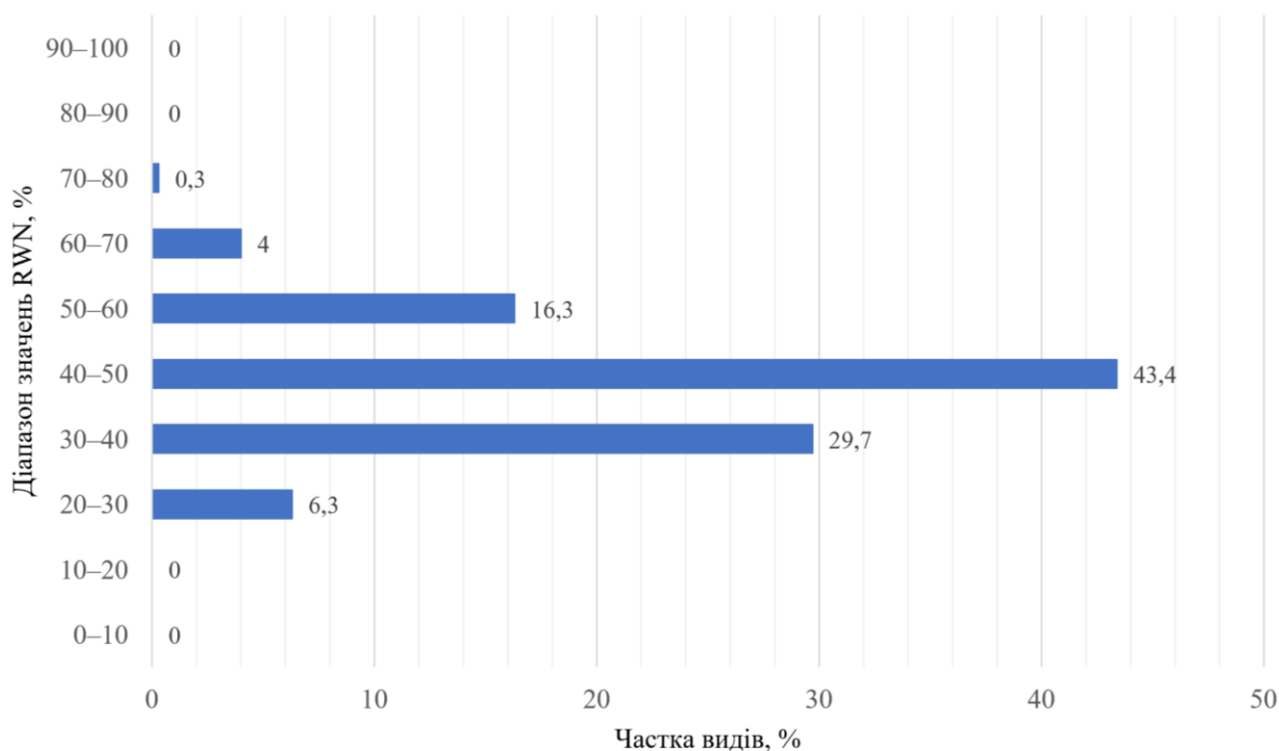


Рис. 3.13. Значення відносної ширини еконіші (RWN) за чинником освітленості

Таблиця 3.42

Види, яким притаманні найширші та найвужчі діапазони значень відносної ширини еконіші (RWN) за чинником освітленості

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	20-30	70-80
1.	<i>Achillea setacea</i> Waldst. & Kit.	<i>Caltha palustris</i> L.
2.	<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	
3.	<i>Agropyron pectinatum</i> (M.Bieb.) P.Beauv.	

Продовження таблиці 3.42

№ з/п	Діапазон значень RWN, %	
	20-30	70-80
4.	<i>Ajuga genevensis</i> L.	
5.	<i>Allium sphaerocephalon</i> L.	
6.	<i>Amaranthus albus</i> L.	
7.	<i>Anthoxantum odoratum</i> L.	
8.	<i>Arenaria uralensis</i> Pall. ex Spreng.	
9.	<i>Aristolochia clematitis</i> L.	
10.	<i>Artemisia austriaca</i> Jacq.	
11.	<i>Atriplex tatarica</i> L.	
12.	<i>Bidens cernua</i> L.	
13.	<i>Carex diluta</i> M.Bieb.	
14.	<i>Carex distans</i> L.	
15.	<i>Carex ligerica</i> J. Gay	
16.	<i>Erigeon acris</i> L.	
17.	<i>Eryngium campestre</i> L.	
18.	<i>Onobryhis viciifolia</i> Scop.	
19.	<i>Polygonum arenarium</i> Waldst. & Kit.	
20.	<i>Puccinellia distans</i> (Jacq.) Parl.	
21.	<i>Securigera varia</i> (L.) Lassen	
22.	<i>Typha angustifolia</i> L.	
23.	<i>Typha latifolia</i> L.	
24.	<i>Typha laxmanii</i> Lepech.	

3.3.13. Узагальнення інформації про екологічну структуру флори.

Встановлено, що за 11 чинниками (окрім водного режиму ґрунту) флора лучних та прибережних екосистем долини річки Сули у межах Сумської області охоплює увесь діапазон відповідної екошкали (табл. 3.43, 3.44). При цьому рослини розподіляються за 17 градаціями сполучення мінімальних та максимальних значень бальних показників чинника освітленості, за 34–57 градаціями чинників вмісту нітрогену в ґрунті, його кислотності, змінності зволоження, аерованості, вмісту карбонатів та терморезиму, за 60–63 градаціями кріорезиму та вмісту солей, 74–85 градаціями континентальності, омброрезиму та водного режиму ґрунту. За чинниками чітко виділяється одна (у вмісту нітрогену в ґрунті, кислотності ґрунту, аерованості ґрунту, омброрезиму, континентальності, освітленості) чи дві (у водного режиму ґрунту, змінності зволоження, вмісту солей та карбонатів в ґрунті, кріорезиму) градації, на які припадає найбільша частка рослин, яка здебільшого

Таблиця 3.43

Узагальнення по чинникам, які характеризують едафотоп

Ознака	Екочинник		
	водний режим ґрунту	змінність зволоження	вміст нітрогену в ґрунті
Кількість градацій за екошкалою Я.П. Дідуха	23	11	11
Охоплення флорою обсягу екошкали	95,7	100	100
Кількість виявлених для флори сполучень мінімальних та максимальних значень	85	43	34
Кількість градацій та х-ки градацій, на які припадає найбільша частка рослин	2: 8–17 (5,94 %); 5–13 (3,40 %)	2: 6–9 (9,61 %); 4–9 (8,31 %)	1: 3–9 (14,55 %)
Кількість сполучень мінімальних та максимальних значень, представлених найменшою кількістю видів (від 1 до 9: від 1 до 2,34 %)	74 (88,2 % від загальної кількості)	28 (65,1 % від загальної кількості)	22 (64,7 % від загальної кількості)
Кількість зареєстрованих градацій RWN	7	10	7
Градації, на які припадає найбільша частка флори	2: 30–40 % (180 шт.– 46,75 %); 40–50 % (117 шт.– 30,39 %)	2: 30–40% (112 шт.– 29,1 %); 40–50% (83 шт. – 21,56 %)	2: 40–50% (125 шт.– 32,47 %); 50–60 % (119 шт. – 30,9 %)
Градації, де репрезентовані рослини із найбільш чітко вираженими стенобіонтними властивостями	10–20 % (9 шт. – 2,34%)	0–10% (1 шт. – 0,26 %); 10–20% (1 шт. – 0,26 %)	20–30 % (4 шт. – 1,04 %)
Градації, де репрезентовані рослини із найбільш чітко вираженими еврибіонтними властивостями	70–80 % (1 шт. – 0,26%)	80–90 % (14 шт. – 3,63 %); 90–100 % (2 шт. – 0,52 %)	70–80 % (16 шт. – 4,16 %); 80–90 % (4 шт. – 1,04 %)

Продовження таблиці 3.43

Ознака	Екоцифрник			
	вміст солей	вміст карбонатів	кислотність ґрунту	аерованість ґрунту
Кількість градацій за екошкалою Я.П. Дідуха	19	13	13	15
Охоплення флорою обсягу екошкали	100	100	100	100
Кількість виявлених для флори сполучень мінімальних та максимальних значень	63	55	43	44
Кількість градацій та х-ки градацій, на які припадає найбільша частка рослин	2: 5–11 (8,56 %); 5–10 (7,01%)	2: 4–7 (11,69 %); 4–9 (8,83 %)	1: 7–11 (16,63 %)	1: 4–7 (12,21 %)
Кількість сполучень мінімальних та максимальних значень, представлених найменшою кількістю видів (від 1 до 9: від 1 до 2,34 %)	46 (73,0 % від загальної кількості)	42 (76,4 % від загальної кількості)	32 (74,4 % від загальної кількості)	31 (70,5 % від загальної кількості)
Кількість зареєстрованих градацій RWN	7	8	8	6
Градації, на які припадає найбільша частка флори	2: 30–40 % (148 шт.– 38,45 %); 40–50 % (107 шт. – 27,79%)	1: 30–40 % (211 шт.– 54,81 %)	1: 30–40 % (181 шт.– 47,01 %)	2: 21–30 % (142 шт.– 36,88 %); 30–40 % (133 шт. – 34,56 %)
Градації, де репрезентовані рослини із найбільш чітко вираженими стенобіонтними властивостями	10–20 % (1 шт. – 0,26 %); 20–30 % (37 шт. – 9,61 %)	10–20 % (4 шт. – 1,04 %); 20–30 % (24 шт. – 6,23 %)	10–20 % (2 шт. – 0,56 %): 20–30 % (4 шт. – 1,04 %)	20 % (39 шт. – 10,12%)
Градації, де репрезентовані рослини із найбільш чітко вираженими еврібіонтними властивостями	70–80 % (4 шт. – 1,04 %)	70–80 % (2 шт. – 0,52 %); 80–90 % (2 шт. – 0,52 %)	90–100 % (2 шт. – 0,52 %)	60 % (2 шт. – 0,52 %)

Таблиця 3.44

Узагальнення по чинникам, які характеризують кліматоп

Ознака	Екочинник				
	терморежим ¹	омброрежим ¹	континентальність ¹	кріорежим ¹	освітленість ²
Кількість градацій в екошкалі Я.П. Дідуха	17	23	17	15	9
Охоплення флорою обсягу екошкали	100	100	100	100	100
Кількість виявлених для флори сполучень мінімальних та максимальних значень	57	81	74	60	17
Кількість градацій та х-ки градацій, на які припадає найбільша частка рослин	3: 4–13 (7,03 %); 6–12 (6,77 %); 4–12 (6,51 %)	1: 10–18 (6,0 %)	1: 1–17 (18,75 %)	2: 5–12 (7,60 %) та 5–11 (7,29 %)	1: 6–9 (40,21 %)
Кількість сполучень мінімальних та максимальних значень, представлених найменшою кількістю видів (від 1 до 9: від 1 до 2,34%)	43 (75,4 % від загальної кількості)	69 (85,2 % від загальної кількості)	64 (86,5 % від загальної кількості)	44 (73,3 % від загальної кількості)	11 (64,7 % від загальної кількості)
Кількість зареєстрованих градацій RWN	8	10	9	9	6
Градації, на які припадає найбільша частка флори	2: 50–60 % (123 шт.– 32,03 %); 40–50 % (119 шт. – 31,0 %)	1: 30–40 % (125 шт.– 32,55%)	1: 90–100 % (99 шт.– 25,74%)	1: 40–50 % (111 шт.– 28,91%)	1: 40–50 % (164 шт.– 43,4%)
Градації, де репрезентовані рослини із найбільш чітко вираженими стенобіонтними властивостями	10–20% (8 шт. – 2,08 %)	0–10% (2 шт. – 0,52 %)	10–20% (8 шт. – 2,08%)	10–20 % (5 шт. – 1,30 %)	20–30 % (24 шт. – 6,30 %)
Градації, де репрезентовані рослини із найбільш чітко вираженими еврибіонтними властивостями	80–90 % (4 шт. – 1,04 %)	90–100 % (2 шт. – 0,52 %)	90–100 % (99 шт. – 25,74 %)	90–100 % (13 шт. – 3,39 %)	70–80 % (1 шт. – 0,3 %)

Примітки.¹ Вивченням охоплено 384 види. ² Вивченням охоплено 378 видів.

варіює від 5,94 до 18,75 %. Однак за чинником освітленості цей показник досягає 40,21 %. У чинника терморежиму, на відміну від усіх інших, найбільша частка рослин, у межах 6,51–7,03 %, розподілена за трьома градаціями. У складі екологічної структури за усіма чинниками суттєвою, на рівні 64,7–86,5 %, є питома вага градацій, репрезентованих 1–9 видами.

У складі флори чітко виділяються й градації із найбільшою сумарною часткою рослин. За чинником водного режиму 69 видів (17,87 %) належать до тих, що тяжіють до умов від сухостепових до вологолісолучних і майже до мокроболотнолісолучних (діапазони бальних характеристик: 5–12; 5–13; 5–14; 5–15 та 5–16); 55 видів (14,21 %) пов'язані з умовами від степових до сиролісолучних і мокроболотнолісолучних (діапазони 8–15; 8–16 та 8–17); 30 видів (7,75 %) тяжіють до вологолісолучних, мокроболотнолісолучних, болотних і прибережно-водних місцезростань (діапазони 13–18; 13–19; 13–20 та 13–21).

89 видів (23,13 %) вирізняються приуроченістю до місцезростань із умовами від відносно постійного зволоження (3 бали) до слабко або різко змінного зволоження при охопленні таких діапазонів бальних характеристик: 3–5; 3–6; 3–7; 3–8; 3–9; 3–10; 3–11; 70 видів (18,19 %), тяжіє до місцезростань зі слабко змінним зволоженням (5 балів), що переходить у помірно або різко змінне зволоження, при охопленні таких діапазонів бальних характеристик: 5–8; 5–9; 5–10; 5–11. 61 вид (15,83 %) характеризується приуроченістю до місцезростань із умовами, перехідними від слабко змінного до помірно змінного зволоження (6 балів), з тенденцією до помірно або різко змінного зволоження, види в цій групі відповідають діапазони бальних характеристик: 6–8; 6–9; 6–10; 6–11.

139 видів (36,04 %) зростають на ґрунтах від дуже бідних до багатих і надлишково багатих на нітроген (діапазони 3–7; 3–8; 3–9 та 3–10 балів); 65 видів (16,88 %) трапляються на ґрунтах від бідних до багатих і перехідних до надлишково багатих на нітроген (діапазони 5–9 та 5–10 балів).

123 види (31,94 %) зростають на ґрунтах від небагатих солями підзолистих до багатих і різкозасолених (діапазони 5–9; 5–10; 5–11; 5–12; 5–13; 5–14; 5–15; 5–16 балів); 93 види (24,19 %) тяжіють до ґрунтів від сильно вилугованих до

солонуватих і засолених (діапазони 3–8; 3–9; 3–10; 3–11; 3–12 та 3–13); 49 видів (12,74 %) трапляються на ґрунтах від бідних до досить багатих солями, включно із засоленими (діапазони 4–8; 4–9; 4–10; 4–11; 4–12).

126 видів (32,72 %) зростають на ґрунтах із вмістом карбонатів від 0,05 до 10% (діапазони 4–6; 4–7; 4–8; 4–9; 4–10; 4–11 балів); 58 видів (15,07 %) тяжіють до ґрунтів із карбонатністю 0,05–5 % (діапазони 3–6; 3–7; 3–8; 3–9). 49 видів (12,73 %) трапляються на ґрунтах із вмістом карбонатів 0,5–10 % (діапазони 5–8; 5–9; 5–10; 5–11 та 5–12).

157 видів (40,75 %) пов'язані як з кислими, так і нейтральними та лужними ґрунтами (діапазонам бальних характеристик 5–8; 5–9; 5–10; 5–11; 5–12; 5–13; 5–14); 105 видів (27,27 %) тяжіють до слабокислих, слаболужних і лужних ґрунтів (діапазони 7–10; 7–11; 7–12).

77 видів (20,01 %) трапляються на місцезростаннях із аерованістю 20–95% (діапазони бальних характеристик 4–6; 4–7; 4–8 та 4–9); 70 видів (18,19 %) тяжіють до аерованості 3–80 % (діапазони 5–7; 5–8; 5–9; 5–10; 5–11 балів); 46 видів (11,95%) зростають за умов аерованості 1–50 % (діапазони 7–10; 7–11 та 7–12).

98 видів (25,52 %) приурочені до місцезростань із радіаційним балансом 20–75 ккал/см²/рік (діапазони бальних характеристик 4–9; 4–10; 4–11, 4–12; 4–13; 4–14 та 4–15); 73 види (19,02 %) – до балансу 30–70 ккал/см²/рік (діапазони 6–11; 6–12; 6–13; 6–14 балів). 45 видів (11,72 %) – до 25–70 ккал/см²/рік (діапазони 5–11; 5–12; 5–13 та 5–14) і ще 45 видів – до 35–70 ккал/см²/рік (діапазони 7–10; 7–11; 7–12; 7–13 та 7–14).

69 видів (18,0 %) трапляються в умовах омброрежиму від –600 – –400 мм до 1000–1200 мм (діапазони бальних характеристик 10–13; 10–14; 10–15; 10–16; 10–17; 10–18); 58 видів (15,12 %) тяжіють до омброрежиму –400 – –200 мм – 1000–1200 мм (діапазони 11–14; 11–15; 11–16; 11–17; 11–18 балів); 44 види (11,47 %) зростають за умов омброрежиму –800 – –600 мм – 1400–1600 мм (діапазони 9–14; 9–15; 9–16; 9–17; 9–18; 9–20).

129 видів (33,6 %) пов'язані з місцезростаннями від океанічного до

континентального клімату (діапазони бальних характеристик 1–12; 1–13; 1–14; 1–15; 1–16 та 1–17).

88 видів (22,97 %) тяжіють до умов від суворих зим до дуже теплих (діапазони бальних характеристик 5–9; 5–10; 5–11; 5–12; 5–13), а 71 вид (18,49 %) – до місцезростань із кріорежимом від помірно суворих до теплих (діапазони 6–10; 6–11; 6–12; 6–13) зим.

Методика визначення екологічної структури флори на основі екошквал Я.П. Дідуха вже була апробована М.Ю. Шерстюк [101] при вивченні автохтонних заповідних дендросозофітів Українського Полісся. Тому було проведено порівняння результатів структурного аналізу, здійсненого нами для досліджуваного регіону, з даними М.Ю. Шерстюк (Додаток Ж). Результати цього порівняння засвідчили своєрідність структури флори лучних та прибережних екосистем долини р. Сули у межах Сумської області за абсолютною більшістю екочинників, охоплених вивченням. Особливо суттєвими виявились відмінності структури за такими чинниками як: змінність зволоження, вміст в ґрунті нітрогену, карбонатів та солей, кислотності ґрунту, терморежим, кріорежим. Вони є закономірним наслідком південнішого географічного розташування території та приуроченості більшості місцезростань до заплавної і узбережних комплексів річки.

Флора лучних та прибережних екосистем долини р. Сули у межах Сумської області чітко розподіляється й за показниками ширини еконіші та, відповідно, вираженістю еври– та стенобіонтних властивостей за кожним із 12 екочинників. За показником RWN види репрезентують шість (за чинником освітленості, аерованості) градацій із 10 можливих, сім (за чинником водного режиму, вмістом солей та нітрогену в ґрунті), вісім (за чинником терморежиму, вмістом карбонатів та кислотністю ґрунту), дев'ять (за чинником континентальності та кріорежиму) та десять (за чинником змінності зволоження та омброрежиму) градацій.

При цьому за показниками RWN також чітко виділяється одна (по вмісту карбонатів в ґрунті та його кислотності, омброрежиму, континентальності, кріорежиму, освітленості) чи дві (по водному режиму ґрунту, змінності

зволоження, вмісту нітрогену та солей, аерованості ґрунту, терморезиму) градації, на які припадає найбільша частка рослин, що варіює від 21,56 до 46,75 %. Ці градації здебільшого репрезентують значення RWN у межах 30–40 % та 40–50 %. Винятком є екочинник аерованості ґрунту, де значна питома вага рослин (36,88 %) припадає на RWN у межах 21–30 %, а також чинник терморезиму, де 32,03 % видів мають значення RWN у межах 50–60 %. У зазначеному аспекті особливо виділяється чинник континентальності, за яким найбільше рослин (25,74 %) мають показники RWN на рівні 90–100 % та відповідно, вирізняються найвищим ступенем еврибіонтності. За іншими чинниками частка рослин із найбільш чітко вираженими еврибіонтними властивостями (при RWN, які перевищують 70 %) здебільшого варіює від 0,26 % до 3,39 %. За чинником аерованості найбільш чітко виражені еврибіонтні властивості, притаманні лише двом видам, які мають відносно невисокі значення RWN – на рівні 60 %.

Види із найбільш чітко вираженими стенобіонтними властивостями здебільшого мають RWN до 30 %. Їхня частка у структурі флори для абсолютної більшості чинників варіює від 0,26 до 6,30 %. Винятком є чинник аерованості, де частка рослин із RWN на рівні 20 % досягає 10,12 % та чинник вмісту солей в ґрунті: у нього частка рослин із RWN 20–30 % становить 9,61 %. За сучасних умов на тлі зростання швидкості й інтенсивності трансформацій докільця види зі стенобіонтними властивостями репрезентують критичну складову біорізноманіття, щодо якої високою є вірогідність часткової або повної втрати видового складу. Наразі, з урахуванням чітко виражених змін клімату, особливої уваги потребують види зі стенобіонтними властивостями за такими чинниками як: водний режим ґрунту, терморезим, омброрезим і кріорезим. Наприклад, *Securigera varia* (L.) Lassen – це вид, якому притаманні стенобіонтні властивості за двома екочинниками (терморезимом і кріорезимом).

Загалом проведений аналіз засвідчив високий рівень своєрідності та різноманітності структури лучних та прибережних екосистем долини р. Сули у межах Сумської області за характеристиками 12 екочинників, відповідно до градацій, визначених екошкалами Я.П. Дідуха. Різноманітність структури є

закономірним наслідком існування топографічного та фітоценотичного континуумів від берегу річки вглиб долини та представленістю у межах досліджуваної території різноманітних типів лук: справжніх, болотистих, торф'янистих та остепнених [38, 54, 57] а також прибережно-водної рослинності. У межах досліджуваного регіону чинником формування мозаїчності щодо різноманітності умов місцезростань та, у підсумку, видового й ценотичного складу рослинного покриву є й наявність ділянок із підвищеним рівнем засолення, які ще більше представлені у нижній течії р. Сули. [48] та антропогенний вплив, зокрема, сінокошення і випасання та рекреація, особливо, не регламентоване та надмірне. Позитивним фактом є досить широка представленість у складі досліджуваної флори рослин із високим адаптаційним потенціалом: із RWN більшими за 50 % і, особливо, видів із чітко вираженими еврибіонтними властивостями, які, здебільшого, мають RWN вищі за 70 %. Це є запорукою того, що біорізноманіття лучних та прибережних екосистем долини р. Сули у межах Сумської області буде проявляти певний рівень стійкості до трансформацій довкілля, зумовлених впливами різного рівня – від місцевого до глобального.

Висновки за розділом 3

Проведений аналіз показав значну своєрідність і різноманітність структури (таксономічної, географічної, біоморфологічної, екологічної) флори лучних та прибережних екосистем долини р. Сули у межах Сумської області. Це різноманіття є закономірним результатом довготривалої взаємодії комплексу абіотичних, біотичних та антропогенних чинників: географічного розташування території, процесів формування гідрологічної мережі регіону та, власне, долини р. Сули, а також її рослинного покриву, характеру, тривалості та інтенсивності господарського користування природними комплексами та їхніми компонентами. Результатами структурного аналізу виявлено низку характерних ознак флори лучних та прибережних екосистем регіону досліджень. Наприклад, значну представленість у складі флори видів родин *Poaceae* та *Asteraceae* (сумарно 25,93 %), а також широку

репрезентованість гемікриптофітів (64,42 %) та видів, які тяжіють до зволжених та перезволжених місцезростань (на рівні майже 60 %), а також рослин (близько 65%), які можуть зростати на ґрунтах, багатих солями (солонуватих, засолених, різко засолених). Останнє є відображенням регіональних особливостей долини р. Сули, особливо у її пониззі, у межах якої значно поширені території із підвищеним рівнем засолення.

У складі досліджуваної флори зареєстровано види із досить високим адаптаційним потенціалом, що мають показники відносної ширини еконіші (RWN) вищі за 60 %. Це свідчить про здатність фіторізноманіття лучних та прибережних екосистем регіону досліджень проявляти певну стійкість до змін довкілля, спричинених впливами різного обсягу – від локальних до глобальних, за умови, що ці зміни не будуть мати швидкого та катастрофічного характеру. Частка рослин із високими RWN за досліджуваними екоциніками здебільшого коливається від 4,0 до 40 %. Разом з тим виявлено й види із стенобіонтними властивостями (RWN менше за 30 %), які особливо потребують організації системного моніторингу, бо за сучасних умов суттєвої та досить активної трансформації довкілля вони потрапляють у зону ризику щодо здатності успішно адаптуватись до динамічних змін навколишнього середовища. Їхня частка у структурі флори для абсолютної більшості чинників варіює від 0,26 до 6,30 %

Отримані дані про структурні ознаки флори досліджуваного регіону мають теоретичне та практичне значення, особливо з урахуванням того, що у структурі флори значну питому вагу (42,6 %) становлять рослини із лікарськими властивостями, в т. ч. 22 офіційальні види (за Державною фармакопеею України) та 25 видів із Європейської фармакопеї.

Також в складі флори представлене раритетне фіторізноманіття державного, регіонального та міжнародного рівнів охорони: три види включені до Червоної книги України (2021), дев'ять видів - до Офіційного переліку регіонально рідкісних видів рослин Сумської області (2011), а один вид - до Додатка I Бернської конвенції (1979). Вищенаведена інформація, а також діаграми, представлені в Додатку В, свідчать про те, що для раритетних видів, таких як *Ostericum palustre* (Besser) Besser

(Бернська конвенція), *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó (ЧКУ), *Parnassia palustris* L., *Gentiana pneumonanthe* L., *Trollius europaeus* L. (регіонально рідкісні), характерні вузькі екологічні амплітуди, що обумовлює їхню приуроченість до специфічних умов і підвищену вразливість до трансформації екотопів.

Таким чином, поєднання у флорі еврибіонтних і стенобіонтних видів відображає як стабілізаційні властивості екосистем, так і наявність чутливих компонентів, що потребують охорони.

Такі дослідження не лише дозволяють поглибити та деталізувати знання про природні комплекси долини р. Сули, а й можуть бути використані при розробці програм, спрямованих на визначення засад сталого, невиснажливого користування фіторесурсами, а також заходів із охорони та збереження рослинного світу. Вважаємо, що під час формування таких підходів необхідно враховувати й ступінь представленості у структурі флори видів, які репрезентують ту чи іншу градацію. При цьому особлива увага має приділятися видам, які становлять незначну частку у структурі флори, і саме до них можуть бути застосовані найсуттєвіші обмеження щодо обсягів і режимів природокористування. Хоча, безумовно, таке рішення має ухвалюватися не лише на основі даних про структуру флори, а й за результатами комплексного вивчення характеристик фіторізноманіття, зокрема за допомогою популяційного аналізу

РОЗДІЛ 4

ЕКОЛОГО-ЦЕНОТИЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА МІСЦЕЗРОСТАНЬ ПОПУЛЯЦІЙ МОДЕЛЬНИХ ВИДІВ

За літературними даними та власними дослідженнями, в межах заплави р. Сули представлені справжні болотисті, торф'янисті та частково остепнені луки [29, 46] які часто перебувають на різних стадіях сукцесійних змін, спричинених як надмірним антропогенним впливом на одних ділянках, так і його повною відсутністю – на інших.

4.1. Фітоценотичний фон популяцій модельних видів на градієнтах антропогенного впливу

Популяційний аналіз двох модельних видів роду *Potentilla* L. проводився в різних типах трав'янистих лучних і прибережних фітоценозів, розташованих у заплавної частині долини р. Сули в межах її верхньої та середньої течії (Сумська область). Обрані фітоценози відрізнялися за типом зволоження, висотою, ярусністю травостою, видовим складом, проєктивним покриттям досліджуваних видів, а також – ступенем і характером антропогенного впливу, що дозволило виявити міжпопуляційні відмінності та адаптивні стратегії *Potentilla reptans* L. і *Potentilla anserina* L. на різному абіотичному, ценотичному та антропогенному фоні.

4.1.1. *Carex acuta* L. – *Festuca pratensis* Huds. + *Angelica sylvestris* L. (мінімальна рекреація, без сінокосіння). Болотиста злаково-осокова лука з гігро-мезофітними умовами, розташована в пониженій частині заплави. Ґрунти вологі із періодичним перезволоженням. Антропогенний вплив незначний і проявляється локально у вигляді стежок по краю фітоценозу, що не змінює загального природного характеру угруповання (рис. 4.1).

Рослинний покрив суцільний, із загальним проєктивним покриттям 100 %, добре вираженою вертикальною диференціацією та висотою травостою до 100 – 110 см. Максимальну висоту визначають переважно суцвіття верхових злаків

(*Festuca pratensis* Huds., *Alopecurus pratensis* L.), які формують верхній ярус. Також в угрупованні із незначним проєктивним покриттям із злаків присутні *Poa pratensis* L. і *Agrostis stolonifera* L. Ценотичне ядро угруповання формують осоки, насамперед *Carex acuta* L. (до 40 %), тоді як *Carex acutiformis* Ehrh. має значно меншу участь і виступає як супутній вид, підсилюючи осоковий характер фітоценозу.



Рис. 4.1. Загальний вигляд травостою, *P. reptans* та *P. anserina* в його складі⁷

У складі травостою чітко представлений комплекс гігро-мезо- та

⁷ Тут і далі в розділі ілюстрації, для яких у підписах не наведено посилання на джерело або не зазначено іншого автора, є авторськими фотографіями здобувача.

гігрофільного різнотрав'я, характерного для болотистих і заплавних лук: *Galium palustre* L., *Scirpus sylvaticus* L., *Lysimachia vulgaris* L., *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim., *Valeriana officinalis* L., *Eupatorium cannabinum* L., *Symphytum officinale* L., *Mentha aquatica* L., *Equisetum palustre* L., *Thalictrum lucidum* L., *Hypericum tetrapterum* Fr.

Dactylorhiza incarnata (L.) Soó, відмічена поблизу стежок, де формується більш розріджений травостій. У нижньому ярусі досить поширений *Lysimachia nummularia* L., зустрічається *Glechoma hederacea* L.

У травостої відмічається певна мозаїчність, яка пояснюється особливостями мікрорельєфу території: певна частина лучних мезо- та мезо-гігрофітних видів, приурочених до менш зволжених дещо підвищених ділянок: *Achillea millefolium* L., *Lathyrus pratensis* L., *Vicia cracca* L., *Taraxacum officinale* F.H.Wigg. aggr., *Daucus carota* L., *Ranunculus acris* L., тоді як на інших ділянках більша участь *Ranunculus repens* L. і *Calystegia sepium* (L.) R.Br. Такий видовий склад відображає особливості рельєфу поверхні ґрунту і, відповідно, неоднорідність умов зволоження в межах угруповання.

У складі фітоценозу була відмічена одночасна участь двох досліджуваних видів роду *Potentilla*. У нижньому ярусі більш-менш рівномірно, з приуроченістю до більш дренажованих ділянок, представлений перший досліджуваний вид - *Potentilla reptans* (бл. 10 %) і другий – *Potentilla anserina* (до 5 %), який пов'язаний із місцями, близькими до стежок. Їхнє співіснування відображає внутрішній градієнт екологічних умов у межах угруповання та підкреслює його екологічну мозаїчність.

Загалом угруповання відповідає злаково-осоковим болотистим лукам заплавного типу, характеризується домінуванням гігрофільних видів, добре сформованою структурою та поєднанням осокового ядра із злаковим та різнотравним компонентом, що зумовлено мікрогетерогенністю едафічних та гідрологічних умов, особливостями мікрорельєфу і природною сезонною динамікою заплави. Відсутність інтенсивних ознак порушення та інвазійних видів підтверджує природний характер угруповання, яке характеризується стабільною

структурою та типовим видовим складом для подібних типів угруповань Північно-Східної України.

4.1.2. *Poa pratensis* L. + *Festuca pratensis* Huds. – *Galium mollugo* L. (мінімальна рекреація, випадкове сінокосіння). Представлена справжньою мезофітною злаково-різнотравною лукою, розташованою на підвищених елементах заплави вище заболочених ділянок. Умови зволоження відповідають мезофітним, ґрунти свіжі, добре дреновані. Антропогенний вплив слабкий і проявляється у вигляді нерегулярного скошування. Водночас фіксуються початкові ознаки трансформації угруповання, зокрема поява поодиноких інвазійних видів і локальне самозаліснення, що пояснюється зниженням інтенсивності використання. Рослинний покрив являє собою різнотравно-злаковий травостій із загальним проєктивним покриттям 100 %, і висотою 50 – 60 см (рис. 4.2). Максимальну висоту формують переважно верхові нещільнокущові та кореневищні злаки: *Poa pratensis* L. (40 %), *Festuca pratensis* Huds. (25 %), а також *Dactylis glomerata* L., *Elymus repens* (L.) Gould і *Phleum pratense* L.

Також складі травостою відмічена значна кількість *Galium mollugo* (10%), нещільні куртини якого більш-менш рівномірно поширені по всій площі. В фітоценозі представлена значна частка іншого різнотрав'я, присутні осоки та бобов (в порядку зменшення проєктивного покриття від 5 до 1 відсотка): *Achillea millefolium* L., *Trifolium repens* L., *Plantago lanceolata* L., *Veronica chamaedrys* L., *Carex hirta* L., *Medicago falcata* L., *Glechoma hederacea* L., *Euphorbia virgata* Waldst. & Kit., *Taraxacum officinale* F.H.Wigg. aggr., *Medicago lupulina* L., *Trifolium pratense* L., *Lotus corniculatus* L., *Ranunculus repens* L., *Ranunculus acris* L., *Convolvulus arvensis* L., *Stellaria media* (L.) Vill., тощо. Один і менше відсотків проєктивного покриття мають: *Silene flos-cuculi* (L.) Greuter & Burdet, *Prunella vulgaris* L., *Tanacetum vulgare* L., *Artemisia absinthium* L., *Daucus carota* L., *Equisetum arvense* L., *Artemisia vulgaris* L., а також інвазійні види *Erigeron annuus* (L.) Pers. (1%) та поодинокі *Solidago canadensis* L.

В нижньому ярусі, але з невеликим проєктивним покриттям (близько 4 %), представлений *Potentilla reptans*, що відповідає його типовій супутній ролі в

мезофітних лучних ценозах. Інший досліджуваний вид – *P. anserina* не був відмічений.



Рис. 4.2. Загальний вигляд травостою, *P. reptans* в його складі

Загалом угруповання відповідає типовим мезофітним лукам і характеризується відносною стабільністю за незначного антропогенного впливу, з тенденцією до поступових сукцесійних змін на тлі зменшення господарського використання.

4.1.3. *Festuca pratensis* Huds. + *Centaurea jacea* L. – *Potentilla anserina* L. + *Potentilla reptans* L. (рекреація на верхній межі середнього рівня, регулярне сінокосіння). Угруповання представлене справжньою мезофітною лукою,

розташованою на дещо підвищених елементах центральної заплави, поруч із більш зволоженими ділянками. Умови зволоження відповідають мезофітним із елементами періодичного перезволоження. Антропогенний вплив характеризується як помірний, із рекреаційним навантаженням на верхній межі середнього рівня та середнім ступенем сінокісного впливу (сінокосіння 1–3 рази за сезон). Загалом угруповання зберігає риси мезофільної справжньої луки (рис. 4.3),



Рис. 4.3. Загальний вигляд травостою, *P. reptans* та *P. anserina* в його складі проте перебуває у стані середнього рівня антропогенно зумовленої трансформації

Загальне проєктивне покриття 100 %. Середня висота – до 45 см, водночас поодинокі генеративні пагони злаків (*Festuca pratensis* Huds., *Poa pratensis* L., *Dactylis glomerata* L.) та різнотрав'я, зокрема *Centaurea jacea* L., досягають висоти до 1 м, формуючи верхню межу травостою.

Попри наявність типових для мезофітних лук ценозоутворюючих злаків, їхня едифікаторна роль ослаблена. У середньому ярусі відмічається виражене зміщення домінування, де провідну роль відіграє *Potentilla anserina* із проєктивним покриттям до 40 %: особини більш-менш рівномірно розміщені в межах популяційного поля, характеризуються значними розмірами та високою вегетативною активністю, що свідчить про сприятливі умови для розвитку популяцій за наявного антропогенного режиму. Нижній ярус сформований переважно іншими вегетативно-рухливими видами, серед яких значну участь має *Potentilla reptans* L. (до 15 %), а також *Trifolium repens* L., *Glechoma hederacea* L., тощо. Посилення ролі таких біоморф відбувається на тлі зміщення співвідношення та просторового розподілу типових лучних ценозоутворювачів.

У складі різнотрав'я представлені *Achillea millefolium* L., *Plantago lanceolata* L., *Stellaria graminea* L., *Veronica chamaedrys* L., *Medicago lupulina* L., *Linaria vulgaris* Mill. та інші види з невеликим проєктивним покриттям, які формують фонове флористичне різноманіття угруповання. Осоковий компонент представлений *Carex hirta* L., що відображає мезофільні умови з елементами підвищеної вологості. Угруповання містить окремі синантропні та апофітні види (*Cirsium arvense* (L.) Scop., *Sonchus arvensis* L., *Arctium lappa* L., *Taraxacum officinale* F.H.Wigg.), які виступають індикаторами антропогенного впливу, проте їхня участь є незначною і не визначає ценотичного профілю угруповання.

Таким чином, угруповання відповідає характеристиці справжніх мезофітних заплавлених лук, однак перебуває на стадії трансформації, що проявляється у зміні вертикальної структури травостою, зміщенні домінування до середнього та нижнього ярусів, а також у посиленні ролі вегетативно-рухливих форм. Збільшення проєктивного покриття *Potentilla anserina* L. та *P. reptans* L. вказує на їхню здатність ефективно використовувати умови, сформовані за наявного рівня рекреаційного

навантаження, насамперед завдяки вегетативному розростанню. За збереження такого режиму використання можливе подальше посилення їхньої ценотичної ролі, що супроводжуватиметься зростанням мозаїчності травостою та поступовим витісненням частини менш толерантних лучних видів [98].

4.1.4. *Poa annua* L. – *Potentilla anserina* L. + *Potentilla reptans* L. (надмірна рекреація, інтенсивне безсистемне сінокосіння). Угрупування являє собою деградовану злаково-різнотравну мезофільну справжню луку, сформовану за умов інтенсивного антропогенного впливу. Загальне проєктивне покриття травостою до 80 %, при цьому наявні ділянки з нещільним рослинним покривом та окремі фрагменти оголеного ґрунту. Ділянка використовується як місце активної рекреації на березі р. Сули, що зумовлює надмірне витоптування, формування локальних знижень і підвищень рельєфу, а також ущільнення ґрунту та порушення цілісності дернини. Сінокосіння здійснюється безсистемно, без урахування фенофаз ценозоутворюючих видів і кліматичних умов, що унеможливорює повноцінне насіннєве відновлення лучних видів. На фоні відсутності верхнього ярусу, висота травостою (нечітко відмежованих середнього і нижнього ярусів) становить 20–30 см (рис. 4.4).

Рослинний покрив має виражену мозаїчну структуру. Травостій неоднорідний, що проявляється у чергуванні щільних куртин із ділянками розрідженого рослинного покриву. Верхній ярус фактично відсутній: над основною масою травостою наявні лише поодинокі генеративні пагони злаків, зокрема *Elymus repens* (L.) Gould та *Poa trivialis* L. Середній і нижній яруси чітко не диференціюються. У їхньому складі значно підвищена роль повзучих (вегетативно-рухливих) форм та рослин із висхідним стеблом (стійких до витоптування морфотипів).

У той час як *Potentilla anserina* характеризується рівномірним розподілом по всій площі ділянки та має проєктивне покриття 60–70 %, *P. reptans* відіграє роль локального домінанта: у межах окремих куртин проєктивне покриття цього виду



Рис. 4.4. Загальний вигляд травостою: мозаїчність рослинного покриву, наявність оголених ділянок ґрунту, *P. reptans* та *P. anserina* в його складі

досягає 60 %, тоді як середнє по всій ділянці – до 25 %. Локальне посилення участі досліджуваних модельних видів свідчить про порушення дернини, ущільнення ґрунту та формування відкритих ділянок, сприятливих саме для вегетативної експансії.

Злаки: *Poa annua* L. (до 20 %), *Elymus repens* (L.) Gould, поодинокі *Poa pratensis* L. і *Bromus hordeaceus* L. не відіграють домінантної ролі. Осоковий компонент представлений *Carex hirta* L. Серед дводольних значну участь мають види, адаптовані до умов витоптування та порушення дернини: *Polygonum aviculare* L., *Plantago major* L., *Rumex crispus* L., *Taraxacum officinale* F.H.Wigg., а також *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik. і *Thlaspi arvense* L. Звичайне лучне різнотрав'я та бобові (*Achillea millefolium* L., *Veronica chamaedrys* L., *Trifolium repens* L., *T. pratense* L. і *Medicago lupulina* L.) також представлені у складі, але їх частка не відповідає типовому співвідношенню компонентів у стабільних лучних фітоценозах, що є ознакою порушення ценотичної структури та антропогенної деградації угруповання. Також в складі угруповання відмічено популяцію *Ambrosia artemisiifolia* L. (до 1 %), що додатково вказує на інвазійну ценозу.

Просторова структура угруповання зумовлена формуванням специфічної ґрунтової поверхні: у пониженнях рельєфу зростає роль *Ranunculus repens* L., *Agrostis stolonifera* L., *Lysimachia nummularia* L. та *Poa trivialis* L., тоді як на більш сухих фрагментах поширені: *Prunella vulgaris* L. і *Plantago lanceolata* L. Така мозаїчність забезпечує співіснування видів із різними екологічними оптимумами в межах однієї території.

Таким чином, досліджувана ділянка являє собою деградоване мезофітне лучне угруповання, що перебуває на початковій стадії збою під впливом надмірної рекреації та безсистемного сінокосіння. Воно характеризується порушенням цілісності дернини, зниженням ролі типових лучних видів, відсутністю чіткої ярусності, посиленням участі вегетативно-рухливих форм, синантропних видів, а також формуванням нерівномірної структури рослинного покриву з фрагментами оголеного ґрунту.

4.1.5. *Festuca pratensis* Huds. – *Potentilla anserina* L. (локальний рекреаційно-транспортний вплив, механічне відчуження фітомаси). Ділянка являє собою трансформований фрагмент справжньої мезофітної різнотравно-злакової луки в центральній частині заплави, на узбіччі ґрунтової дороги. Внаслідок ущільнення ґрунту, порушення дернини та формування специфічного мікрорельєфу

змінюються мікроекологічні характеристики ділянки, зокрема посилюються освітлення та прогрівання поверхні ґрунту, що зумовлює формування локально трансформованого екотопу (рис. 4.5).



Рис. 4.5. Загальний вигляд травостою, *P. anserina* в його складі

Середня висота травостою 20–25 см і майже не вираженою ярусною

диференціацією. Верхній ярус фактично не сформований; поодинокі генеративні пагони верхових злаків не утворюють суцільного шару та мають зменшену висоту порівняно з типовими умовами. Основна вегетаційна маса рослинного покриву зосереджена у середньому та нижньому ярусах.

У межах трансформованої смуги формується специфічний варіант травостою з вираженим домінуванням вегетативно-рухливих видів. Як зазначалося вище, провідну роль відіграє *Potentilla anserina* (проективне покриття 70-85 %), поряд зростають інші види, що добре адаптовані до подібних умов, зокрема: *Juncus compressus* Jacq., *Plantago major* L., *Ranunculus repens* L., а також *Equisetum arvense* L. і *Agrimonia eupatoria* L. Також поширений *Trifolium repens* L., який завдяки повзучим пагонам успішно витримує механічний вплив і бере участь у формуванні надґрунтового покриву.

Водночас у травостої зберігається участь типових лучних злаків (*Festuca pratensis* Huds., *F. rubra* L., *Poa pratensis* L., *Poa trivialis* L., *Agrostis capillaris* L., *Phleum pratense* L.), однак їх ценотична роль істотно знижена: вони представлені переважно пригніченими особинами, не формують суцільного верхнього ярусу і мають меншу висоту, ніж на суміжних ділянках. Це свідчить про порушення структури травостою, проте без повної втрати його лучного характеру, оскільки на ділянках із меншим ступенем порушення, ближчих до фонові рослинності, зберігаються типові види лучного різнотрав'я, зокрема *Achillea millefolium* L., *Veronica chamaedrys* L., *Prunella vulgaris* L., *Stellaria graminea* L., а також бобові: *Medicago lupulina* L., *Vicia cracca* L., частково *Trifolium pratense* L., що підтримують флористичне різноманіття угруповання та відображають його належність до справжніх заплавних мезофітних луків.

Таким чином, досліджувана ділянка являє собою локально трансформований фрагмент справжньої мезофітної різнотравно-злакової луки, у межах якого під впливом ущільнення ґрунту сформувалася мікропросторова диференціація травостою з домінуванням *Potentilla anserina*. Незважаючи на структурні зміни, фрагмент угруповання має високе проективне покриття та зберігає лучний характер, флористичне ядро та високий відновний потенціал за рахунок зв'язку із

фоновою лучною рослинністю, що підтримується за рахунок прилеглих менш порушених ділянок, які виконують функцію постійного джерела діаспор, і загалом характеризується досить високим фіторізноманіттям – 24 види. Загальне проєктивне покриття 100%.

4.2. Синфітоіндикаційна оцінка екологічних умов досліджених місцезростань

Узагальнена інформація щодо вищеописаних фітоценозів, включаючи бальні значення екочинників за шкалою Дідуха Я.П. та отримані діапазони бальних значень із використанням [52] (табл. 4.1). Результати синфітоіндикації засвідчують, що досліджувані модельні види зростають у місцезростаннях, які за чинником водного режиму варіюють від 11,75 до 13,82 балів, що відповідає умовам від сухолісолучного до вологолісолучного типу зволоження. При цьому показники змінності зволоження змінюються у ширшому діапазоні значень (від 4,8 до 8,33 балів), тобто, узагальнено, від умов із відносно постійним зволоженням до із досить змінним. При цьому місцезростання мало відрізняються за показниками кислотності ґрунту та вмісту нітрогену, які, відповідно, дорівнюють 7,44–7,88 (слабокислі ґрунти із рН = 5,5–6,5) та 6,24–6,58 (ґрунти із вмістом нітрогену близько 0,3–0,4 %). Бальні значення вмісту карбонатів та солоності ґрунту також відповідають відносно неширокому діапазону значень: 5,48–6,75 (відповідає вмісту карбонатів на рівні близько 0,5–1,0 %) та 7,69–8,26 (відповідає досить багатим солями вилугованим чорноземам).

Місцезростання популяцій модельних видів виявились досить близькими й за характеристиками екочинників, які характеризують кліматоп. При цьому показники освітленості становили 7,17–7,38 балів, терморежиму 8,12–8,72 бали (відповідає показникам радіаційного балансу близько 40 ккал/см²/рік). У ширшому діапазоні варіюють значення континентальності клімату (від 8,55 до 9,65 балів, коефіцієнт Кп на рівні 121–140 %) та кріорежиму (від 7,41 до 8,12 балів, що характерно для зим із середніми температурами -14– -6 °С).

Таблиця 4.1

**Комплексна еколого-ценотична характеристика місцезростань
досліджуваних популяцій модельних видів**

Еколого-ценотичні характеристики		Фітоценоз				
		<i>Carex acuta</i> – <i>Festuca pratensis</i> + <i>Angelica sylvestris</i>	<i>Poa pratensis</i> + <i>Festuca pratensis</i> – <i>Galium mollugo</i>	<i>Festuca pratensis.</i> + <i>Centaurea jacea</i> – <i>Potentilla anserina</i> + <i>Potentilla reptans</i>	<i>Poa annua</i> – <i>Potentilla anserina</i> + <i>Potentilla reptans.</i>	<i>Festuca pratensis</i> – <i>Potentilla anserina</i>
Загальна характеристика травостою						
Кількість видів		33	39	27	28	24
Висота травостою, см		105	55	45	25	25
Загальне проєктивне покриття (%)		100	100	100	80	100
<i>P. reptans</i> , проєктивне покриття (%)		10	4	15	60	-
<i>P. anserina</i> , проєктивне покриття (%)		5	-	40	65	80
Бальні значення за екошкалами						
<i>Hd</i>	Вологість ґрунту	13,82	11,75	11,88	11,94	12,2
<i>Rc</i>	Кислотність ґрунту (pH)	7,74	7,88	7,66	7,83	7,44
<i>Nt</i>	Вміст нітрогену	6,31	6,24	6,44	6,58	6,29
<i>Sl</i>	Солоність ґрунту	7,69	7,97	8,01	8,26	7,79
<i>Lc</i>	Освітленість	7,17	7,38	7,27	7,27	7,32
<i>Fh</i>	Змінність зволоження	4,8	6,55	6,57	8,33	8,33
<i>Tm</i>	Терморежим	8,36	8,29	8,41	8,72	8,12
<i>Kn</i>	Континентальність клімату	8,55	8,65	8,72	9,65	8,46
<i>Cr</i>	Кріорежим	7,75	8,05	8,02	8,12	7,41
<i>Ca</i>	Вміст карбонатів у ґрунті	5,48	6,75	6,41	6,25	6,28

Висновки за розділом 4

Еколого-ценотичний аналіз місцезростань видів роду *Potentilla* L. у заплаві р. Сули засвідчив їхню приуроченість до широкого спектра лучних і прибережних фітоценозів, відмінних за структурою травостою, флористичним складом і ступенем антропогенної трансформації. Досліджені угруповання охоплюють відносно збережені болотисті та мезофітні луки зі сформованою ярусністю і стабільною ценотичною структурою, а також ділянки під впливом рекреації, сінокошіння, витоптування чи локального ущільнення ґрунту.

P. reptans більшою мірою пов'язаний із мезофітними та помірно зволженими ценозами, де виступає супутнім або локально домінантним видом, особливо за порушення дернини й послаблення конкуренції з боку злаків. *P. anserina* має ширшу ценотичну амплітуду та вищу толерантність до антропогенної трансформації травостою; на рекреаційно навантажених луках і узбічних мікросайтах її проєктивне покриття досягає максимуму.

Місцезростання обох видів характеризуються подібними абіотичними умовами, що свідчить про близькість їхніх екологічних ніш. Вони зростають за умов зволоження від сухолісолучного до вологолісолучного типу, на переважно слабокислих ґрунтах із помірними трофічними показниками та близьким сольовим режимом. Екотопи також відзначаються достатньою освітленістю, помірно теплим терморезимом, середньою континентальністю клімату й відносно м'якими зимовими умовами. Отже, обидва види тяжіють до екологічно сприятливих, помірно вологих і достатньо родючих екотопів із відносно стабільними клімато-едафічними характеристиками.

Встановлені еколого-ценотичні характеристики місцезростань *P. reptans* та *P. anserina* та особливості їхньої репрезентованості у фітоценозах засвідчують, що ці види можуть бути індикаторними для оцінки стану лучних екосистем заплави р. Сули, ступеня їх антропогенної трансформації та напрямів сукцесійних змін.

РОЗДІЛ 5

МОРФООЗНАКИ РОСЛИН ТА ПОПУЛЯЦІЙ МОДЕЛЬНИХ ВИДІВ

Онторморфогенез *Potentilla reptans* L. та *Potentilla anserina* L. відображає всі ознаки вегетативно рухливих форм: і особливості пагоноутворення, і просторовий розподіл надземної фітомаси [157]. Рослини формують повзучі столони, які можуть досягати значної довжини та здатні укорінюватися у вузлах, утворюючи нові рамети. Така структура забезпечує швидке горизонтальне поширення рослини та формування розлогих клональних систем [130, 206, 217].

На основі літературних джерел [139] та власних досліджень слід зазначити, що для видів роду *Potentilla*, зокрема *P. reptans* та *P. anserina*, характерна значна морфологічна варіабельність, пов'язана з адаптацією до різних екологічних умов. Морфологічні параметри вегетативної сфери рослин: довжина черешків листків (*P. reptans*), довжина листкових пластинок (*P. anserina*), площа листової поверхні, довжина надземних столонів-вусів можуть змінюватися залежно від освітлення та щільності рослинного покриву [105, 215]. Таким чином, визначення основних метричних та алометричних морфометричних показників дозволило встановити морфотипи модельних особин кожної популяції як кількісно відмінні форми особин одного виду, що виділяються на підставі морфометричних ознак і відображають зв'язок із еколого-антропогенними умовами та стратегіями росту.

З метою відображення морфограм модельних особин досліджуваних популяцій було використано не абсолютні, а нормовані значення морфометричних показників. Такий підхід дозволив візуалізувати відносний морфологічний профіль популяцій та виявити відмінності у структурі морфогабітусу незалежно від одиниць виміру показників.

Популяційним аналізом було охоплено чотири популяції *P. reptans* та чотири популяції *P. anserina*. Коротка характеристика екоценотичного та антропогенного фону (на основі аналізу місцезростань в розділі 4), наведена в таблиці 5.1.

Таблиця 5.1

Характеристика дослідних ділянок для популяційного аналізу на градієнтах рекреаційно-сінокісної трансформації

Угрупування за домінантною класифікацією	Загальна характеристика фітоценозу	Антропогенний вплив	Загальний стан травостою	Позначення популяції, проєктивне покриття досліджуваних модельних видів, %
<i>Carex acuta</i> – <i>Festuca pratensis</i> + <i>Angelica sylvestris</i>	Болотиста злаково-осокова лука з гігро-мезофільними умовами у пониженій частині заплави	Рекреаційний вплив мінімальний , локальний; без сінокосіння	Суцільний високий травостій; ярусність чітко виражена; основу травостою формує осоковий компонент	Попул. I. <i>P. reptans</i>: бл. 10 % Попул. I. <i>P. anserina</i>: до 5 %
<i>Poa pratensis</i> + <i>Festuca pratensis</i> – <i>Galium mollugo</i>	Справжня мезофітна злаково-різнотравна лука на підвищених елементах заплави	Рекреаційний вплив мінімальний ; сінокосіння випадкове	Суцільний травостій із збереженою ярусністю; основу травостою формують злаки	Попул. II. <i>P. reptans</i>: бл. 4 % – <i>P. anserina</i> : відсутн.
<i>Festuca pratensis</i> + <i>Centaurea jacea</i> – <i>Potentilla anserina</i> + <i>Potentilla reptans</i>	Справжня мезофітна різнотравно-злакова лука в центральній частині заплави з ознаками помірної трансформації	Рекреаційний вплив на верхній межі середнього рівня ; сінокосіння регулярне	Травостій суцільний, вертикально диференційований; верхній ярус розріджений, роль злаків як ценозоутворювачів послаблена	Попул. III. <i>P. reptans</i>: до 15 % Попул. II. <i>P. anserina</i>: до 40 %
<i>Poa annua</i> – <i>Potentilla anserina</i> + <i>Potentilla reptans</i>	Деградована мезофітна злаково-різнотравна лука на березі р. Сули, сформована за інтенсивного рекреаційного впливу	Рекреаційний вплив високий ; сінокосіння безсистемне	Травостій низький, розріджений, мозаїчний; верхній ярус фактично відсутній; наявні фрагменти оголеного ґрунту	Попул. IV. <i>P. reptans</i>: до 25 % (у куртинах до 60 %) Попул. III. <i>P. anserina</i>: 60–70 %
<i>Festuca pratensis</i> – <i>Potentilla anserina</i>	Локально трансформований фрагмент справжньої мезофітної різнотравно-злакової луки в центральній частині заплави на узбіччі ґрунтової дороги	Локальний рекреаційно-транспортний вплив; періодичне механічне відчуження фітомаси	Низький травостій із майже не вираженою ярусністю; верхній ярус не сформований; лучний характер зберігається завдяки зв'язку із суміжною лучною ділянкою	– <i>P. reptans</i> : відсутн. Попул. IV. <i>P. anserina</i>: 70–85 %

5.1. Морфоознаки рослин та популяцій *Potentilla reptans* L.

5.1.1. Морфотипові стратегії та модельні особини. Біоморфологічні особливості *P. reptans* (наявність повзучих пагонів, здатність до вегетативного розростання та закріплення у вузлах) зумовлюють реалізацію так званої *foraging* (пошуку і захоплення ресурсів) стратегії, що відображається в середніх значеннях основних метричних та алометричних морфопараметрів, властивих для особин різних популяцій (табл. 5.2).

Таблиця 5.2

Значення метричних та алометричних морфопараметрів *Potentilla reptans* досліджуваних популяцій

Морфо- параметр	Популяція I		Популяція II		Популяція III		Популяція IV		<i>p</i>
	$\bar{X}$	$\pm SE$	$\bar{X}$	$\pm SE$	$\bar{X}$	$\pm SE$	$\bar{X}$	$\pm SE$	
W_г	2,18	0,244	3,02	0,310	3,20	0,391	1,20	0,347	0,0056*
N_L, шт	4,62	0,623	4,43	0,850	11,25	0,780	3,80	0,792	0,0000*
W_L, г	0,83	0,095	0,94	0,082	1,11	0,121	0,32	0,098	0,0043*
N_F, шт	2,06	0,212	1,50	0,203	2,17	0,345	1,40	0,201	0,0016*
L_P, см	12,97	0,569	10,32	0,340	9,20	0,339	6,73	0,314	0,0000*
L_{St}, см	23,37	1,747	31,33	2,228	26,58	2,199	15,06	1,684	0,0001*
ΣL_{St}, см	27,98	2,726	27,10	5,768	50,95	9,076	27,10	5,768	0,0121*
N_{St}, шт	1,20	0,091	1,80	0,021	1,92	0,093	1,08	0,020	0,0024*
L_F, см	6,77	0,299	5,45	0,401	7,66	0,586	4,97	0,408	0,0121*
W_F, шт	0,07	0,012	0,06	0,009	0,14	0,026	0,03	0,011	0,0002*
A, см²	32,12	3,681	36,60	3,179	43,16	4,689	12,60	3,821	0,0043*
LWR, г/г	0,38	0,017	0,33	0,028	0,35	0,018	0,28	0,017	0,0077*
LAR, см²/г	14,94	0,644	12,97	1,100	13,70	0,689	10,98	0,677	0,0003*
RE, %	3,53	0,823	1,85	0,200	4,62	0,597	2,68	0,912	0,0428*
BDI, %	5,16	0,571	6,34	0,587	7,73	0,342	4,15	0,906	0,0069*
BDI₂, %	4,52	0,358	2,95	0,827	5,23	0,389	2,95	0,827	0,0096*

Примітка. * відмінності статистично значущі за $p \leq 0,05$, що відповідає довірчому рівню не менше 95 %.

За результатами дисперсійного аналізу встановлено, що для переважної більшості морфометричних параметрів рівень статистичної значущості (p -value) засвідчив достовірні відмінності між популяціями ($p < 0,05$), що вказує на їх виражену диференціацію під впливом умов середовища. Слід відмітити, що внутрішньопопуляційна мінливість морфометричних параметрів *P. reptans* у межах дослідженого градієнта умов проявляється передусім у вегетативній сфері (табл. 5.3).

Таблиця 5.3

**Внутрішньопопуляційне варіювання морфопараметрів
Potentilla reptans L.**

Морфо- параметр	Коефіцієнт внутрішньопопуляційної варіації (CV, %)			
	Популяція I	Популяція II	Популяція III	Популяція IV
W, г	52,61	38,42	42,33	79,45
N _L , шт	61,78	71,80	24,01	57,05
W _L , г	53,89	32,49	37,64	83,06
N _F , шт	48,72	50,64	55,08	39,12
L _P , см	26,72	14,34	20,81	14,85
L _{St} , см	31,04	13,79	40,60	34,73
ΣL _{St} , см	43,58	40,22	61,71	47,60
N _{St} , шт	34,20	47,54	34,88	24,85
L _F , см	17,47	33,43	32,54	26,12
W _F , шт	85,77	62,06	62,14	55,90
A, см ²	53,89	32,49	37,64	83,06
LWR, г/г	20,26	31,74	17,41	16,67
LAR, см ² /г	20,26	31,74	17,41	16,67
RE, %	78,10	40,29	44,80	61,90
BDI, %	52,01	34,63	15,31	60,34
BDI ₂ , %	35,48	19,45	25,73	62,66

За ваговими показниками (W, W_L) найбільша варіабельність характерна для крайніх варіантів умов – природної болотистої луки (Популяція I: W – 52,61 %; W_L – 53,89 %) та найбільш трансформованої справжньої луки (Популяція IV: W – 79,45 %; W_L – 83,06 %), тоді як у популяціях із слабким і

помірним антропогенним впливом (Популяції II, III) ці показники варіюють менше ($W - 38,42 - 42,33 \%$; $W_L - 32,49 - 37,64 \%$). Такий розподіл свідчить, що саме фітомаса як інтегральна характеристика розвитку особин є чутливою до умов середовища і виступає одним із адаптаційних параметрів у межах популяцій.

Серед лінійних ознак найбільш показовими є параметри, що характеризують просторове розростання. В Популяції II, де за середніми значеннями реалізується експансивний морфотип, довжина столонів (L_{St}) виявляється найменш варіабельною ($13,79 \%$), що відображає стабільність обраної стратегії клонального розселення для більшості особин. Натомість у популяції III, яка характеризується максимальним розвитком морфоструктур, різко зростає мінливість показників просторової організації – як окремої довжини столонів ($40,60 \%$), так і їх сумарної протяжності ($\Sigma L_{St} - 61,71 \%$), що свідчить про різноспрямовані індивідуальні стратегії особин щодо освоєння простору [126]. В Популяції IV (за умов найбільшого порушення) варіабельність цих показників залишається середньою ($L_{St} - 34,73 \%$; $\Sigma L_{St} - 47,60 \%$), але супроводжується загальним зменшенням їх абсолютних значень.

Функціональні показники листкового апарату (LWR , LAR) у всіх популяціях залишаються найменш мінливими ($16,67 - 31,74 \%$), що відображає стабільність алометричних співвідношень між масою та площею листків і загальною фітомасою рослин. Це свідчить про збереження узгодженості фотосинтетичного зусилля незалежно від розмірів різних особин. Репродуктивні параметри також загалом характеризуються певною варіабельністю, хоча слід зазначити, що варіювання RE додатково зумовлено його залежністю від варіювання загальної фітомаси.

У цілому встановлено, що популяції *P. reptans* відрізняються не лише за середніми значеннями ознак, але й за характером їх внутрішньопопуляційної мінливості, причому провідну роль у диференціації відіграють показники загальної фітомаси та її просторового перерозподілу [206].

Нижче наведено характеристики морфологічних профілів та опис

модельних особин по кожній із популяцій. Позначення, ценотичні та антропогенні умови місцезростань кожної популяції відповідають даним, наведеним в таблиці 5.1.

Популяція I. Болотиста злаково-осокова лука з гігро-мезофільними умовами у пониженій частині заплави; рекреаційний вплив мінімальний, локальний; без сінокосіння. Модельна особина *P. reptans* (рис. 5.1) за цих умов

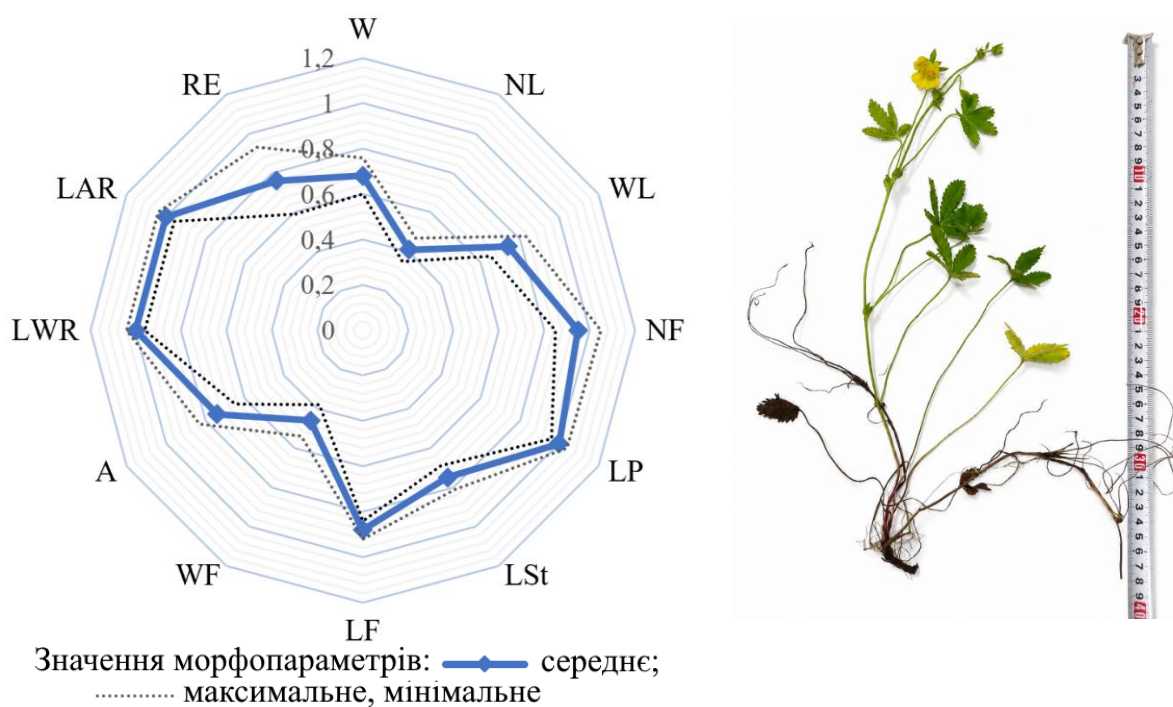


Рис. 5.1. Морфологічний профіль та зображення модельних особин⁹ популяцій *Potentilla reptans* L. Популяції I

характеризувалася середнім значенням надземної фітомаси ($W = 2,178$ г) при відносно добре розвиненому асиміляційному апараті, що проявлялося у підвищених значеннях фотосинтетичного зусилля ($LWR = 0,384$ г/г) та питомої листової поверхні ($LAR = 14,939$ см²/г). Кількість листків середня ($N_L = 4,6$), площа листової поверхні не досягала максимальних значень ($A = 32,122$ см²), проте залишалася функціонально ефективною. Водночас клональне

⁹ Тут і далі в розділі: ілюстрації підготовлено на основі авторських фотографій; фон видалено засобами цифрового редагування без зміни морфологічних ознак рослин.

розростання було обмежене ($L_{St} = 23,367$ см), що свідчить про стриману горизонтальну експансію середовища. Ймовірно, такий морфотип формується під впливом інтенсивної міжвидової конкуренції та затінення, де ресурси спрямовуються на підтримання асиміляційної функції, а не на просторове розселення. Відповідно, популяція реалізує обмежений варіант просторової стратегії, що узгоджується з помірними значеннями BDI.

Популяція II. Справжня мезофітна злаково-різнотравна лука на підвищених елементах заплави; рекреаційний вплив мінімальний; сінокосіння випадкове. Модельна особина (рис. 5.2) характеризувалася дещо більшою, ніж

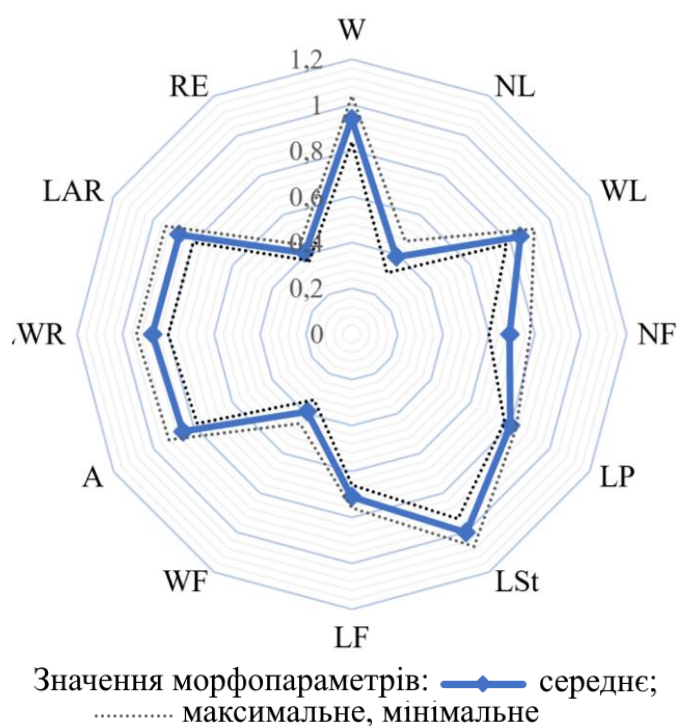


Рис. 5.2. Морфологічний профіль та зображення модельних особин популяцій *Potentilla reptans* L. Популяції II

на попередній ділянці, надземною фітомасою ($W = 3,021$ г) та розвитком фотосинтезуючого апарату ($N_L = 4,4$; $A = 36,602$ см²). Найбільш вираженою ознакою була максимальна серед усіх популяцій довжина столонів ($L_{St} = 31,328$ см), що свідчить про інтенсивне горизонтальне розростання. Таким чином, формувався морфотип із домінуванням клонального розселення,

який демонстрував, що ресурси спрямовані на освоєння простору. Це відповідає початковим етапам формування морфотипу, коли особини формують столони, але ще не досягають максимального поширення в просторі (*exploration phase*).

Популяція III. Справжня мезофітна різнотравно-злакова лука в центральній частині заплави з ознаками помірної трансформації; рекреаційний вплив на верхній межі середнього рівня; сінокосіння регулярне. Модельна особина характеризувалася максимальним рівнем розвитку морфоструктур (рис. 5.3): найвищими середніми значеннями надземної

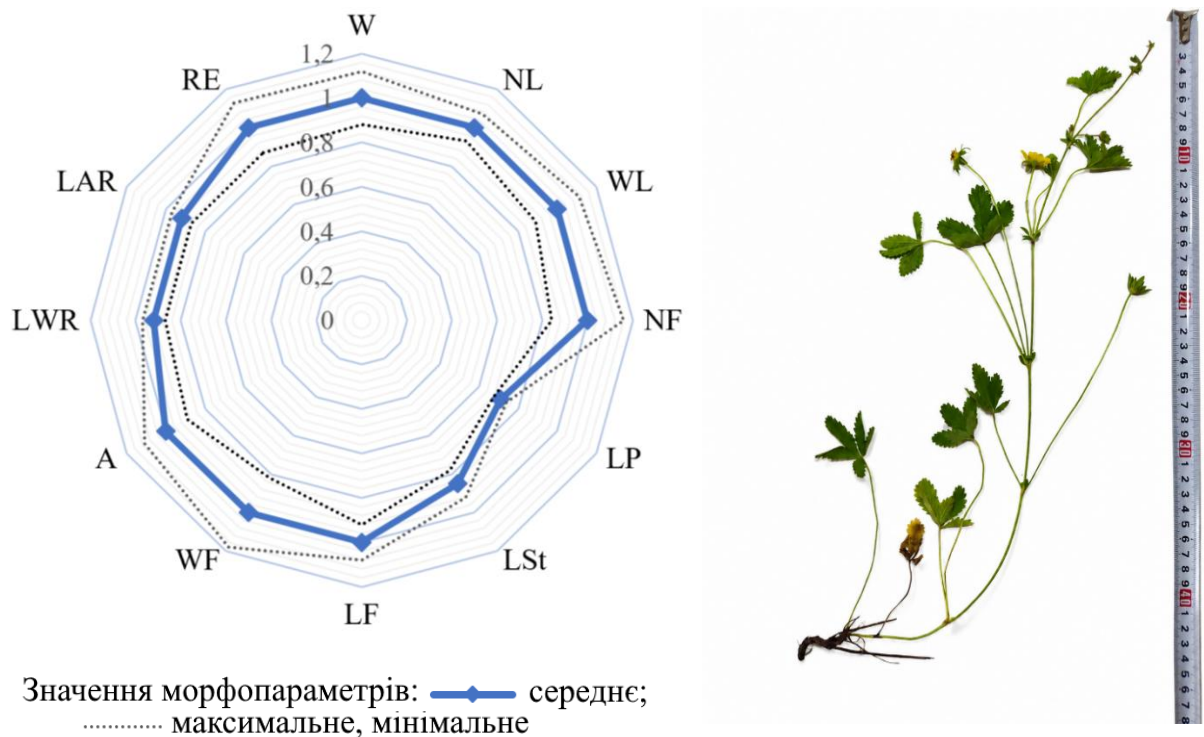


Рис. 5.3. Морфологічний профіль та зображення модельних особин популяцій *Potentilla reptans* L. Популяції III

фітомаси ($W = 3,201$ г), кількості листків ($N_L = 11,25$ шт.) та площі листкової поверхні ($A = 43,156$ см²). Довжина столонів була досить великою ($L_{St} = 26,583$), хоча і дещо поступалася популяції II. Алометричні показники ($LWR = 0,352$ г/г; $LAR = 13,701$ см²/г) свідчать про збалансований розподіл біомаси, а найвище репродуктивне зусилля ($RE = 44,8$ %) – про внесок у генеративне

розмноження. Такий морфотип відображає узгоджене поєднання інтенсивної асиміляції, ефективного клонального розростання та репродукції, що забезпечує як освоєння, так і використання ресурсів простору. Це відповідає основному етапу реалізації просторової експансії у боротьбі за ресурси (*foraging-strategy*).

Популяція IV. Деградована мезофітна злаково-різнотравна лука; рекреаційний вплив високий/надмірний; сінокосіння безсистемне. Модельна особина мала мінімальну фітомасу ($W = 1,195$ г), показники фотосинтезуючого апарату ($N_L = 3,8$; $A = 12,597$ см²; $LWR = 0,282$ г/г; $LAR = 10,977$ см²/г) та найнижчі значення довжини столонів ($L_{St} = 15,055$ см) (рис. 5.4). Генеративна активність також виявилася низькою. За цих умов формувався компактний, притиснутий до субстрату морфотип, адаптований до

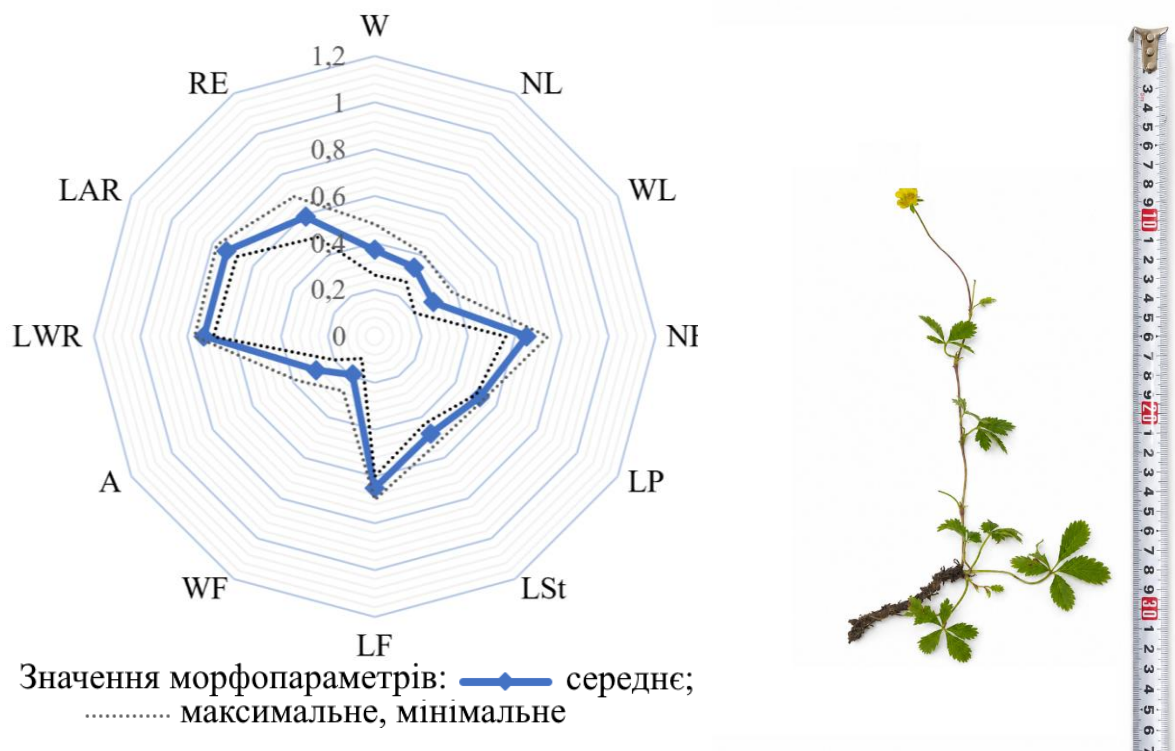


Рис. 5.4. Морфологічний профіль та зображення модельних особин популяцій *Potentilla reptans* L. Популяції IV

регулярного механічного впливу. Відбувалася редукція як клонального розростання, так і асиміляційної активності, що відповідає стрес-

толерантному типу організації. Незважаючи на високе проєктивне покриття виду, низькі значення BDI відображають обмежену здатність до ефективного перерозподілу біомаси в просторі. Мозаїчність розташування особин в межах популяційного поля також є цьому підтвердженням.

Таким чином, морфометрична структура популяцій *P. reptans* відображає різні напрями адаптивної диференціації: у популяції II переважає стратегія просторового розселення за рахунок подовження столонів, у популяції III – поєднання інтенсивного розвитку асиміляційного апарату з достатнім рівнем клонального росту, тоді як популяції I та IV характеризуються обмеженням морфогенезу під впливом відповідно ценотичної конкуренції та значного антропогенного навантаження. Виявлені закономірності узгоджуються з особливостями функціонування вегетативно-рухливих видів та відображають варіабельність стратегій використання ресурсів у межах різних типів лучних фітоценозів.

5.1.2. Індекс розподілу біомаси (BDI) автономних клональних модулів *P. reptans*. Літературні дані щодо морфологічної пластичності клональних біоморф, підсилюють висновок про здатність *P. reptans* регулювати модульний розвиток у відповідь на структурну неоднорідність середовища [217], що є ключовим для розуміння стратегій просторового розселення й інтеграції ресурсів рослинами і відображаються у морфометричній структурі популяцій. Отримані результати також свідчать, що інтенсивність цієї стратегії суттєво варіює залежно від просторової архітекτονіки угруповання (рис. 5.5).

У високотравному, щільному ценозі гігро-мезофільної болотистої луки (Популяція I) при значній висоті травостою (100 – 110 см), видовій різноманітності – 33 види і середньому проєктивному покритті досліджуваного виду (10%), значення BDI залишається помірним, що вказує на обмеження горизонтального і вертикального розростання за умов значної ценотичної просторової конкуренції. Натомість у мезофітному угрупованні зі слабким антропогенним впливом (Популяція II) за меншої висоти травостою

(50–60 см) та мінімального покриття виду (до 4%) і дещо більшій кількості конкурентів, спостерігається певне підвищення BDI, що може свідчити про початкову стадію активного просторового освоєння без формування щільних куртин.

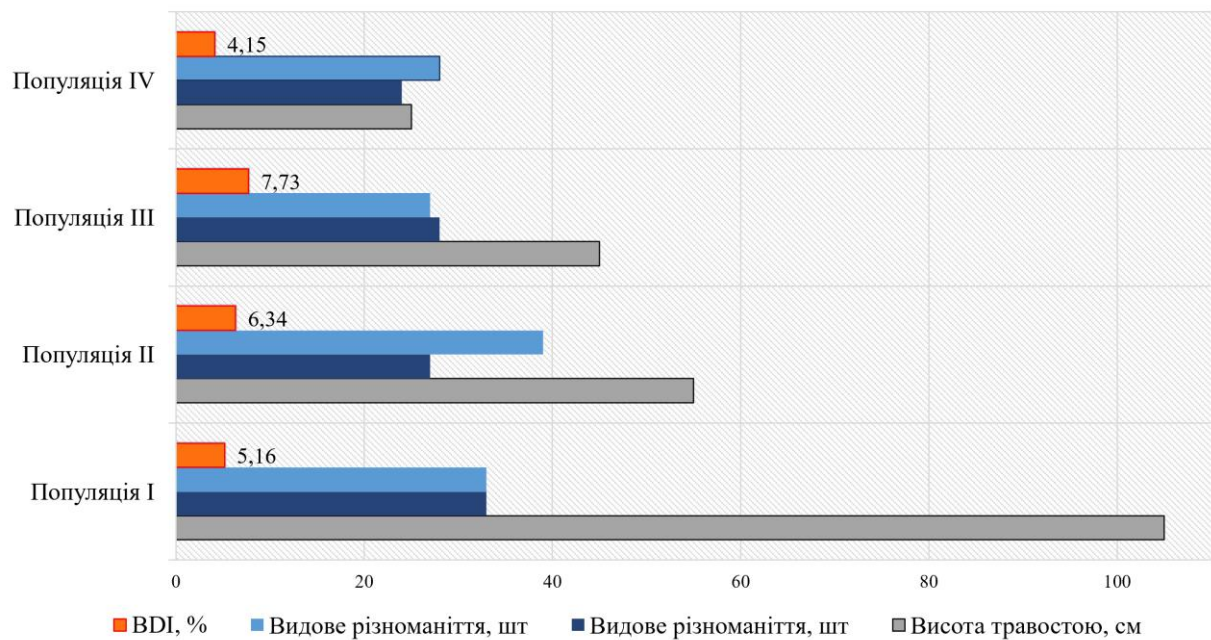


Рис. 5.5. Індексу розподілу біомаси (BDI, %) *P. reptans* та структурні характеристики травостою

Найбільш виражена реалізація *foraging*-стратегії (що було підтверджено і результатами порівняння морфопараметрів) зафіксована у Популяції III, де поєднуються зниження конкуренції – 27 видів (висота травостою 40–50 см), достатнє зволоження та періодичний антропогенний вплив. За цих умов *P. reptans* демонструє максимальне значення BDI (7,73 %) за середнього рівня проєктивного покриття (15 %), що свідчить про інтенсивний перерозподіл біомаси на користь вегетативного розростання та формування експансивного морфотипу. На противагу цьому, у сильно порушеному рекреаційному угрупованні (Популяція IV) за мінімальної висоти травостою (до 20–30 см), максимального покриття виду близько 60 % та мозаїчного розміщення спостерігається найнижче значення BDI (4,15 %).

Таким чином, простежується залежність між умовами середовища та характером реалізації екологічної пластичності за рахунок прояву морфоструктурних адаптивних стратегій *P. reptans*, а індекс BDI доцільно використовувати для їх оцінювання.

5.1.3. Вплив еколого-ценотичних чинників на морфоструктуру популяцій *P. reptans*. Із числа морфопараметрів, охоплених вивченням, у довжини черешків зареєстровано статистично достовірні кореляційні зв'язки з найбільшою кількістю еколого-ценотичних чинників. Значення цього морфопараметру зменшуються на тлі зростання бальних значень солоності ґрунту, змінності зволоження і, навпаки, зростають при збільшенні висоти травостою (рис. 5.6). При цьому значення коефіцієнту кореляції (r) за модулем перевищують 0,97, що вказує на сильні взаємозв'язки між довжиною черешка та зазначеними екоциніками.

На тлі збільшення бальних значень солоності ґрунту та змінності зволоження відбувається статистично достовірне зменшення показників фотосинтетичного зусилля (LWR) (рис. 5.7) та співвідношення між площею листової поверхні та фітомасою (LAR). При цьому значення коефіцієнта кореляції знаходяться у діапазоні 0,95–0,98 (за модулем).

Окрім того, показники довжини черешка та столонів суттєво залежать (при $r = 0,81–0,85$ (за модулем)) від вмісту нітрогену в ґрунті, а довжина черешка ще й від водного режиму ($r = 0,77$). Показники кислотності демонструють вплив (при $r = 0,82–0,93$ (за модулем)) на кількість листків та квіток, а також на довжину й фітомасу квітконіжок. Також встановлено, що значення репродуктивного зусилля зменшуються (при $r = -0,9956$) зі зростанням лужності ґрунту (рис. 5.8). Зазначені статистично достовірні зв'язки чітко візуалізують і двовимірні математичні моделі (рис. 5.9).

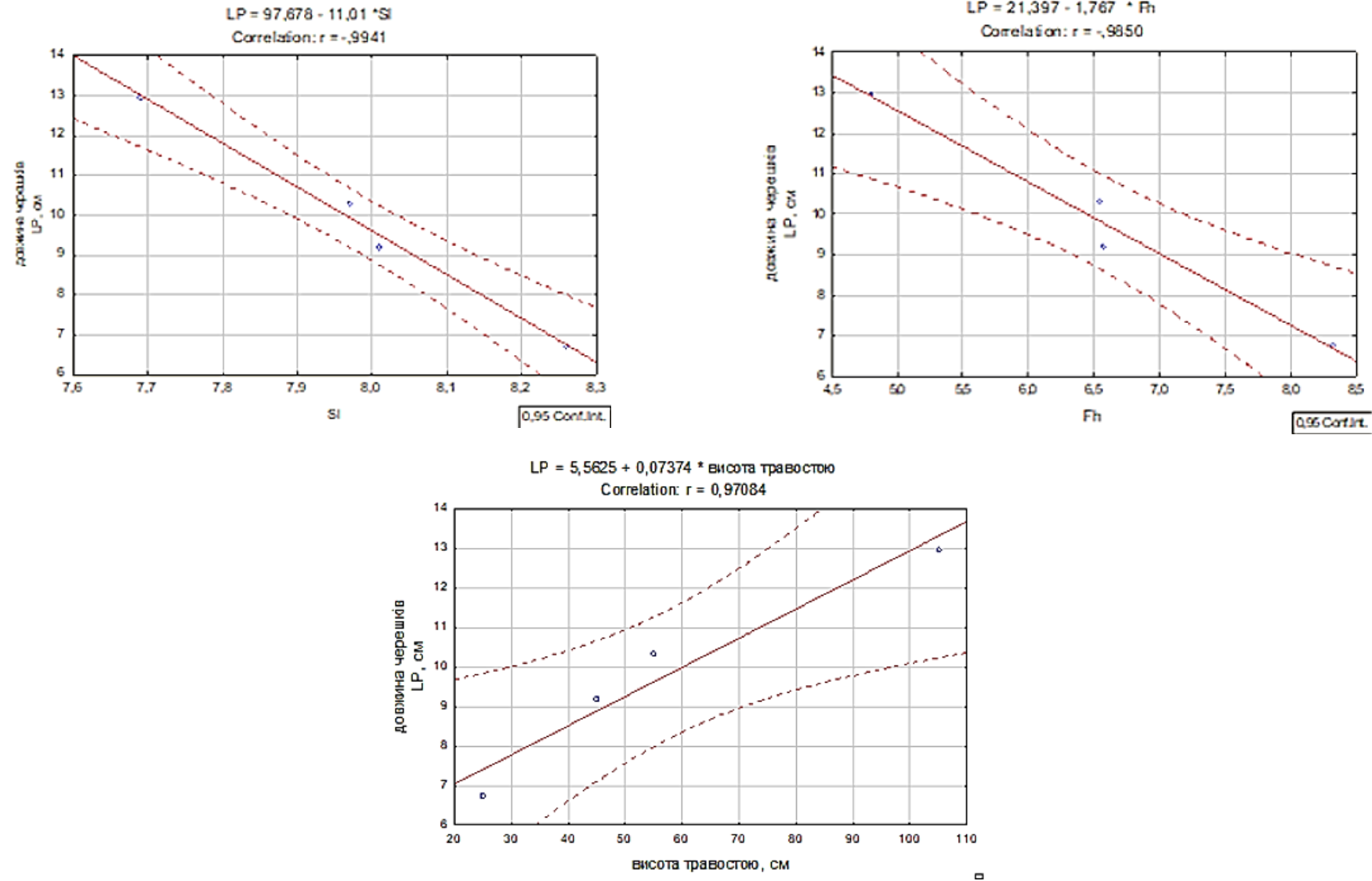


Рис. 5.6. Зміни у рослин *Potentilla reptans* довжини черешка залежно від показників солоності ґрунту (SI), змінності зволоження (Fh) та висоти травостою (h)

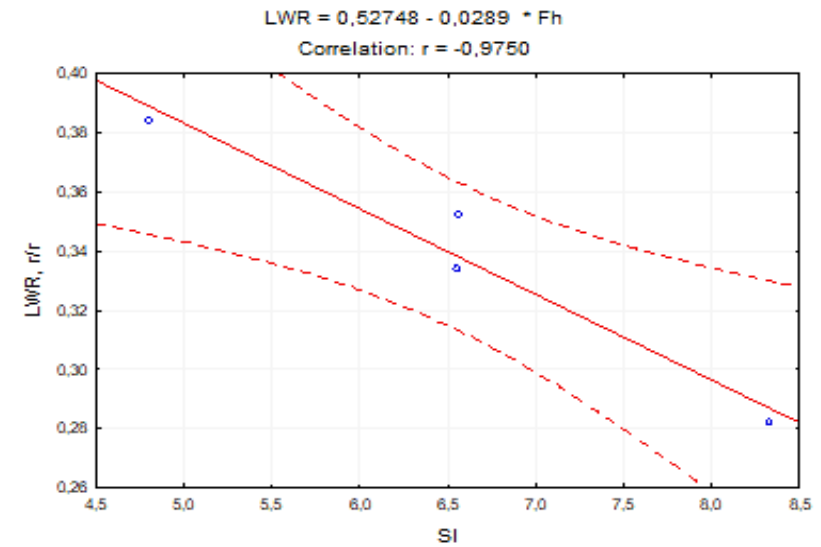
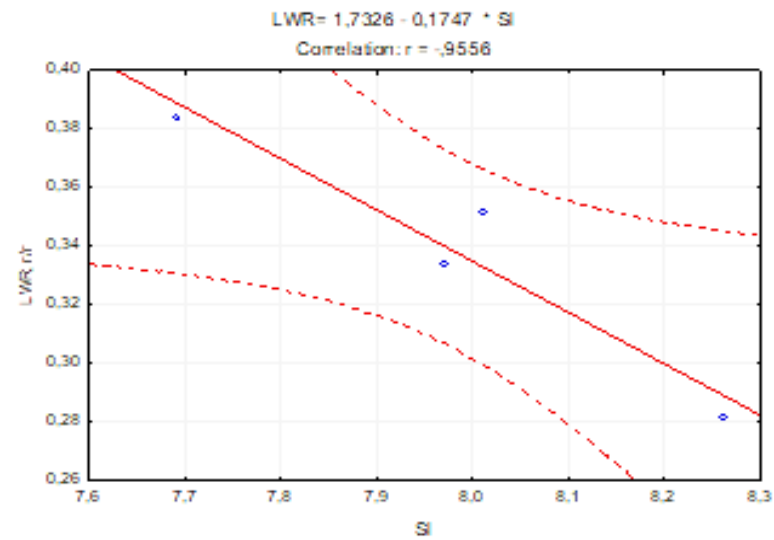


Рис. 5.7. Зміни значень фотосинтетичного зусилля (LWR) залежно від показників солоності ґрунту (SI) та змінності зволоження (Fh)

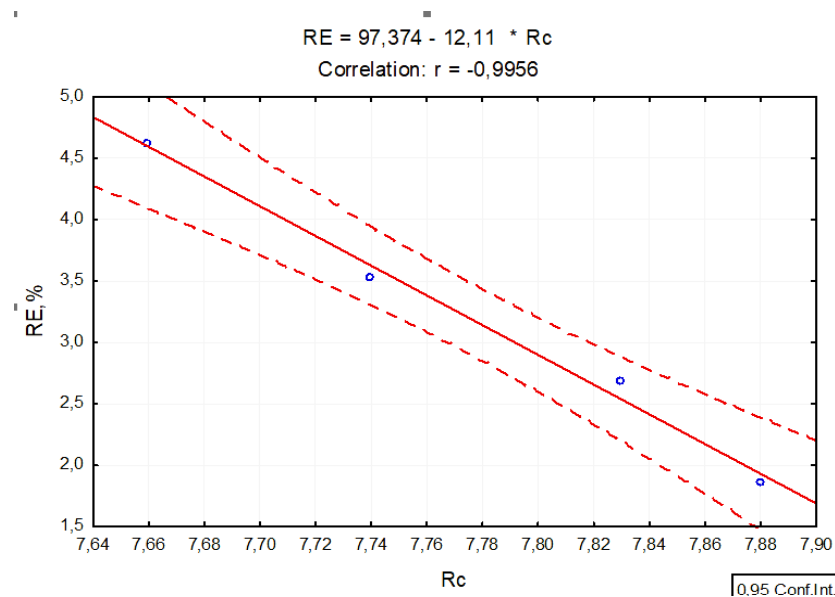
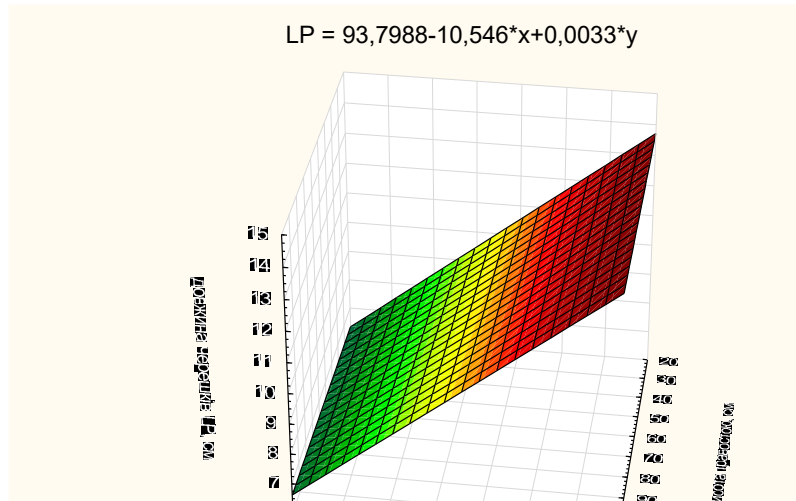
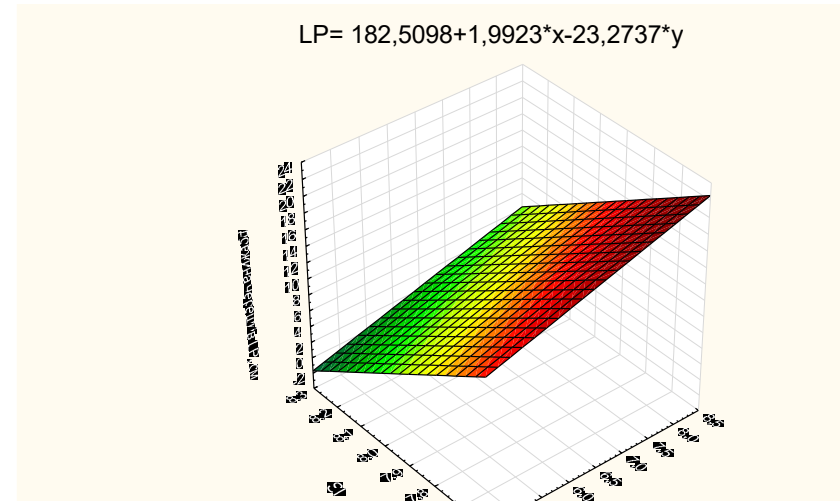


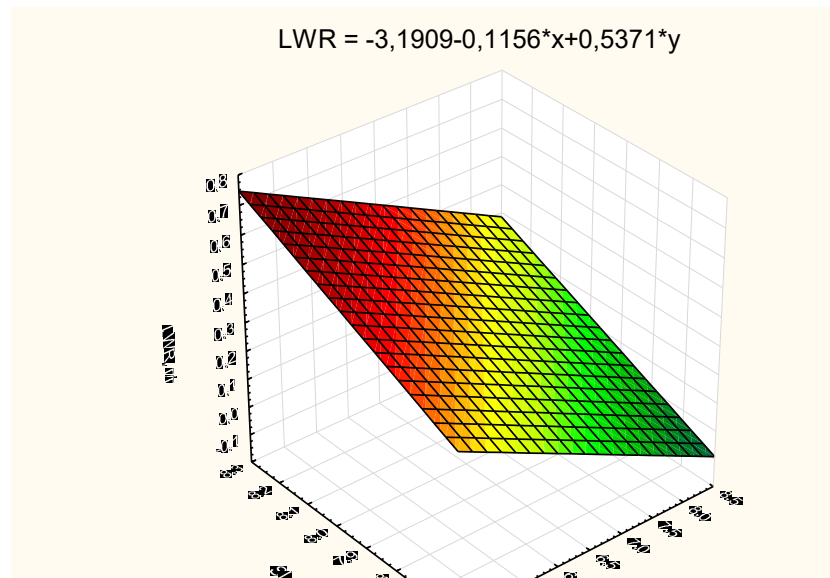
Рис. 5.8. Зміни репродуктивного зусилля залежно від бальних значень кислотності ґрунту (Rc)



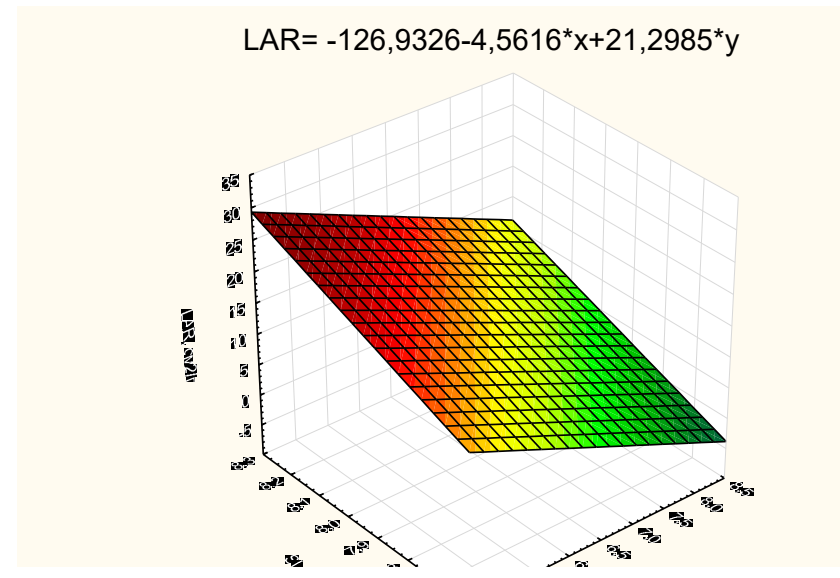
Довжина черешка (L_p)—солоність ґрунту (Sl)—висота травостою (h)



Довжина черешка (L_p)—солоність ґрунту (Sl)—змінність зволоження (F_n)



LWR —солоність ґрунту (Sl)—змінність зволоження (F_n)



LAR —солоність ґрунту (Sl)—змінність зволоження (F_n)

Рис. 5.9. Двовимірні моделі зміни значень морфопараметрів на тлі взаємодії чинників едафотопу

У всіх досліджуваних морфопараметрів зареєстрований від'ємний кореляційний зв'язок (при r (за модулем) здебільшого у межах 0,66–0,91) із величиною проєктивного покриття у фітоценозі *P. reptans*. Це вказує на значущість щодо формування габітусу та морфоструктури рослин цього виду внутрішньовидових взаємодій, які особливо суттєво ($r = -0,9182$) вплинули на довжину столонів (рис. 5.10). Разом з тим значення майже усіх морфопараметрів (за винятком кількості листків) позитивно реагують на зростання загального проєктивного покриття ценозу. При цьому найсуттєвіше (при $r = 0,87 - 0,94$) зростають показники морфопараметрів, що характеризують листову поверхню (A , LWR , LAR).

Значення морфопараметрів демонструють суттєву залежність (у абсолютній більшості випадків обернено пропорційну) і від екочинників, які характеризують кліматоп (кріорежиму і, особливо, терморежиму, континентальності клімату) (рис. 5.11, 5.12). Для двох останніх чинників значення r здебільшого (за модулем) належать до діапазону 0,63–0,93.

Вищенаведені факти підтверджують значну екологічну пластичність *P. reptans*, яка є однією з ключових еколого-біологічних особливостей цього виду та відображається на кількості парціальних кущів і їхніх розмірах. Генотипи, які формують більшу кількість раметів, продукують менші за розмірами пагони, що відповідає класичним життєвим стратегіям розподілу ресурсів у рослин. Така клональна інтеграція між раметами дозволяє перерозподіляти ресурси між різними частинами клону, що підвищує стійкість рослин до просторової неоднорідності середовища [118, 202]. У зв'язку з цим морфометричні характеристики у поєднанні із фітоіндикаційними підходами доцільно використовувати для оцінки адаптивних реакцій *P. reptans*.

Найбільш інформативними показниками для цього виду виявилися саме морфопараметри вегетативної сфери: довжина столонів, площа листової поверхні, фітомаса рослин та довжина черешків, що підтверджується іншими дослідниками [215].

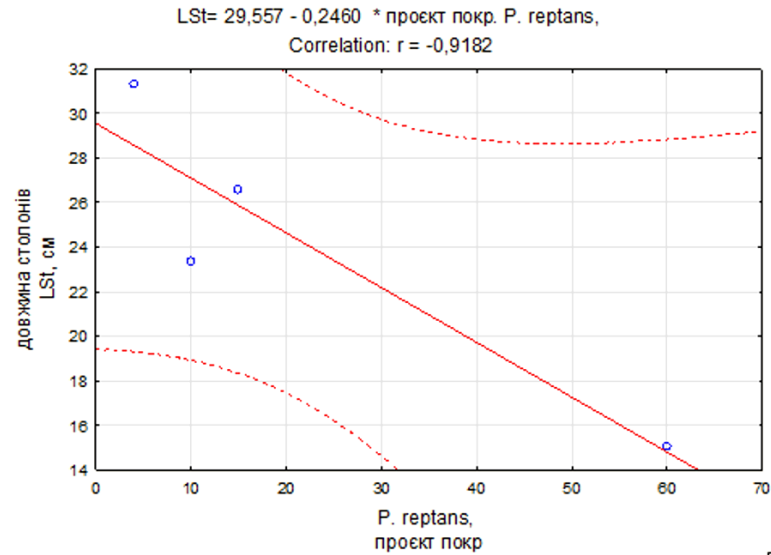


Рис. 5.10. Зміни довжини стolonів (L_{St}) особин залежно від проєктивного покриття в фітоценозі

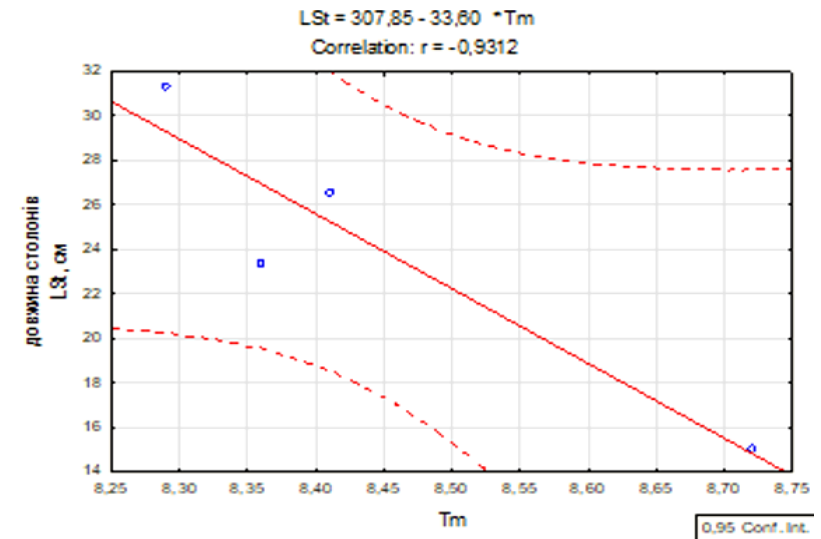


Рис. 5.11. Зміни довжини стolonів (L_{St}) залежно від показників терморезиму (Tm)

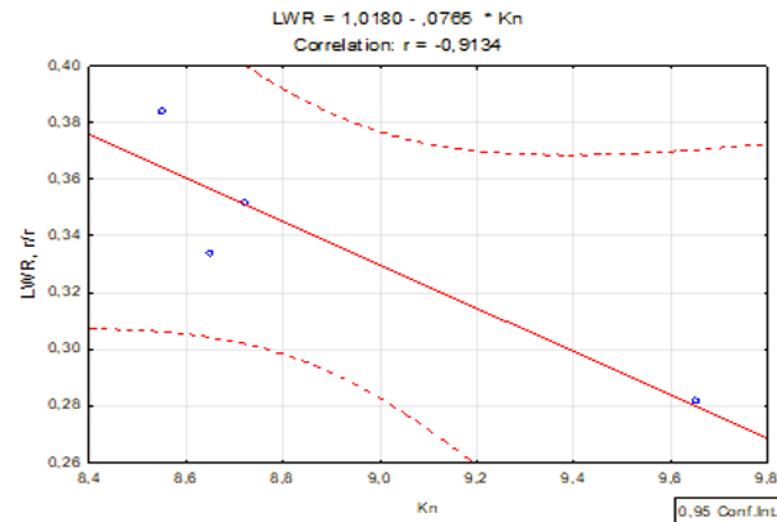


Рис. 5.12. Зміни фотосинтетичного зусилля (LWR) залежно від рівня показників континентальності клімату (Kn)

5.2. Морфоознаки рослин та популяцій *Potentilla anserina* L.

5.2.1. Морфотипові стратегії та модельні особини. Комплексним популяційним аналізом було охоплено чотири популяції *Potentilla anserina* (табл. 5.1), для яких у тому числі було й проведене вивчення морфоознак рослин, що входять до їхнього складу. Вивченням були охоплені лучні угруповання, що відрізнялись за умовами зволоження, структурою травостою та ступенем антропогенного впливу – від відносно стабільних ділянок до локально трансформованих фрагментів у придорожніх екотопах, що дозволило охопити градієнт умов, за яких змінюється ценотична роль виду – з незначного проєктивного покриття до домінування.

Біоморфологічні особливості *P. anserina* (наявність довгих повзучих стolonів із укоріненням у вузлах та прикореневі листкові розетки) визначають її як типову клональну рослину, здатну ефективно освоювати простір у розріджених і порушених травостоях, де послаблена конкуренція з боку високотравних видів, що підтверджується даними про екологію та стратегії клональних рослин [150, 158]. За таких умов просторове розселення стolонами поєднується з функціональною пластичністю листкового апарату, що дає змогу виду адаптуватися. У зв'язку з цим для оцінки морфофункціональної організації особин використано показники, що відображають як горизонтальну (довжина стolonів), так і вертикальну (довжина листків) складові поширення особин у просторі, низку показників репродуктивної сфери, а також інтегральні індекси BDI та LADI (табл. 5.4).

Внутрішньопопуляційна мінливість морфометричних параметрів *Potentilla anserina* проявляється насамперед у показниках, пов'язаних із формуванням надземної фітомаси, просторовим розростанням та генеративною сферою рослин (табл. 5.5). Найвищі значення коефіцієнтів варіації вагових параметрів відмічені у природному гігро-мезофітному фітоценозі (Популяція I: $W - 46,39\%$; W_L і $A - 48,27\%$) та у деградованому лучному угрупованні з високим рекреаційним навантаженням (Популяція III:

$W - 42,63 \%$; W_L і $A - 35,21 \%$). Натомість у локально трансформованому узбічному екотопі (Популяція IV) варіабельність цих ознак знижується ($W - 27,14 \%$; W_L і $A -$ по $24,42 \%$). Такий характер розподілу свідчить, що фітомаса є чутливим індикатором умов середовища, однак у стабільно порушених екотопах її варіація може обмежуватися через уніфікацію морфоструктури особин.

Таблиця 5.4

**Значення метричних та алометричних морфопараметрів
Potentilla anserina L. досліджуваних популяцій**

Морфо-параметр	Популяція I		Популяція II		Популяція III		Популяція IV		<i>p</i>
	$\bar{X}$	$\pm SE$	$\bar{X}$	$\pm SE$	$\bar{X}$	$\pm SE$	$\bar{X}$	$\pm SE$	
W, г	4,54	0,702	4,30	0,441	3,64	0,365	3,08	0,297	0,0021*
N_L, шт	3,67	0,500	3,20	0,200	4,56	0,232	4,25	0,412	0,0052*
L_L, см	33,02	2,029	29,67	2,332	13,04	0,541	16,12	0,701	0,0000*
W_L, г	4,32	0,696	3,90	0,318	2,28	0,190	2,38	0,206	0,0001*
L_{St}, см	20,15	2,341	45,34	3,402	17,55	1,83	42,66	2,301	0,0000*
L_F, см	15,40	0,801	12,65	3,550	7,882	0,331	8,80	0,707	0,0018*
N_F, шт	1,98	0,040	2,12	0,002	1,55	0,157	1,36	0,441	0,5436
W_F, г	0,18	0,021	0,08	0,005	0,07	0,011	0,15	0,032	0,0000*
A, см²	92,98	14,960	83,81	6,833	49,10	4,076	51,22	4,423	0,0001*
LWR, г/г	0,95	0,016	0,93	0,023	0,65	0,031	0,79	0,033	0,0000*
LAR, см²/г	20,36	0,309	19,95	0,497	14,01	0,658	16,86	0,713	0,0000*
RE, %	4,92	0,103	1,14	0,345	1,88	0,345	4,79	0,762	0,0035*
LADI, %	3,67	0,189	4,36	0,315	3,79	0,128	3,53	0,155	0,0109*
BDI, %	6,69	0,051	4,49	0,019	9,42	0,612	4,50	0,108	0,0000*

Примітка. * відмінності статистично значущі за $p \leq 0,05$, що відповідає довірчому рівню не менше 95 %.

Таблиця 5.5

**Внутрішньопопуляційне варіювання морфопараметрів
Potentilla anserina L.**

Морфо- параметр	Коефіцієнт внутрішньопопуляційної варіації (CV, %)			
	Популяція I	Популяція II	Популяція III	Популяція IV
W_L, г	46,39	39,75	42,63	27,14
N_L, шт	40,91	24,21	21,59	27,41
L_L, см	18,44	30,44	17,61	12,29
W_L, г	48,27	31,58	35,21	24,42
L_{St}, см	18,35	67,56	27,53	45,54
BDI, %	38,42	32,41	28,56	19,78
LADI, %	15,48	27,99	14,32	12,46
A, см²	48,27	31,58	35,21	24,42
LWR, г/г	4,53	9,72	19,90	11,99
LAR, см²/г	4,55	9,65	19,91	11,97
RE, %	34,76	42,99	60,90	45,03
L_F, см	18,25	39,69	13,93	22,74
N_F, шт	39,36	0,00	33,79	58,66
W_F, г	46,83	88,39	53,96	59,30

Серед лінійних ознак найбільш інформативним є параметр, що відображає просторове розростання рослин – довжина стolonів (L_{St}). Максимальна внутрішньопопуляційна варіабельність цього показника характерна для Популяції II (67,56 %), яка формується за умов рекреаційного навантаження на верхній межі середнього рівня та регулярного сінокосіння. Це відображає різноспрямовані індивідуальні стратегії освоєння простору в мозаїчному середовищі, що є типовим проявом пластичності клональних рослин за умов неоднорідності екологічних умов [126]. У Популяції IV варіабельність L_{St} також залишається значною (45,54 %), тоді як у Популяції I вона є найнижчою (18,35 %), що узгоджується з більш стабільною структурою травостою природного гігро-мезофітного фітоценозу.

Морфологічні параметри листкового апарату характеризуються переважно помірною мінливістю в межах популяцій. Довжина листків (L_L) варіює від 12,29 до 30,44 %, кількість листків (N_L) – від 21,59 до 40,91 %, а довжина квітконіжок (L_F) – від 13,93 до 39,69 %. Показники, що відображають співвідношення маси та розмірів листкового апарату ($LADI$), демонструють нижчий рівень варіації (12,46–27,99 %), тоді як алометричні індекси LWR і LAR залишаються найстабільнішими серед досліджених параметрів (від 4,53 до 19,91 %). Це свідчить про відносну сталість функціональної організації фотосинтетичного апарату незалежно від варіювання вагових характеристик особин, що узгоджується з уявленнями про консервативність базових листкових співвідношень у системі ростових реакцій рослин [220].

Репродуктивні параметри вирізнялись підвищеною мінливістю у популяціях, за умов антропогенно трансформованих екотопів. Значення коефіцієнта варіації репродуктивного зусилля (RE) досягає максимуму у Популяції III (60,90 %), тоді як найбільша мінливість маси квіток (WF) спостерігається у Популяції II (88,39 %). Кількість квіток (N_F) найбільше варіює у Популяції IV (58,66 %), тоді як у Популяції II варіації цього показника не зафіксовано (0,00 %), що свідчить про різну спрямованість змін окремих елементів генеративної сфери.

У цілому встановлено, що у внутрішньопопуляційній мінливості *P. anserina* провідну роль відіграють параметри, пов'язані з накопиченням фітомаси, просторовим розростанням та репродуктивною активністю, тоді як алометричні характеристики листкового апарату залишаються відносно консервативними. Такий розподіл варіабельності відображає здатність виду поєднувати морфологічну пластичність вегетативно-генеративної сфери зі збереженням базових функціональних співвідношень листкового апарату.

Популяція I. Болотиста злаково-осокова лука; рекреаційний вплив мінімальний, локальний; без сінокосіння. Модельні особини *P. anserina* характеризувалися максимальною серед досліджених популяцій фітомасою ($W = 4,54$ г), значною довжиною листків ($L_L = 33,02$ см) та високими

показниками фотосинтетичного апарату ($W_L = 4,32$ г; $A = 92,98$ см; $LWR = 0,95$ г/г; $LAR = 20,36$ см/г). За цих умов довжина столонів була відносно невеликою ($L_{St} = 20,15$ см), що свідчить про обмеження горизонтального розростання внаслідок щільного травостою та високої ценотичної конкуренції (рис. 5.13).

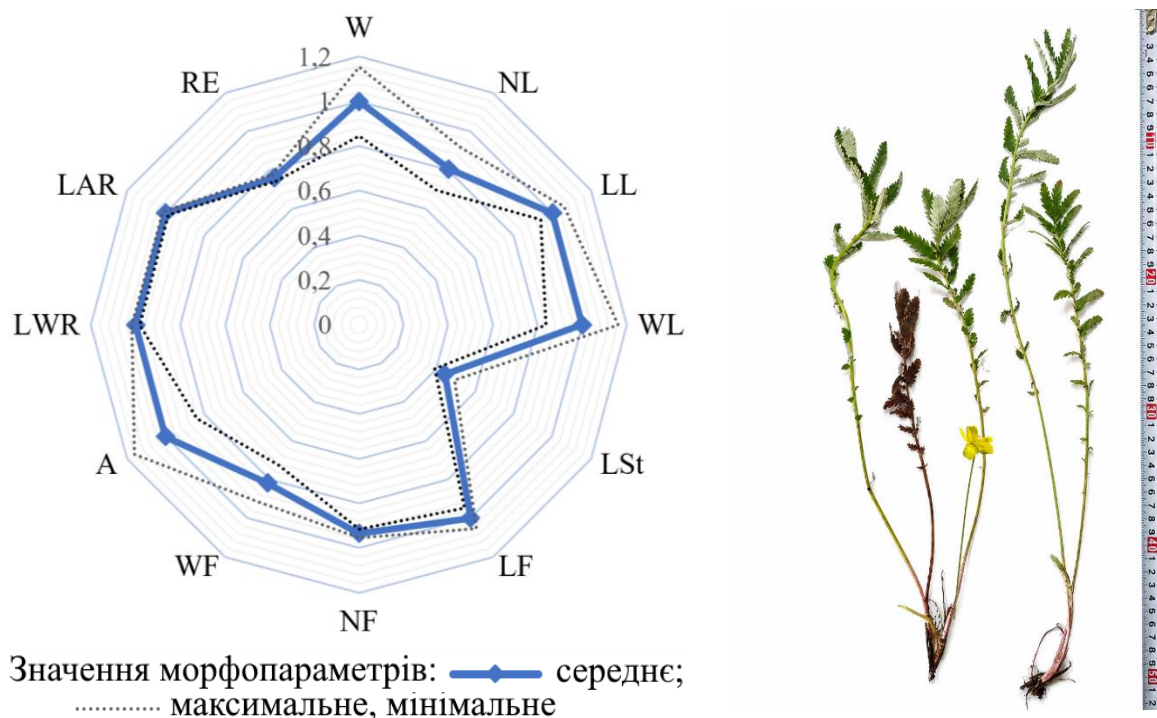


Рис. 5.13. Морфологічний профіль та зображення модельних особин популяції *Potentilla anserina*. Популяції I

Водночас листки були орієнтовані переважно вертикально і формували витягнуту, «стиснуту» архітектуру особин, що є типовою реакцією на дефіцит світла в умовах високотравних угруповань. Значення BDI (6,69 %) в даному випадку відображає відносно рівномірний розподіл біомаси між вегетативними органами без вираженого зміщення у бік просторової експансії. Таким чином, за цих умов формувався морфотип, орієнтований на ефективне використання вертикального простору травостою за обмеженої реалізації клонального розселення, що узгоджується з особливостями поведінки клональних рослин у щільних ценозах [150].

Популяція II. Справжня різнотравно-злакова лука; рекреаційний вплив на верхній межі середнього рівня; сінокосіння регулярне. Такий режим

використання супроводжується зниженням середньої висоти травостою до 45 см (проти 105 см у Популяції I) за збереження його ярусної організації. За цих умов проєктивне покриття *P. anserina* було значним (40 %). Модельні особини (рис. 5.14) характеризувались відносно високими показниками асиміляційного апарату ($L_L = 29,67$ см; $A = 83,81$ см²; $LAR = 19,95$ см/г), що за морфограмами проявляється подібністю загальної структури до Популяції I, однак без обмеження у розвитку стolonів.

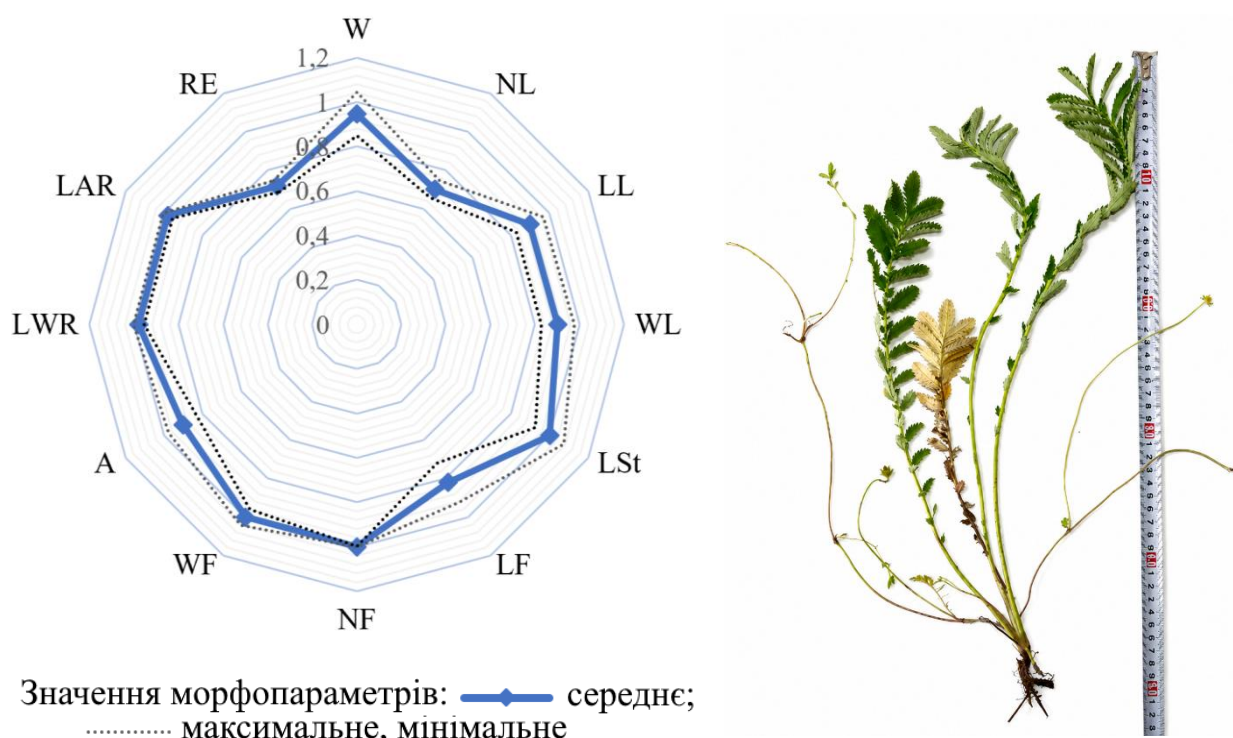


Рис. 5.14. Морфологічний профіль та зображення модельних особин популяції *Potentilla anserina* L. Популяції II

Довжина стolonів була максимальною ($L_{St} = 45,34$ см), що свідчить про активізацію горизонтального розселення за умов зниження конкуренції з боку високотравних видів. Водночас стolони були тоншими, ніж у більш трансформованих умовах. Це вказує на їхню спрямованість поки що лише на освоєння простору, а не на закріплення. Зниження значення BDI (4,49 %) відображає саме такий тип розподілу біомаси, як «інвестицію» у горизонтальне поширення, якщо антропогенний вплив призведе до зменшення

конкуренції з боку ценозутворювачів. Таким чином, у даній популяції сформувався морфотип, у якому поєднувалися як пристосування до ще вираженої вертикальної організації травостою, так і до активного клонального розселення за умов помірного порушення.

Популяція III. Деградована мезофітна злаково-різнотравна лука; рекреаційний вплив високий/надмірний; сінокосіння безсистемне. За цих умов проєктивне покриття *P. anserina* L. було високим (65 %), що засвідчує її домінуючу роль у травостої. Модельні особини (рис. 5.15) характеризувалися

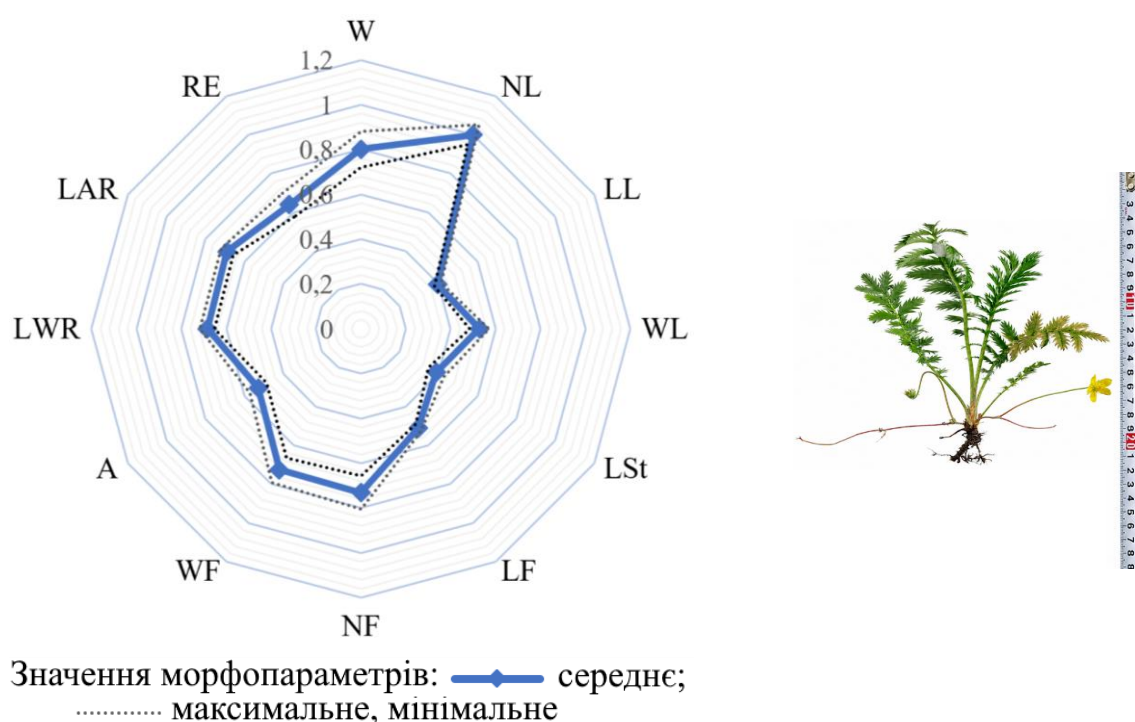


Рис. 5.15. Морфологічний профіль та зображення модельних особин популяцій *Potentilla anserina* L. Популяції III

зменшенням площі асиміляційної поверхні ($A = 49,1 \text{ cm}^2$) та надземної фітомаси, що відображає зміну морфотипової стратегії за умов відкритого, добре освітленого середовища. Довжина столонів виявилась відносно невеликою ($L_{St} = 17,55 \text{ cm}$), що, у поєднанні з максимальним значенням BDI (9,42 %), свідчить про специфічний тип розподілу біомаси, за якого за зменшення абсолютних розмірів органів зберігається їх функціональна узгодженість. Для угруповання була відзначена мозаїчність розміщення інших

видів, зумовлена мікрорельєфом і неоднорідністю ґрунтових умов, тоді як *P. anserina* формує відносно рівномірне покриття в межах популяційного поля. Таким чином, у даній популяції формувався морфотип, адаптований до умов інтенсивнішого порушення, із переорієнтацією росту на ефективне використання відкритого простору без вираженого збільшення довжини стolonів.

Популяція IV. *Трансформований фрагмент справжньої різнотравно-злакової луки на узбіччі ґрунтової дороги; локальний рекреаційно-транспортний вплив; періодичне механічне відчуження фітомаси.* За умов ущільнення ґрунту, зниження висоти травостою до 20–25 см і послаблення конкуренції, *P. anserina* з проєктивним покриттям 70–85 % перейшов до домінування у фітоценозі. Модельні особини характеризувались відносно невеликою фітомасою ($W = 3,08$ г) і помірними значеннями довжини листків ($L_L = 16,12$ см) та їх площею ($A = 51,22$ см²), проте відзначались значною довжиною стolonів ($L_{St} = 42,66$ см), які, за польовими спостереженнями, були більш масивними порівняно з іншими популяціями, що зумовлює формування розлогих особин з добре розвиненою горизонтальною структурою. Значення репродуктивного зусилля було максимальним серед досліджених популяцій ($RE = 6,48$ %), що вказує на посилення генеративної складової в умовах відкритого, добре освітленого середовища та зниження конкуренції з боку високотравних видів. Низьке значення BDI (4,5 %) у особин цієї популяції відображає специфіку просторового розподілу біомаси – подовження й масивність стolonів за відносно помірного розвитку листків, які теж переважно розташовувалися горизонтально. Таким чином, у даній популяції сформувався морфотип (рис. 5.16), який поєднав активне горизонтальне розселення та дещо підвищені показники в репродукції, що забезпечило ефективне поширення і закріплення виду за умов порушеного і ресурсно-просторово доступного середовища.

Узагальнення морфометричних характеристик модельних особин *P. anserina* засвідчує високу екологічну пластичність виду, що реалізується

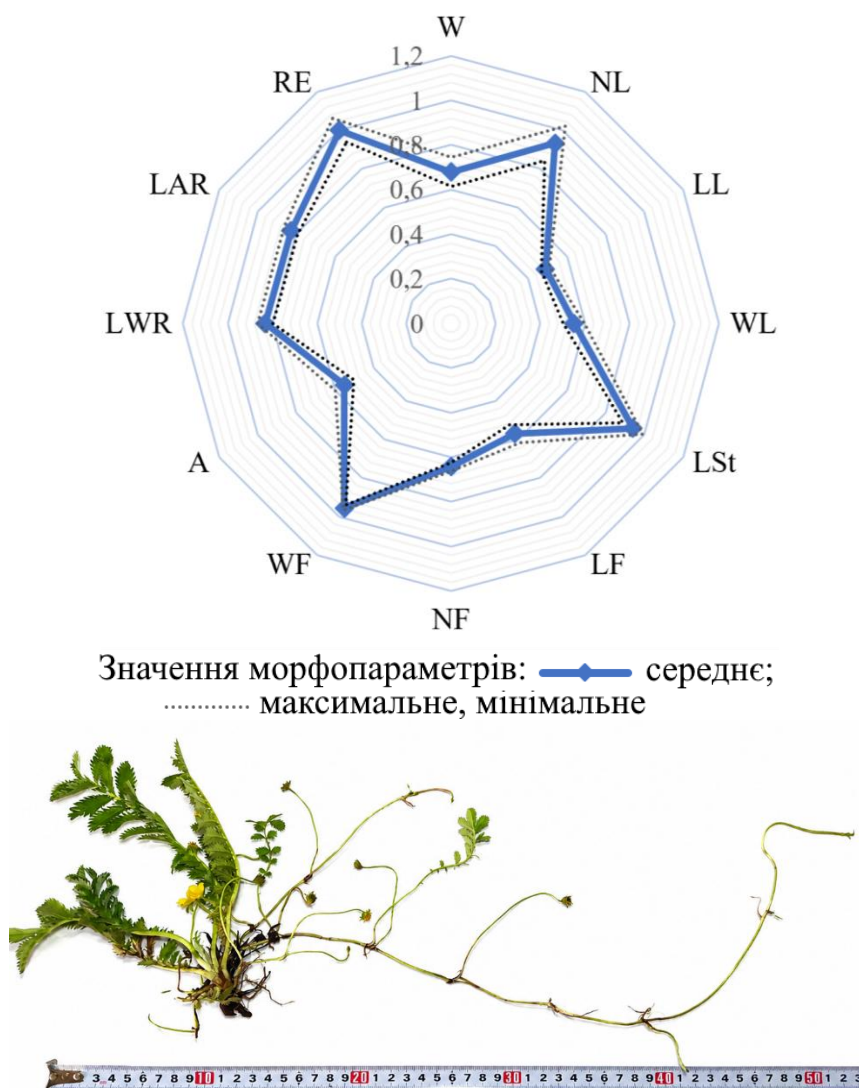


Рис. 5.16. Морфологічний профіль та зображення модельних особин популяції *Potentilla anserina* L. Популяції IV

насамперед через перебудову вегетативної сфери, зміну просторової організації особин та співвідношення між вертикальним і горизонтальним напрямками росту. Як столоноутворююча клональна рослина, *P. anserina* формує систему раметів, у межах якої можливий перерозподіл ресурсів між окремими частинами особини, що підвищує ефективність освоєння просторово неоднорідного середовища [160]. Найбільш інформативними для оцінки адаптивної поведінки виду виявилися показники, пов'язані з розвитком листкового апарату, формуванням фітомаси, довжиною столонів та індексом розподілу біомаси.

Встановлені відмінності між популяціями відображають зміну морфотипової стратегії виду вздовж ценотичного та антропогенного градієнта: від переважного використання вертикального простору в умовах щільного високотравного ценозу до активізації горизонтального розселення за послаблення конкуренції та зниження висоти травостою. Такий характер реакцій узгоджується з відомими особливостями клональних рослин, для яких просторовий ріст є одним із ключових механізмів адаптації до мозаїчності середовища, неоднорідності освітлення та щільності рослинного покриву [165, 215].

5.2.2. Індекс розподілу біомаси (BDI) автономних клональних модулів *P. anserina*. Отримані результати свідчать, що реалізація клональної стратегії виду змінюється залежно від структури травостою та ступеня антропогенної трансформації угруповання. Оскільки індекс BDI розраховується як відношення фітомаси особини до сумарної довжини її протяжних органів, високі його значення характеризують «компактний» габітус, а низькі – «видовжений» (рис. 5.17).

У високотравному щільному ценозі гігро-мезофітної болотистої луки (Популяція I) при значній висоті травостою близько 100–105 см, високому видовому різноманітті (33 види) та низькому проєктивному покритті виду (5 %) значення BDI (6,69 %) вище середньої межі, що відображає обмеження горизонтального розселення (короткі столони, хоч і на фоні довгих листків) за умов інтенсивної ценотичної конкуренції та переорієнтацію на використання вертикального простору травостою.

У мезофітному угрупованні з рекреаційним впливом на верхній межі середнього рівня (Популяція II), за зниження висоти травостою до 45 см і зростання проєктивного покриття виду до 40 %, спостерігається зниження BDI до 4,49 %. Це пов'язано з активізацією столоноутворення й подовженням вегетативних органів, тобто з переходом до активного освоєння доступного простору без формування масивних структур.

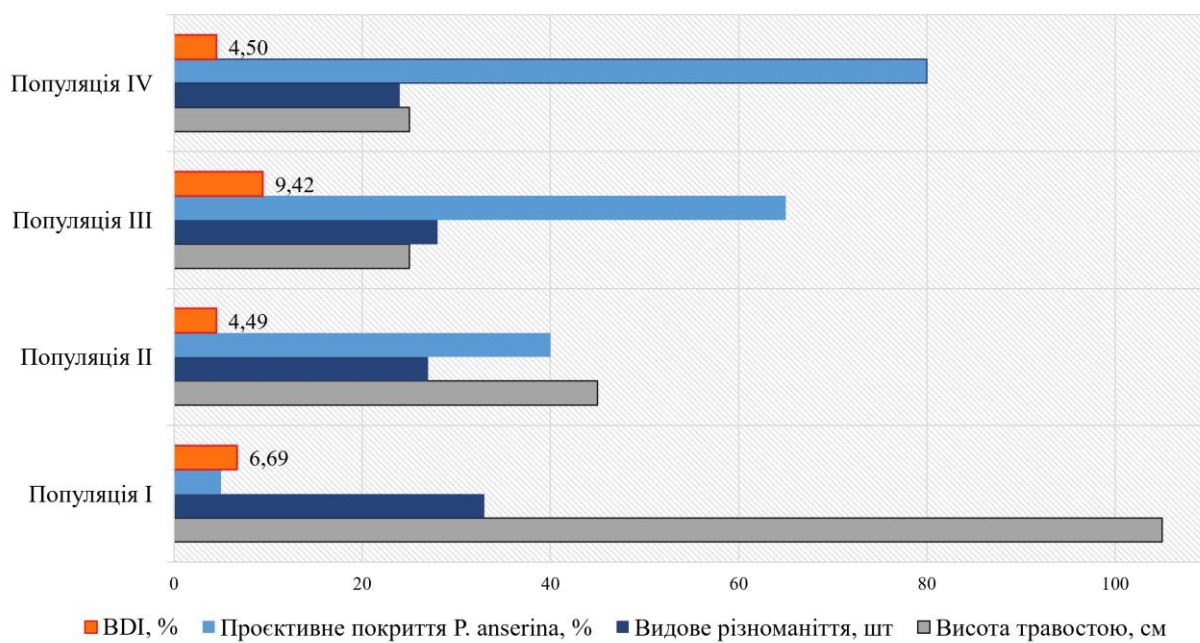


Рис. 5.17. Індекс розподілу біомаси (BDI, %) *P. anserina* та структурні характеристики травостою

Натомість у деградованому угрупованні з високим рекреаційним впливом (Популяція III; висота травостою 25 см, проективне покриття виду 65 %) зафіксовано максимальне значення BDI – 9,42 %. Такий показник відображає більш компактну організацію особин і відносно вищу «масоємність» морфоструктури за невеликих лінійних розмірів органів, що відповідає стратегії закріплення виду у відкритому просторі за послаблення конкуренції з боку високотравних ценозоутворювачів.

В узбічному екотопі (Популяція IV), за мінімальної висоти травостою 20–25 см і максимального проективного покриття виду 70–85 %, значення BDI знову знижується до 4,50 %. Це зумовлено формуванням розлогих особин із довгими й більш масивними столонами, тобто перерозподілом морфоструктури в бік горизонтальної експансії, що не супроводжується пропорційним зростанням загальної фітомаси.

Отже, у *P. anserina* значення BDI відображає зміну просторової організації особин відповідно до ценотичної структури травостою та характеру антропогенного впливу: його підвищення пов'язане з формуванням

компактнішої морфоструктури за обмеженого горизонтального розростання, тоді як зниження індексу вказує на перехід до розлогого морфотипу з активізацією столоноутворення, що проявляється за послаблення конкуренції з боку високотравних видів або в умовах локально трансформованих узбічних екотопів.

5.2.3. Вплив еколого-ценотичних чинників на морфоструктуру популяцій *P. anserina*. Встановлено, що чинник змінності зволоження (при r у межах 0,960–0,973 (за модулем)) проявив сильний, обернено пропорційний і статистично достовірний вплив на значення чотирьох морфопараметрів: середню довжину листків, масу листків, площу листової поверхні та довжину квітконіжок (рис. 5.18). Це засвідчує прояв статистично достовірного впливу насамперед на показники, що характеризують асиміляційний апарат.

Своєю чергою, значення репродуктивного зусилля сильно, статистично достовірно та обернено пропорційно, залежать від бальних значень чинників кислотності ґрунту та кріорежиму (рис. 5.19). Відповідно, значення цього морфопараметра зменшуються з ростом лужності ґрунту та підвищенням температур зимового періоду. Зазначені кореляційні зв'язки чітко візуалізує й двовимірною моделлю (рис. 5.20).

Вищезазначені чинники змінності зволоження та кислотності ґрунту чинять суттєвий вплив й на величини інших морфопараметрів. Так, збільшення змінності зволоження супроводжується зменшенням (при $r = 0,80 - 0,92$ (за модулем)) значень загальної фітомаси, фотосинтетичного зусилля (LWR) (рис. 5.21), співвідношення між площею листової поверхні та фітомасою (LAR), а також довжиною квітконіжок (N_F).

На тлі зростання лужності ґрунту (при $r = 0,71 - 0,78$ (за модулем)) відбувається зменшення показників довжини стелонів (рис. 5.22) та фітомаси квіток (W_F). При цьому, навпаки, відбувається збільшення значень індексу розподілу біомаси (BDI) ($r = 0,82$) (рис. 5.23).

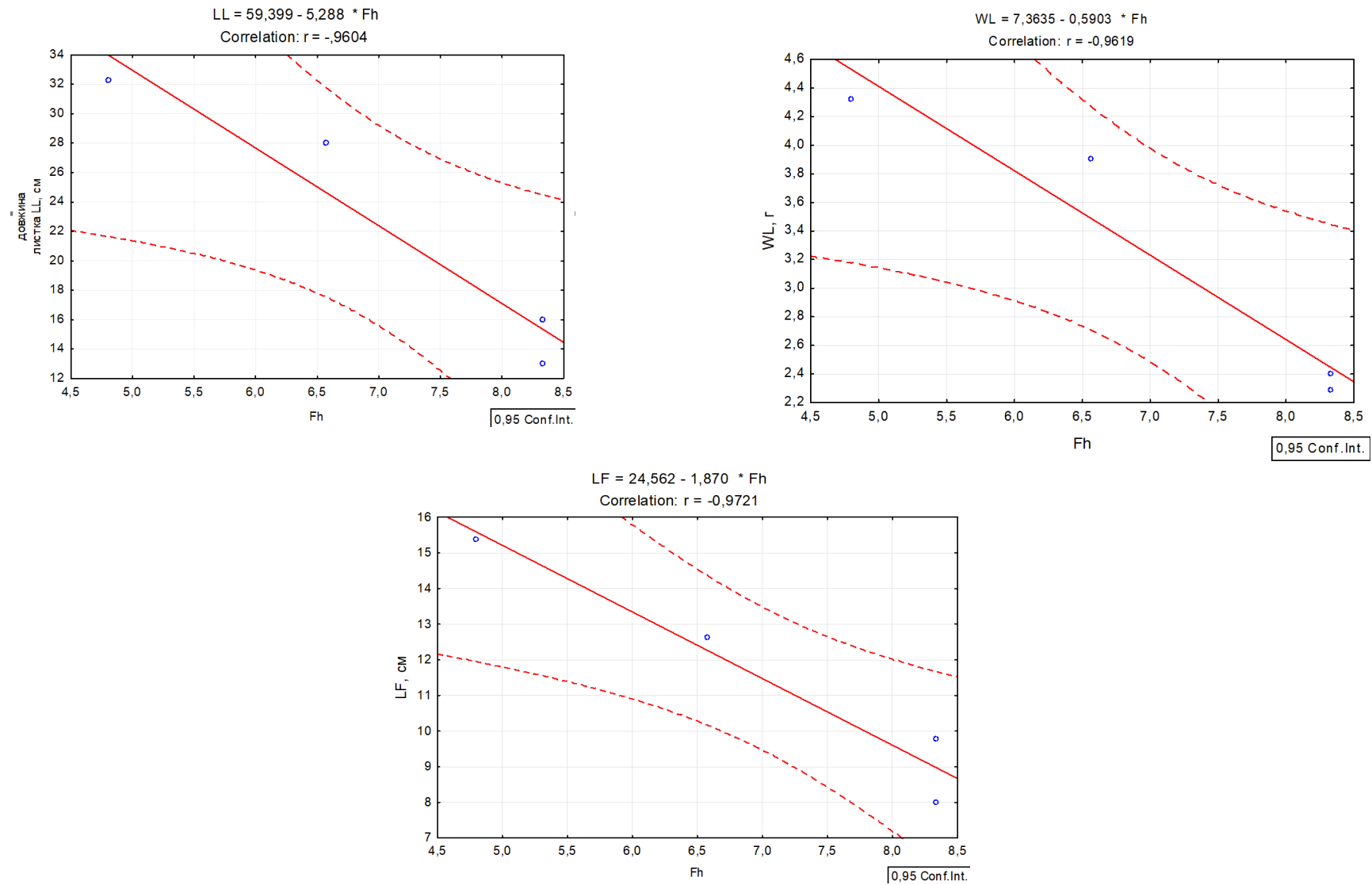


Рис. 5.18. Зміни довжини листка (L_L), маси листків (W_L), площі листової поверхні (A) та довжини квітконіжок (L_F) залежно від змінності зволоження (F_h)

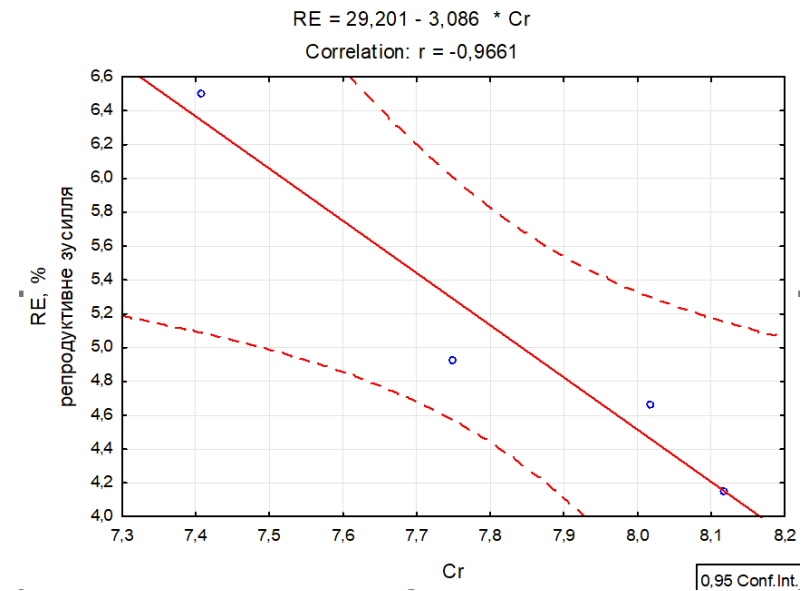
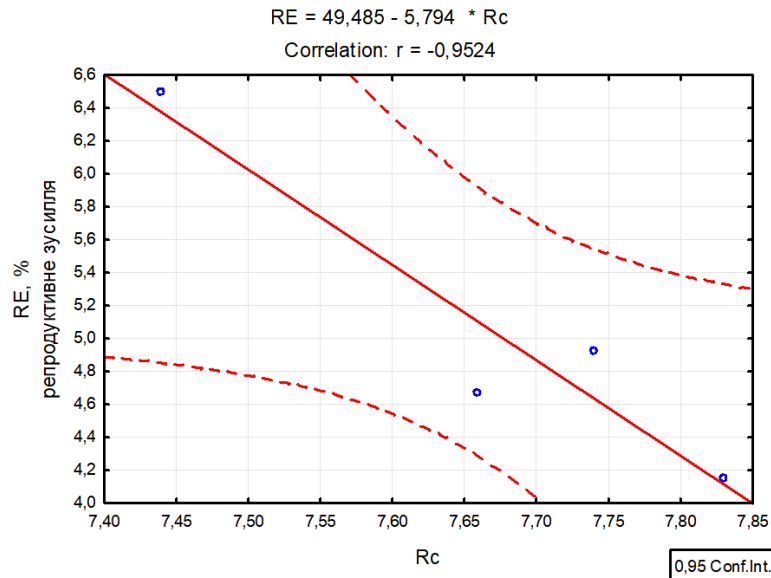


Рис. 5.19. Зміни репродуктивного зусилля залежно від бальних значень кислотності ґрунту (R_c) та кріорежиму (Cr)

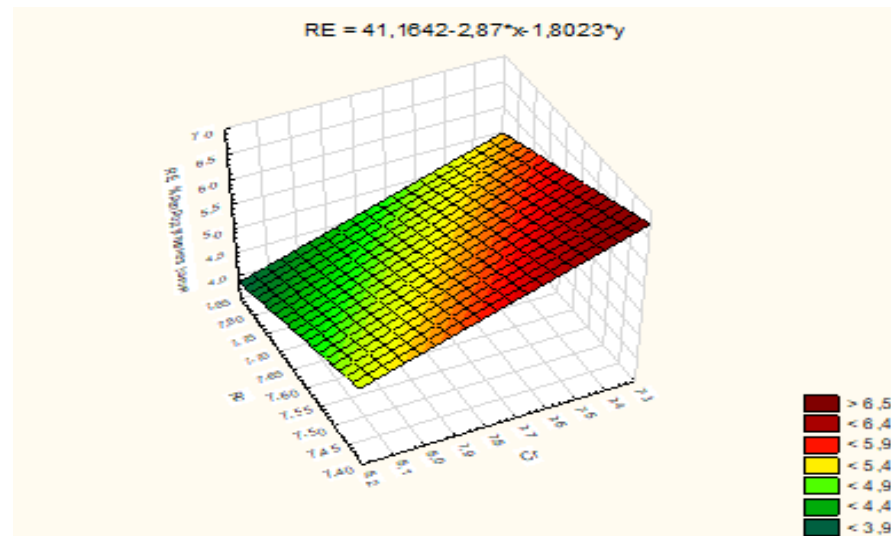


Рис. 5.20. Двовимірна модель зміни репродуктивного зусилля на тлі взаємодії кислотності ґрунту (R_c) та кріорежиму (Cr)

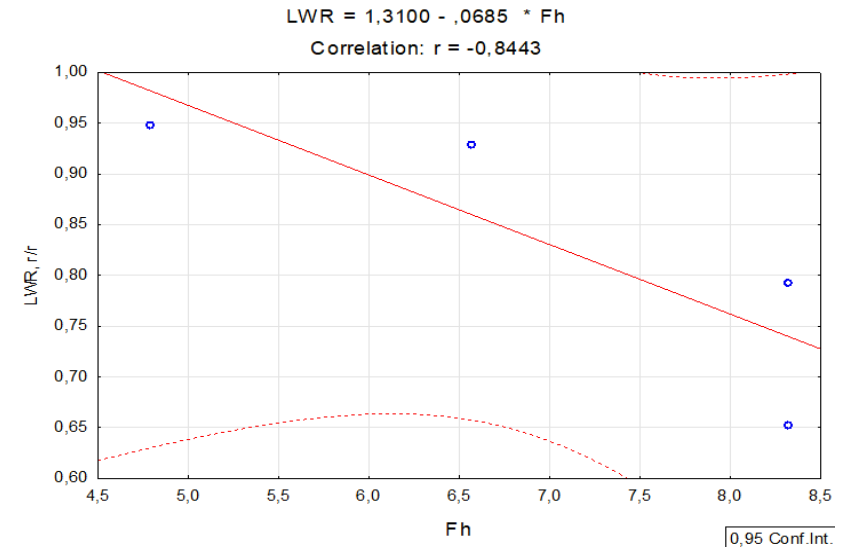
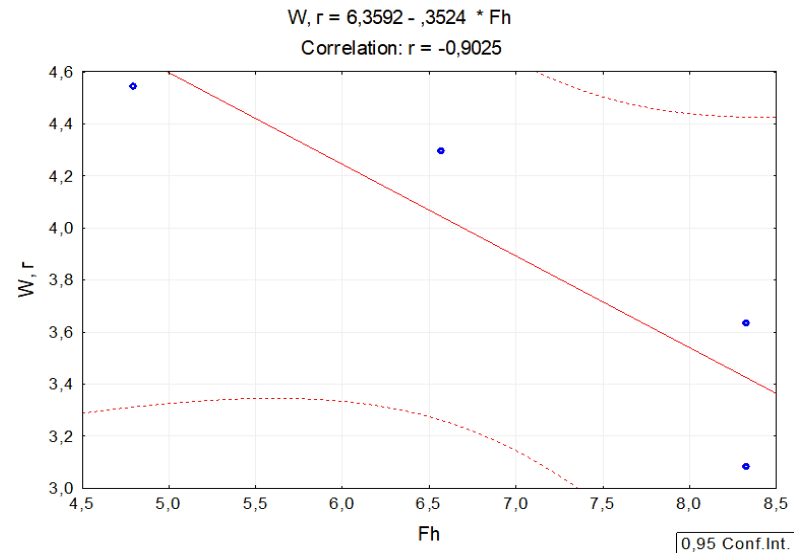


Рис. 5.21. Зміни фітомаси (W) та фотосинтетичного зусилля (LWR) залежно від змінності зволоження (Fh)

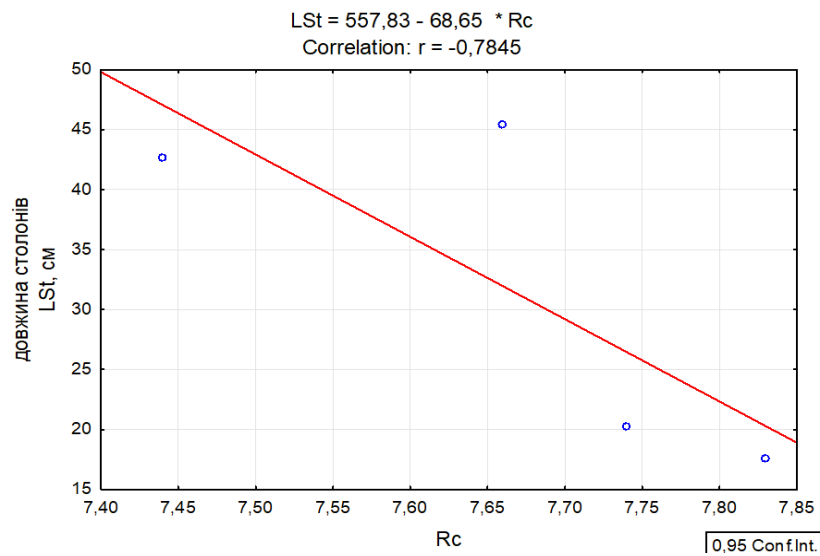


Рис. 5.22. Зміни довжини стонів (L_{St}) залежно від бальних значень чинника кислотності ґрунту (Rc)

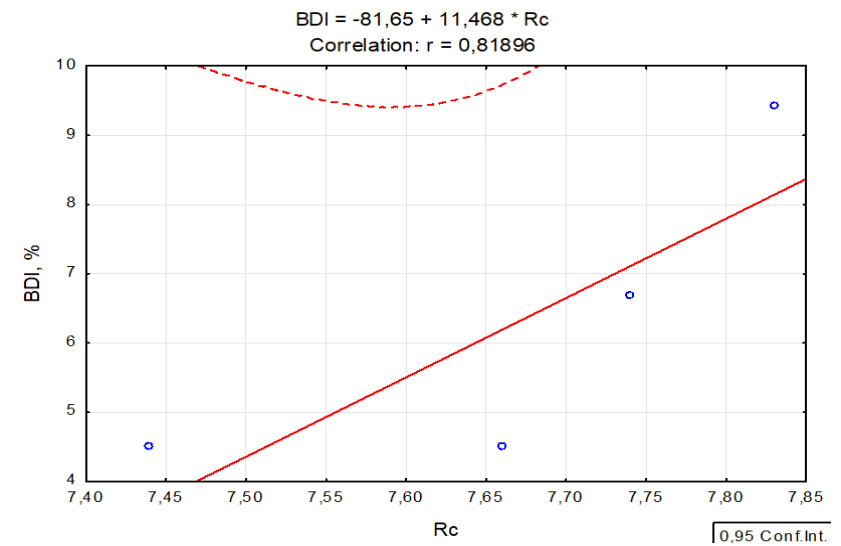


Рис. 5.23. Зміни BDI залежно від бальних значень чинника кислотності ґрунту (Rc)

Встановлено, що на значення L_F , крім уже охарактеризованих змінності зволоження та освітленості, суттєво впливають водний режим ґрунту ($r = 0,77$), вміст солей ($r = -0,71$) та карбонатів ($r = -0,70$). Репродуктивне зусилля, крім кріорежиму, істотно залежить від терморежиму території ($r = -0,93$), вмісту нітрогену в ґрунті ($r = -0,80$) та континентальності клімату ($r = -0,71$). Значення LAR і LWR , крім змінності зволоження, значною мірою визначаються континентальністю клімату ($r = -0,78$) та солоністю ґрунту ($r = -0,71$). Показники BDI , крім кислотності ґрунту, залежать від терморежиму ($r = 0,85$) та континентальності клімату ($r = 0,86$).

Значення морфопараметрів визначаються не лише абіотичними, а й ценотичними чинниками. Результати аналізу засвідчують, що *P. anserina* є чутливим до внутрішньовидової конкуренції, оскільки значення загальної фітомаси, довжини листка, маси та площі листків, LWR , LAR , LF , NF зменшуються ($r = 0,74–0,95$ за модулем) на тлі зростання проєктивного покриття цього виду. Величини цих же морфопараметрів зростають зі збільшенням висоти травостою ($r = 0,72–0,92$) (рис. 5.24).

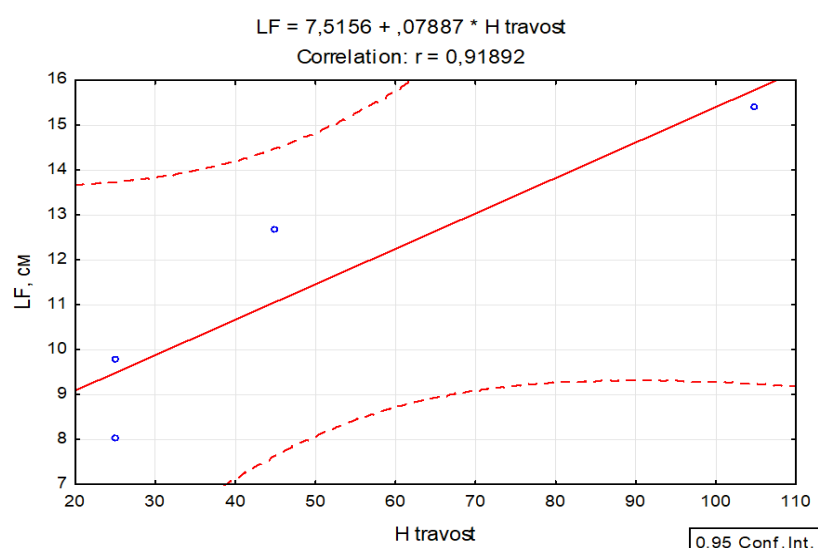


Рис. 5.24. Зміни у *Potentilla anserina* значень довжини квітконіжок залежно від висоти травостою

Окрім того, кількість листків у рослин *P. anserina* та BDI зменшуються (при $r=0,72-0,90$ (за модулем)) при зростанні загального проєктивного покриття ценозу. Показники ж фотосинтетичного зусилля (LAR), співвідношення між площею листової поверхні та фітомасою (LAR), L_F , W_F , навпаки, зростають (при $r=0,70-0,86$) зі збільшенням проєктивного покриття.

Висновки за розділом 5

Морфоструктурна організація популяцій *Potentilla reptans* та *P. anserina* формується взаємодією біоморфологічних особливостей видів, ценотичної структури травостою та характеру антропогенного впливу. Обидва види реалізують клональну стратегію через систему стolonів і раметів, однак відрізняються напрямками морфологічної пластичності, співвідношенням вертикальної й горизонтальної складових росту та ефективністю просторового освоєння середовища.

Морфотипові стратегії досліджуваних видів по-різному змінюються вздовж рекреаційно-сінокісного градієнта антропогенної трансформації лучних фітоценозів. У *P. reptans* найбільш повна реалізація морфоструктури пов'язана з угрупованнями, де зберігається лучний характер травостою й помірно послаблюється ценотична конкуренція; за надмірного рекреаційного і сінокісного впливу особини набувають компактнішого габітусу, зменшується їхня фітомаса й обмежується клональне розростання. *P. anserina* ефективніше використовує зниження висоти та зімкнутості травостою, формуючи розлогі особини з виразною стolonною складовою, що забезпечує швидке освоєння трансформованих ділянок.

Індекс розподілу біомаси (BDI) підтвердив свою інформативність для оцінки просторової організації особин і адаптивного стану популяцій вегетативно-рухливих видів, однак його екологічний зміст для досліджуваних видів виявився різним. У *P. reptans* підвищення BDI пов'язане з помірно трансформованими фітоценозами, де послаблення конкуренції сприяє

повнішій реалізації вегетативного розвитку й клонального розростання; зниження індексу за надмірного порушення відображає пригнічення морфоструктурної реалізації особин. У *P. anserina* максимальні значення BDI відповідають компактнішій морфоструктурі за відносно коротких столонів, тоді як зниження індексу може свідчити не про погіршення стану популяцій, а про перехід до розлогого морфотипу з подовженням столонів і посиленням горизонтального освоєння трансформованих екотопів.

Порівняння взаємозв'язків морфопараметрів з екологічними чинниками засвідчило видоспецифічність морфоіндикаційних ознак. У *P. reptans* найбільш показовими є параметри листового апарату, співвідношення асиміляційної поверхні й фітомаси та особливості просторового розростання; їхні зміни насамперед пов'язані зі змінністю зволоження, сольовим режимом ґрунту, терморежимом і континентальністю клімату. У *P. anserina* індикаторне значення мають ознаки, які характеризують перебудову листового апарату, столоноутворення та репродуктивної сфери й відображають реакцію виду на освітленість, кріорежим і кислотність ґрунту.

Морфоструктурні характеристики модельних видів є інформативними показниками стану лучних ценозів і ступеня їхньої антропогенної трансформації. Виявлені закономірності створюють основу для використання популяційно-морфологічних показників у моніторингу, прогнозуванні змін рослинного покриву та обґрунтуванні диференційованих підходів до раціонального природокористування лучними й прибережними екосистемами.

РОЗДІЛ 6

ОНТОГЕНЕТИЧНА ТА ВІТАЛІТЕТНА СТРУКТУРА ПОПУЛЯЦІЙ МОДЕЛЬНИХ ВИДІВ

6.1. Онтогенетична структура популяцій *Potentilla reptans* L. і *Potentilla anserina* L.

Онтогенетичну структуру популяцій досліджуваних видів аналізували з урахуванням загальноприйнятої періодизації онтогенезу багаторічних трав'янистих рослин, яка передбачає виділення латентного періоду: насінина (*se*); догенеративного періоду: проростки (*p*), ювенільні (*j*), іматурні (*im*) та віргінільні (*v*) особини; генеративного періоду: молоді (*g₁*), зрілі (*g₂*) і старіючі (*g₃*) генеративні особини, а також постгенеративного періоду: субсенільні (*ss*) і сенільні (*s*) особини, а також з урахування видоспецифічних особливостей протікання онтогенезу досліджуваних модельних видів.

Характеристику онтогенетичних станів досліджуваних видів наведено за літературними даними з урахуванням власних уточнень щодо особливостей їх прояву за умов досліджуваних лучних і прибережно-лучних фітоценозів. У польовому обліку визначали саме онтогенетичні стани особин, тоді як фази морфогенезу не були самостійним об'єктом аналізу. Їх враховували як морфоструктурні ознаки, що допомагають інтерпретувати й розмежовувати окремі онтогенетичні стани, оскільки формування кореневища, скелетних пагонів, столонів або ознаки вегетативного розпаду є діагностично важливими для оцінки проходження онтогенезу. На основі співвідношення особин різних станів будували онтогенетичні спектри популяцій та визначали основні онтогенетичні індекси, які використовували для порівняння їхньої структури за різних еколого-ценотичних та антропогенних умов.

6.1.1. *P. reptans*. Онтогенетичні стани та морфогенез. Вид належить до літньозимовозелених багаторічних трав'янистих рослин із моноподіально-розетковою організацією пагонової системи. Загальна тривалість онтогенезу в

літературних джерелах [71] не подається як фіксована величина: для особин насіннєвого походження догенеративний період триває близько 2–3 років, сформована пагоново-коренева система може зберігати життєздатні сплячі бруньки до 12–15 років, тоді як для особин вегетативного походження достовірно вказано тривалість функціонування окремих скелетних вегетативних пагонів – близько 4–5 років. Отже, тривалість існування особини (клонального фрагмента) залежить від походження, партикуляції та умов місцезростання.

Латентний стан і проростки (*p*). Латентний стан представлений насінниною; плід – збірний, багатогорішок (рис. 6.1, А); окремі горішки дрібні, близько 1,3–1,6 мм. Насіннєве відновлення *P. reptans* має другорядну, але важливу роль у підтриманні чисельності популяцій, особливо за умов заплавних лук. За наявними результатами досліджень [151] на заплавних луках Верхнього Рейну *P. reptans* характеризувався дрібним насінням із масою близько 0,31 мг і здатністю формувати довговічний ґрунтовий банк насіння. Для насіння був властивий досить тривалий фізіологічний спокій та стратифікація низькими температурами, а для проростання воно потребувало теплої вологої погоди. Таким чином, поява проростків у природних умовах залежить не лише від інтенсивності репродукції генеративних особин, а й від поєднання сезонного температурного режиму, достатнього зволоження та відкритого простору, придатного для закріплення молодих особин.

У межах досліджуваних фітоценозів проростки (*p*) з'являлися наприкінці травня – на початку червня. Вони вирізнялися наявністю сім'ядолей і первинного головного кореня. На цій стадії рослина мала одну точку росту та стрижневу кореневу систему.

Догенеративні особини (*j*, *it*, *v*). Ювенільні особини (*j*) відрізнялись від проростків відмиранням сім'ядолей, збільшенням парціального куща, утворенням п'ятичленних пальчастоскладних листків та початком перебудови підземних органів: поряд із головним коренем формувались додаткові корені, починало формуватись коротке кореневище епіогенного походження

(рис. 6.1, Б). Іматурні особини (*im*) мали більші за розміром листки, більш розвинену підземну частину й пазушні бруньки, але ще залишались моноцентричними й вегетативно нерухливими. Віргінільний стан (*v*) є завершальним у догенеративному періоді: рослина зберігала притаманну попереднім етапам підземну частину і вже формувала скелетні пагони першого порядку й переходила до видотипової просторової організації без утворення генеративних органів (рис 6.1, В). Такі особини беруть участь у вегетативному розмноженні. За літературними даними для особин насіннєвого походження увесь догенеративний період зазвичай триває 2–3 роки [71].

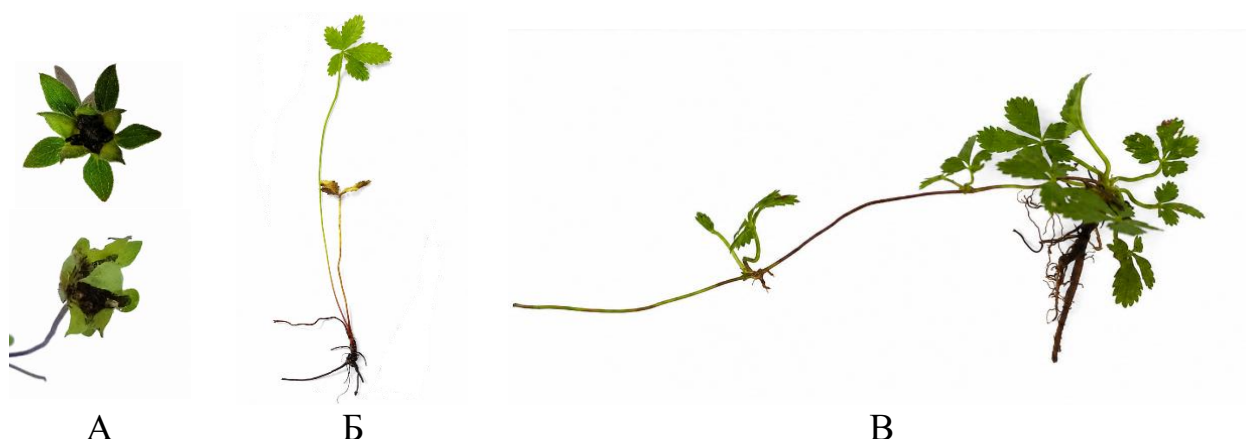


Рис. 6.1. Морфофункціональна організація на різних етапах онтогенезу особин¹¹ *Potentilla reptans*: багатогорішок, сформований із численних дрібних горішків; догенеративні стани

Екологічні особливості ранніх і догенеративних станів. Успішність насіннєвого відновлення популяцій *P. reptans* L. залежить від умов середовища, зокрема, для виду відмічено: чутливість до освітлення, положення насіння на поверхні субстрату, водного режиму та сольового режиму ґрунту – за нестачі зволоження та підвищення вмісту солей схожість насіння знижується [162]. Отже, поява проростків і проходження ранніх стадій найбільш ймовірні на достатньо освітлених ділянках із достатнім зволоженням

¹¹ Тут і далі в розділі: ілюстрації підготовлено на основі авторських фотографій; фон видалено засобами цифрового редагування без зміни морфологічних ознак рослин, співвідношення масштабів при відображенні окремих онтогенетичних станів не дотримано

в період травня – червня. В межах дослідних ділянок нами були відмічені проростки в Популяції II (за умов випадкових сінокосінь) та в Популяції III (за умов помірної рекреації та регулярного сінокосіння).

Генеративні особини (g_1 , g_2 , g_3). Належність до генеративних стадій визначають за наявністю репродуктивних структур – генеративних бруньок, квіток або плодів. В нашому дослідженні саме генеративні особини були вихідним матеріалом для морфометричного й віталітетного аналізу, оскільки в них одночасно можна оцінити вегетативні й генеративні параметри та їх співвідношення, а також просторові характеристики, які набувають максимального розвитку саме в ці періоди. Молоді генеративні особини (g_1) характеризуються наявністю скелетних пагонів лише першого порядку (рис. 6.2, А). Зрілі генеративні особини (g_2) формують систему скелетних пагонів різних порядків, кореневу систему із додаткових коренів, вертикально орієнтоване кореневище й добре виражені столони. Саме цей стан найбільш повно відображає морфофункціональний потенціал виду (рис. 6.2. Б). Старіючі генеративні особини (g_3) ще зберігають генеративну функцію, але характеризуються зменшенням інтенсивності столоноутворення та посиленням процесів вегетативного розпаду (рис. 6.2, В). Слід відзначити, що ступінь вираженості певних ознак залежить від умов зростання.

Екологічні особливості генеративного періоду. Формування генеративних особин залежить від освітлення, ценотичної конкуренції та ресурсної неоднорідності субстрату. Експериментально показано, що кількість і спектральна якість світла впливають на ріст, морфологію й розвиток столононосних видів *Potentilla*, зокрема *P. reptans* [165]. За нерівномірного розподілу поживних речовин у ґрунті вид виявляє здатність до вибіркового посилення розвитку коренів у ресурсно багатших мікроділянках субстрату (*root foraging*). Тобто, стратегія боротьби за ресурси властива не лише надземним органам (як було показано в розділі 5), а й підземній частині. Така реакція підвищує ефективність використання локально доступних елементів живлення й може мати важливе значення за умов конкуренції в травостої [217].



Рис. 6.2. Морфофункціональна організація на різних етапах онтогенезу особин *Potentilla reptans*: генеративні стани

Постгенеративні особини (ss, s). Постгенеративний період пов'язаний із припиненням або різким послабленням генеративної функції, завершенням активного столоноутворення та поступовим вегетативним розпадом. Субсенільні насінневого походження, або старі вегетативні, особини (ss) мають ослаблену пагонову систему, короткі столони; генеративні структури не формуються або різко редуковані. Сенільні особини (s) утворюються внаслідок розпаду на окремі фрагменти кореневищ, вони відрізняються дрібнішими листками (рис. 6.3). Постгенеративні стани описані для виду, однак їх не слід розглядати як обов'язковий фінал розвитку кожного клонального фрагмента, оскільки частина особин може випадати з популяції раніше під впливом еколого-ценотичних умов [71].

Екологічні особливості постгенеративного періоду. Спеціальних кількісних даних щодо впливу окремих екологічних чинників саме на ss і s у доступних джерелах недостатньо. Загалом, перехід до постгенеративних



Рис. 6.3. Морфофункціональна організація на різних етапах онтогенезу особин *Potentilla reptans*: постгенеративні стани

станів пов'язаний із послабленням пагоново-кореневої системи, втратою генеративної функції та зниженням здатності до активного просторового розростання. Для популяційного аналізу ці стани важливі як показники старіння та поступового згасання функціональної активності особин.

Важливою особливістю виду є різна тривалість розвитку особин насіннєвого й вегетативного походження: у насіннєвих особин догенеративний період триває близько 2–3 років, а сформована на його основі багаторічна пагоново-коренева система має значний запас сплячих бруньок, здатних зберігати життєздатність до 12–15 років. Особини вегетативного походження швидше переходять до наступних фаз розвитку, але мають коротший цикл функціонування окремих скелетних пагонів – близько 4–5 років [71].

6.1.2. *P. anserina*. Онтогенетичні стани та морфогенез. Вид належить до малолітніх трав'янистих багаторічників із моноподіально-розетковою організацією пагонової системи та вираженою вегетативною рухливістю. Зважаючи на це, повний онтогенез виду складається із сукупності стадій онтогенезу особин насіннєвого походження та їхніх вегетативних нащадків.

Для виду характерна значна поліваріантність онтогенезу, зумовлена походженням особин і умовами: у різних екотипів повний онтогенез може скорочуватися приблизно до 2–3 років або тривати близько 3–4 років, тоді як інші дослідження [139, 176] показують, що особини насіннєвого походження

можуть залишатися у догенеративному стані значно довше – щонайменше кілька років, а до формування квіток або столонів переходити приблизно через 5 років. Водночас дочірні рамети вегетативного походження здатні швидше включатися у генеративний і столононосний розвиток, іноді вже наступного року після вкорінення. Окрім столонного розростання, для виду описано появу особин кореневідприскового походження, що розширює спектр шляхів вегетативного відновлення популяцій, сприяє їх омолодженню і підсилює поліваріантність онтогенезу.

Латентний стан і проростки (*se, p*). Латентний стан представлений насінниною, що формується в однонасінному горішку. Насіннєве відновлення в природних популяціях має обмежене значення порівняно з вегетативним. За літературними даними [183] для виду характерна несумісність власного пилку: самозапилення не забезпечує нормального формування плодів, тоді як перехресне запилення між різними рослинами дає життєздатне насіння. Проросток (*p*) має дві черешкові сім'ядолі овальної форми, первинний стрижневий корінь і перші листки ювенільного типу неоднорідні за морфологічною будовою. Тривалість 2–3 місяці.

Догенеративні особини (*j, im, v*). Ювенільні особини (*j*) відрізняються від проростків відмиранням сім'ядолей, наявністю ювенільних і перших дорослих листків, довжина яких вдвічі перевищує ширину, а довжина черешка приблизно така ж, як довжина листкової пластинки. У складі кореневої системи поряд із головним коренем формується кілька додаткових коренів (рис. 6.4, А). В іматурному стані (*im*) ювенільні листки зникають, збільшується кількість і розмір дорослих листків (3–4). Починається формування епіогенного кореневища. В цьому стані особини зазвичай завершують перший вегетаційний сезон (рис. 6.4, Б). На другий вегетаційний сезон утворюються віргінільні особини (*v*), які вже мають сформований дорослий тип листків і розвинену розеткову структуру та починають формувати перший моноподіально-розетковий пагін (6.4, В).



Рис. 6.4. Морфофункціональна організація на різних етапах онтогенезу особин *Potentilla anserina*: догенеративні стани

Екологічні особливості ранніх і догенеративних станів. Проходження ранніх онтогенетичних станів *P. anserina* пов'язане з походженням особин. Зокрема, в літературі відзначалось, що особини насінневого походження розвиваються повільніше й можуть довше залишатися в догенеративному стані, тоді як дочірні розетки вегетативного походження швидше переходять до активного росту та наступних фаз онтогенезу [136, 176]. Також темпи розвитку особин залежать насамперед від умов зволоження. За результатами онтоморфологічних досліджень, у більш зволжених умовах розвиток ранніх вікових станів відбувається швидше, тоді як у мезофітних або сухіших екотопах особини довше затримувалися на іматурному чи віргінільному етапі. В межах досліджуваних фітоценозів нами відмічалась наявність проростків лише в Популяції II (за умов помірної рекреації та сінокосіння) та в Популяції IV (трансформований узбічний фітоценоз).

Генеративні особини (g_1 , g_2 , g_3). Генеративний період визначають за появою квітконосів з квітками або плодами, а розмежування молодих, зрілих і

старіючих генеративних особин ґрунтується на ступені розвитку листкової розетки, столонів, дочірніх розеток і особливостях підземних органів.

Молоді генеративні особини (g_1) мають сформовану розетку дорослого типу, утворюють перші генеративні структури й зазвичай мають 1–2 столони з дочірніми розетками; генеративна активність ще обмежена, а серед дочірніх розеток квітучою може бути лише частина (рис. 6.5, А). За літературними даними [72] тривалість цього періоду близько 1–2 місяців. Загалом, від особин попереднього вікового стану вони відрізняються лише наявністю квіток. У зрілих генеративних особин (g_2) (на 3-й рік життя) морфоструктури досягають найбільшого розвитку: збільшується кількість і розмір листків, формуються довгі столони з кількома міжвузлями, у вузлах розвиваються листки, квітки та життєздатні дочірні розетки (рис. 6.5, Б).



Рис. 6.5. Морфофункціональна організація на різних етапах онтогенезу особин *Potentilla anserina*: генеративні стани

Відмінність від молодих генеративних – припинення росту головного кореня і пов’язаної з ним верхньої частини кореневища та формування мичкуватої кореневої системи. Столони в цей період мають різну функцію залежно від періоду утворення: весняно-літні є змішаними і забезпечують як вегетативне,

так і генеративне розмноження, а осінні – спеціалізовані або для вегетативного розмноження, або для генеративного [138]. У *P. anserina* існує здатність до омолодження вегетативних нащадків на одну-три стадії, яке тим більше виявляється, чим далі від материнської особини опиняється парціальний кущ [72]. Цим можна пояснити велику частку в Популяції III особин віргінільного стану якраз за тих умов, коли утворення вегетативних стolonів стимулюється найбільше – надмірна рекреація та ризик руйнування стolonів.

Старіючі генеративні особини (*g*₃) (4-й рік життя) цвітуть рідко, характеризуються зменшенням розмірів листків, скороченням кількості й довжини стolonів, слабшим утворенням дочірніх розеток і їх нежиттєздатністю, деструкцією підземних частин та в цілому переважанням процесів руйнування над новоутворенням.

Екологічні особливості генеративного періоду. Реалізація генеративного розвитку у *P. anserina* тісно пов'язана з освітленістю, зволоженням і станом травостою: вид погано витримує затінення, тому зниження висоти травостою внаслідок скошування, випасання або локального порушення може сприяти цвітінню та стolonоутворенню, якщо зберігається достатнє зволоження [176]. За літературними даними, особини насіннєвого походження переходять до формування квіток або стolonів значно пізніше, тоді як дочірні розетки вегетативного походження можуть включатися в генеративний і стolonоносний розвиток уже наступного року після вкорінення [135]. За різних умов зволоження змінюється співвідношення між генеративною та вегетативною сферами – у більш вологих місцезростаннях посилюється формування стolonів і дочірніх розеток, тоді як за менш сприятливого водного режиму генеративно-вегетативна активність знижується.

Окремо слід відзначити, що за умов пошкодження або пригнічення надземної частини, зокрема при скошуванні, витоптуванні чи тривалому перезволоженні, у рослин можливе формування кореневих паростків. Це розширює спектр можливих шляхів вегетативного відновлення *P. anserina* і сприяє підтриманню популяції за умов нестабільного або порушеного

середовища [137].

Постгенеративні особини (ss, s). Постгенеративний період у *P. anserina* виражений слабо і в популяціях фіксується не завжди, оскільки більша частина особин може відмирати вже в старому генеративного стану. Субсенільні особини (ss) характеризуються різким послабленням або припиненням генеративної функції, зменшенням розмірів листків, скороченням столоноутворення та спрощенням пагоново-кореневої системи. У сенільному стані (s) листки стають дрібнішими й менш диференційованими, а залишки пагонової системи поступово відмирають. Тому для виду постгенеративні стани мають переважно діагностичне значення як ознака завершення індивідуального розвитку, але не завжди добре представлені в онтогенетичних спектрах популяцій. Це підтверджується нашими дослідженнями, зокрема, особини постгенеративних станів були відмічені лише в узбічному фітоценозі.

З метою порівняння фактичних онтогенетичних спектрів досліджуваних популяцій було побудовано теоретичні (базові) моделі очікуваного розподілу онтогенетичних станів (табл. 6.1). Їх сформовано за результатами узагальнення вищенаведених даних щодо індивідуальних особливостей проходження онтогенезу кожного виду, морфологічних ознак окремих вікових станів, орієнтовної тривалості догенеративного, генеративного й постгенеративного періодів, а також з урахуванням власних польових спостережень за станом автономних клональних фрагментів у лучних та прибережних фітоценозах регіону досліджень. Для *P. reptans* побудовано одну узагальнену модель, оскільки наявні літературні дані дозволяють врахувати певні відмінності у розвитку особин насіннєвого й вегетативного походження, але не містять конкретної інформації щодо чіткої різниці у тривалості онтогенезу різними за походження особинами. Для *P. anserina* подано дві моделі: для особин насіннєвого походження та для вегетативного походження, оскільки для цього виду різниця у темпах проходження ранніх і генеративних станів виражена набагато істотніше. Постгенеративні стани *P. anserina* у моделі об'єднано в

групу ss-s, що відповідає їхній слабшій морфологічній диференціації та нерегулярній представленості у популяціях. Модельні значення не є фактичними результатами польового обліку, їх використано як допоміжний орієнтир для порівняння з реальними онтогенетичними спектрами популяцій.

Таблиця 6.1

**Теоретичні (базові) моделі онтогенетичного спектра нормальних
ценопопуляцій досліджуваних видів, %**

Теоретична модель, позначення	<i>p</i>	<i>j</i>	<i>im</i>	<i>v</i>	<i>g</i> ₁	<i>g</i> ₂	<i>g</i> ₃	<i>ss</i>	<i>s</i>
<i>Potentilla reptans</i>									
Модель загальна (Мод.)	2,37	7,62	10,14	14,83	15,26	24,71	15,08	6,94	3,05
<i>Potentilla anserina</i>									
Модель для особин насіннєвого походження (Мод. нас.)	3,42	12,18	17,36	21,84	17,23	13,76	9,12	5,09	
Модель для особин вегетативного походження (Мод. вег.)	0,00	2,86	8,14	17,73	24,28	19,64	18,21	9,14	

Примітка. Модельні значення не є фактичними результатами польового обліку; їх використано як допоміжний орієнтир для порівняння з реальними онтогенетичними спектрами популяцій.

У цілому, аналіз онтогенезу досліджуваних видів показав, що за подібної столононосної розеткової біоморфи *Potentilla reptans* і *P. anserina* відрізняються характером проходження етапів онтогенезу. Для *P. reptans* чіткіше простежується повний онтогенетичний ряд із вираженими генеративними та постгенеративними станами. У *P. anserina* онтогенез більш поліваріантний: частина автономних клональних фрагментів може швидко переходити і довго підтримувати процес вегетативного розмноження або випадати з травостою, так і не формуючи тривалої генеративної фази. А

постгенеративні етапи зазвичай мало представлені. Це зумовлює тенденцію до оновлення популяційної структури за рахунок дочірніх розеток, а за окремих умов порушення чи перезволоження – також кореневих паростків. Така особливість узгоджується з більш вираженою експлерентною життєвою стратегією *P. anserina*.

6.1.3. *P. reptans*. Онтогенетична структура популяцій. Онтогенетичні спектри популяцій цього виду відображають закономірну перебудову їхньої структури уздовж еколого-ценотичного та антропогенного градієнта: від нормальних, але перехідних за інтегральними онтогенетичними індексами популяцій у менш трансформованих фітоценозах до інвазійних молодих популяцій за посилення антропогенного впливу. Водночас ці зміни не є односпрямованим «омолодженням» спектра, оскільки за різних умов реалізуються різні варіанти онтогенетичної стратегії: генеративне підтримання за слабого відновлення, посилення догенеративної частини спектра, активізація насіннєвого поновлення або накопичення віргінільних автономних клональних фрагментів на фоні антропогенного стресу. Така структура свідчить про високу пластичність *P. reptans* і здатність виду змінювати співвідношення догенеративних, генеративних і постгенеративних груп залежно від стану травостою, рівня рекреаційного навантаження та режиму сінокосіння. Розподіл автономних клональних фрагментів за онтогенетичними станами наведено в таблиці 6.2, інтегральні онтогенетичні індекси – у таблиці 6.3. Візуалізацію фактичних онтогенетичних спектрів популяцій I–IV та їх порівняння з теоретичною (базовою) моделлю онтогенетичного спектра нормальної ценопопуляції цього виду подано на рисунку 6.6. Позначення популяцій та характеристика місцезростань відповідають таблиці 5.1.

Популяція I. Болотиста злаково-осокова лука; рекреаційний вплив мінімальний, локальний; без сінокосіння. Для цього фітоценозу характерні високий щільний травостій, добре виражена вертикальна структура, обмежена освітленість нижнього ярусу та значна конкуренція з боку ценозутворювачів.

Онтогенетичний спектр популяції є неповночленим через відсутність

Таблиця 6.2

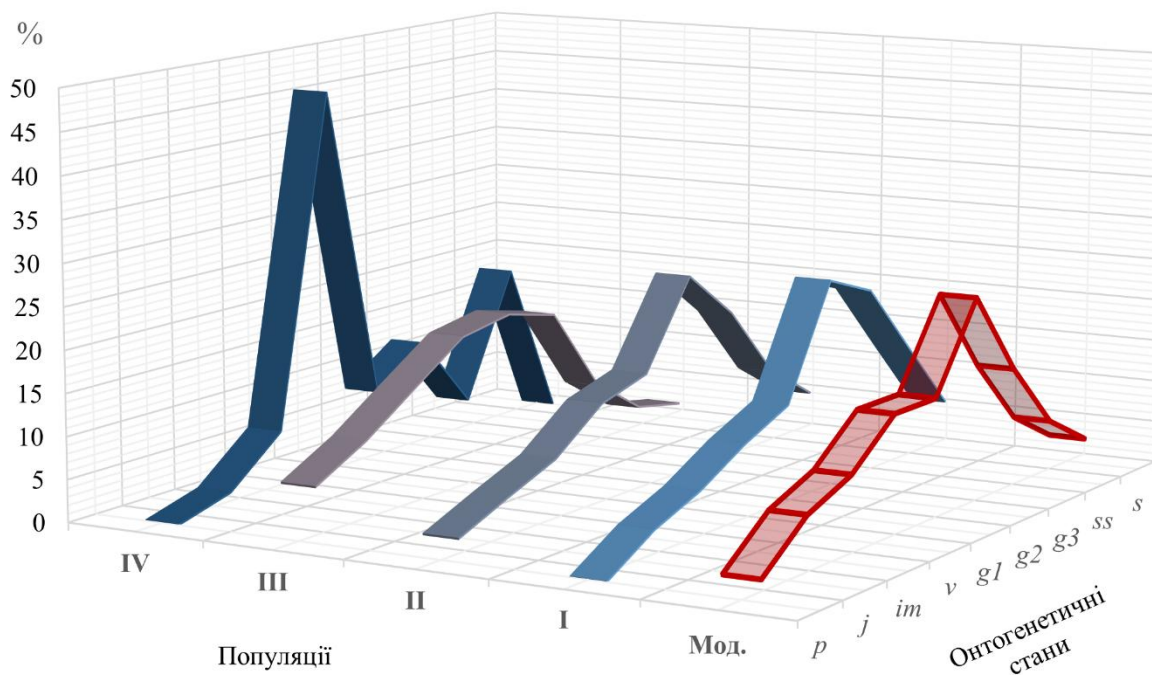
Розподіл особин за онтогенетичними станами в досліджуваних популяціях *Potentilla reptans* L.

Попул.	Тип угруповання	Онтогенетичні групи, %									Категорія популяції
		<i>p</i>	<i>j</i>	<i>im</i>	<i>v</i>	<i>g1</i>	<i>g2</i>	<i>g3</i>	<i>ss</i>	<i>s</i>	
I	<i>Carex acuta</i> L. – <i>Festuca pratensis</i> Huds. + <i>Angelica sylvestris</i> L.	0,00	3,72	6,18	9,64	12,36	25,41	22,73	14,18	5,78	Нормальна
II	<i>Poa pratensis</i> L. + <i>Festuca pratensis</i> Huds. – <i>Galium mollugo</i> L.	2,64	5,31	7,82	12,46	14,27	24,36	18,42	9,63	5,09	Нормальна
III	<i>Festuca pratensis</i> Huds. + <i>Centaurea jacea</i> L. – <i>Potentilla anserina</i> L. + <i>Potentilla reptans</i> L.	6,43	9,87	14,29	18,62	19,74	18,11	7,84	3,21	1,89	Інвазійна
IV	<i>Poa annua</i> L. – <i>Potentilla anserina</i> L. + <i>Potentilla reptans</i> L.	0,00	1,86	7,24	46,37	8,58	12,92	4,06	18,97	0,00	Інвазійна

Таблиця 6.3

Онтогенетичні індекси досліджуваних популяцій *Potentilla reptans* L.

Попул	Тип угруповання	Інтегральні онтогенетичні індекси [51]				Ідекс віковості, Δ	Індекс ефективності, ω	Категорія популяції (Δ / ω)
		$I_{\text{відновл.}}$	$I_{\text{стар.}}$	$I_{\text{генер.}}$	$I_{\text{віков.}}$			
I	<i>Carex acuta</i> L. – <i>Festuca pratensis</i> Huds. + <i>Angelica sylvestris</i> L.	19,54	42,69	60,50	2,18	0,52	0,65	Перехідна
II	<i>Poa pratensis</i> L. + <i>Festuca pratensis</i> Huds. – <i>Galium mollugo</i> L.	28,23	33,14	57,05	1,17	0,45	0,62	Перехідна
III	<i>Festuca pratensis</i> Huds. + <i>Centaurea jacea</i> L. – <i>Potentilla anserina</i> L. + <i>Potentilla reptans</i> L.	49,21	12,94	45,69	0,26	0,28	0,52	Молода
IV	<i>Poa annua</i> L. – <i>Potentilla anserina</i> L. + <i>Potentilla reptans</i> L.	55,47	23,03	25,56	0,42	0,34	0,51	Молода



I, II, III, IV – позначення популяцій відповідно до табл. 5.1; **Мод.** – теоретична (базова) модель онтогенетичного спектра для нормальної ценопопуляції відповідно до табл. 6.1

Рис. 6.6. Онтогенетичні спектри популяцій *Potentilla reptans* L.

проростків. Максимальна частка рослин припадає на середньогенеративний стан (g_2), водночас значною є участь рослин старих генеративних (g_3) та постгенеративних станів (ss і s). За співвідношенням основних онтогенетичних груп, популяція належить до *нормальних*, однак за формою спектра вона не є збалансованою: порівняно з теоретичною моделлю (табл. 6.1) у ній різко знижена частка догенеративної групи й посилена старіюча компонента. Це свідчить про ще генеративне утримання популяції за слабого відновлення та вираженої тенденції до старіння.

Значення узагальнюючих онтогенетичних Індексів підтверджують цю інтерпретацію. $I_{\text{відновл}}$ становить лише 19,54 %, тоді як $I_{\text{стар}}$ досягає 42,69 %, а $I_{\text{віков}} = 2,18$, що підтверджує більш ніж двократне переважання старіючої частини спектра над молодістю. $I_{\text{генер}}$ (60,50 %) відображає добре сформоване генеративне ядро, проте значення $\Delta = 0,522$ та $\omega = 0,654$ відносять популяцію до перехідних за співвідношенням віковості й ефективності. Отже,

функціональна активність популяції, ймовірно, підтримується генеративними фракціями, але її онтогенетична структура вже зміщена до більш пізніх станів. Така структура узгоджується з біоморфологією та особливостями морфогенезу *P. reptans* [71]. У щільному злаково-осоковому травостої природної болотистої луки початкові етапи онтогенезу, пов'язані із укоріненням проростків чи молодих вегетативних раметів, вірогідно, обмежені конкуренцією та затіненням, можливо – надмірним зволоженням, тому самопідтримання і стабільність популяції реалізується переважно через збереження вже сформованих генеративних і старіючих автономних клональних фрагментів, а не через активне оновлення.

Популяція II. *Справжня злаково-різнотравна лука; рекреаційний вплив мінімальний; сінокосіння випадкове.* Такі умови сприяють зменшенню конкуренції з боку верхнього ярусу та забезпечують кращу освітленість нижнього.

Онтогенетичний спектр повночленний. За співвідношенням основних онтогенетичних груп популяція належить до *нормальних*. Найбільшу частку становлять особини g_2 за значної участі g_3 , що зумовлює помірне зміщення у бік пізніх генеративних станів. Водночас, на відміну від Популяції I тут зберігається весь початковий ряд догенеративних станів, включно з проростками, що вказує на послідовне самовідновлення. Порівняно з теоретичною моделлю, спектр Популяції II є найближчим до неї: зберігається максимум середніх генеративних особин, наявні всі вікові стани, а частка догенеративної групи вища, ніж у Популяції I. Це підтверджують індекси: $I_{\text{відновл}}$ (28,23 %), $I_{\text{генер}}$ (57,05 %), $I_{\text{стар}}$ (33,14 %), а $I_{\text{віков}}$ дорівнює 1,17. Отже, старіюча частина спектра лише помірно перевищує молоду, на відміну від попередньої популяції, де ця відмінність була значно більшою.

За співвідношенням Δ/ω (0,62) популяція належить до перехідних, що узгоджується з її спектральною структурою: вона вже має сформоване генеративне ядро, але не досягає рівня зрілої ефективної популяції. Провідним процесом тут є генеративне утримання за помірного оновлення. Наявність

проростків і всіх догенеративних станів свідчить, що початкові етапи онтогенезу реалізуються, однак вони не визначають загальний вигляд спектра.

Популяція III. *Справжня різнотравно-злакова лука; рекреаційний вплив на верхній межі середнього рівня; сінокосіння регулярне.* Онтогенетичний спектр популяції є повночленим. За співвідношенням основних онтогенетичних груп дещо переважають догенеративні особини, тому популяція належить до *інвазійних*. Водночас різниця між догенеративною та генеративною частинами спектра невелика, а генеративна група залишається добре представленою. Тому в цьому випадку інвазійність не слід трактувати як початкове заселення ділянки: імовірніше, вона відображає активізацію вегетативного розмноження як закріплення в фітоценозі на тлі збереження функціонально сформованого генеративного ядра.

Порівняно з теоретичною моделлю для *P. reptans*, спектр популяції III є лівобічний: зростає частка p , j , im і v , тоді як старі генеративні та постгенеративні стани представлені менше. Максимум припадає на молоді генеративні особини, близькі значення мають також віргінільні та середні генеративні, що свідчить про переважання процесів оновлення та переходу молодих груп у генеративний стан. Це підтверджують індекси: $I_{відновл}$ становить 49,21 %, $I_{генер} = 45,69$ %, тоді як $I_{стар} = 12,94$ %, а $I_{віков}$ становить лише 0,26 %. За $\Delta = 0,279$ і $\omega = 0,528$ популяція належить до *молодих*, що узгоджується з її лівобічним спектром.

Така структура є ценотично обумовленою і відповідає умовам помірної трансформації травостою. Рекреаційний вплив і сінокосіння знижують щільність та висоту рослинного покриву, але ще не спричиняють різкої деградації угруповання. Для вегетативно-рухливого виду це створює умови, за яких послаблення конкуренції в нижньому ярусі може стимулювати формування молодих автономних фрагментів клону і водночас не обмежувати генеративний розвиток. Однак у цьому випадку омолодження популяції підтримується не лише чисельним зростанням догенеративних станів, а й високими морфометричними показниками генеративних особин (табл. 5.2).

Популяція IV. *Деградована мезофітна злаково-різнотравна лука; рекреаційний вплив високий/надмірний; сінокосіння безсистемне.* Онтогенетичний спектр популяції неповночленний: відсутні проростки та сенільні особини. Основний максимум припадає на віргінільний стан, частка якого становить майже половину спектра, тоді як генеративна група різко знижена. Така популяція належить до *інвазійних*, оскільки переважають догенеративні автономні клональні фрагменти. Проте характер цього спектра не відповідає простому початковому заселенню ділянки: поряд із високою часткою віргінільних особин виявляється значна участь субсенільних, що формує бімодальну структуру спектра з поєднанням молодих вегетативних і старіючих груп.

Порівняно з теоретичною моделлю, у цій популяції різко посилена догенеративна складова, але не формується повноцінний ряд початкових станів: проростки відсутні, а частка ювенільних та іматурних залишається невеликою. Водночас генеративний блок значно слабший, ніж у модельному спектрі. Це вказує не на стабільне омолодження популяції, а на переважання вегетативного відновлення за умов порушеного травостою.

Індекси І.М. Коваленка підтверджують цю закономірність: $I_{\text{відновл}}$ досягає 55,47 %, але формується переважно за рахунок v ; $I_{\text{генер}}$ знижений до 25,56 %, а $I_{\text{стар}}$ становить 23,03 %. Значення $I_{\text{віков}} = 0,42$ формально свідчить про перевагу відновлювальних процесів над старінням, проте структура цього відновлення є нерівномірною. За $\Delta = 0,344$ і $\omega = 0,517$ популяція належить до *молодих*, але значення Δ майже досягає межі перехідного стану, а низька ω вказує на невисоку ефективність такої онтогенетичної організації.

З огляду на біоморфологію та онтогенез *P. reptans*, цей спектр можна трактувати як прояв компенсаторного вегетативного відновлення за умов антропогенного стресу. Для виду властиве формування глибоко омолодженого вегетативного потомства саме за допомогою столонів-вусів, причому цей процес підсилюється саме за умов пошкодження вже існуючих надземних структур. Отже, у Популяції IV переважає не продуктивне омолодження, а

стресове вегетативне відновлення на фоні пригніченої генеративної функції. Молодий тип за Δ/ω тут відображає передусім накопичення віргінільних фрагментів на тлі неповночленності і бімодальності спектра. Тобто, надмірний антропогенний вплив посилює контрастність онтогенетичної структури популяцій.

6.1.4. *P. anserina*. Онтогенетична структура популяцій. Онтогенетична структура популяцій цього виду відображає інший варіант реалізації вегетативно-рухливої біоморфи: за загальної подібності до попереднього виду у здатності до просторового розростання, *P. anserina* характеризується коротшим онтогенетичним циклом, швидшим формуванням дочірніх розеток і чіткіше вираженою експлерентною стратегією. Тому порушення травостою для цього виду є не лише стресовим чинником, а й умовою швидкого освоєння вивільненого простору через вегетативне оновлення, хоча функціональний результат такої реакції залежить від інтенсивності впливу. У зв'язку з цим зміни онтогенетичних спектрів цього виду уздовж градієнта рекреаційного навантаження (табл. 6.4, 6.5) пов'язані насамперед з різними способами підтримання популяції – від активного вегетативного оновлення до генеративного чи вегетативного утримання вже сформованої ценопопуляції. Візуалізація онтогенетичних спектрів популяцій (I – IV), а також їх порівняння із теоретичними (базовими) моделями онтогенетичного спектра нормальної ценопопуляції цього виду наведені на рисунку 6.7.

Популяція I. Болотиста злаково-осокова лука; рекреаційний вплив мінімальний, локальний; без сінокошіння. Онтогенетичний спектр цієї популяції є неповночленним: відсутні проростки та постгенеративні стани. За співвідношенням основних онтогенетичних груп, популяція належить до *нормальних*, оскільки генеративна частина спектра дещо переважає догенеративну: 51,99 % та 48,01 % відповідно. Тому структура спектра відображає не стабільно зрілий стан, можливий взаємний перехід із вегетативно спрямованого у генеративно-орієнтований тип.

Таблиця 6.4

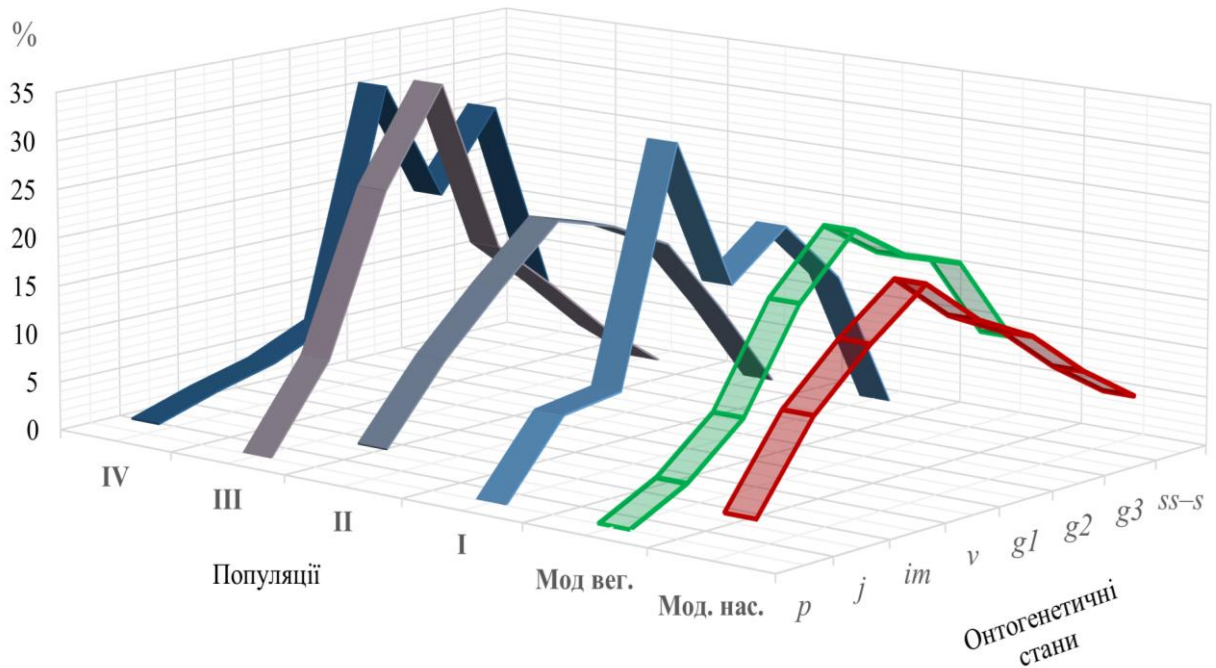
Розподіл особин за онтогенетичними станами в досліджуваних популяціях *Potentilla anserina* L.

Попул.	Тип угруповання	Онтогенетичні групи, %								Категорія популяції
		<i>p</i>	<i>j</i>	<i>im</i>	<i>v</i>	<i>g1</i>	<i>g2</i>	<i>g3</i>	<i>ss-s</i>	
I	<i>Carex acuta</i> L. – <i>Festuca pratensis</i> Huds. + <i>Angelica sylvestris</i> L.	0,00	7,47	8,36	32,18	16,42	21,09	14,48	0,00	Нормальна
II	<i>Festuca pratensis</i> Huds. + <i>Centaurea jacea</i> L. – <i>Potentilla anserina</i> L. + <i>Potentilla reptans</i> L.	3,25	10,76	16,84	22,31	20,45	17,29	9,10	0,00	Інвазійна
III	<i>Poa annua</i> L. – <i>Potentilla anserina</i> L. + <i>Potentilla reptans</i> L.	0,00	8,64	24,77	34,58	16,39	10,83	4,79	0,00	Інвазійна
IV	<i>Festuca pratensis</i> Huds. – <i>Potentilla anserina</i> L.	1,26	3,18	4,72	7,35	31,46	18,63	26,84	6,56	Нормальна

Таблиця 6.5

Онтогенетичні індекси досліджуваних популяцій *Potentilla. anserina* L.

Попул.	Тип угруповання	Інтегральні онтогенетичні індекси				Ідекс віковості, Δ	Індекс ефективності, ω	Категорія популяції (Δ / ω)
		$I_{\text{відновл.}}$	$I_{\text{стар.}}$	$I_{\text{генер.}}$	$I_{\text{віков.}}$			
I	<i>Carex acuta</i> L. – <i>Festuca pratensis</i> Huds. + <i>Angelica sylvestris</i> L.	48,01	14,48	51,99	0,30	0,29	0,61	Зріюча
II	<i>Festuca pratensis</i> Huds. + <i>Centaurea jacea</i> L. – <i>Potentilla anserina</i> L. + <i>Potentilla reptans</i> L.	53,16	9,10	46,84	0,17	0,25	0,54	Молода
III	<i>Poa annua</i> L. – <i>Potentilla anserina</i> L. + <i>Potentilla reptans</i> L.	67,99	4,79	32,01	0,07	0,19	0,47	Молода
IV	<i>Festuca pratensis</i> Huds. – <i>Potentilla anserina</i> L.	16,51	33,40	76,93	2,02	0,45	0,71	Зріла



I, II, III, IV – позначення популяцій відповідно до табл. 5.1; **Мод. нас.**, **Мод. вег.** – теоретичні (базові) моделі онтогенетичного спектра для нормальної ценопопуляції, сформованої особинами насінневого та вегетативного походження відповідно до табл. 6.1

Рис. 6.7. Онтогенетичні спектри популяцій *Potentilla anserina* L.

Порівняно з теоретичними моделями для *P. anserina*, цей спектр має проміжний характер. Відсутність проростків зближує його з моделлю вегетативного походження, однак відсутність субсенільних і різко підвищена частка віргінільних особин свідчать про затримку значної частини фрагментів на початкових етапах онтогенезу, що також описано в літературі [138]. Отже, популяція підтримується двома процесами: накопиченням віргінільних фрагментів і поступовим переходом частини з них у генеративний стан. Індекси І. М. Коваленка [51] підтверджують таку інтерпретацію: $I_{\text{відновл}}$ становить 48,01 %, $I_{\text{генер}}$ – 51,99 %, $I_{\text{стар}}$ – лише 14,48 %, а $I_{\text{віков}}$ – 0,30. Низьке значення індексу старіння зумовлене не лише помірною часткою g_3 , а й повною відсутністю постгенеративної групи, що загалом відповідає короткоциклічності виду та слабшій вираженості завершальних етапів онтогенезу. За $\Delta = 0,29$ і $\omega = 0,61$ популяція належить до *зріючих* – зберігає значний потенціал оновлення, але вже має достатньо ефективну генеративну частину.

Популяція II. *Справжня різнотравно-злакова лука; рекреаційний вплив на верхній межі середнього рівня; сінокосіння регулярне.* Онтогенетичний спектр популяції є неповночленним через відсутність постгенеративних станів, проте всі догенеративні та генеративні стани представлені. За співвідношенням основних груп дещо переважає догенеративна частина, тому популяція належить до *інвазійних*.

За своєю структурою спектр Популяції II найбільш подібний до теоретичної моделі для особин насінневого походження: близькими є частки p , j , im , v і g_3 . Відмінність полягає у відсутності постгенеративних особин (що наведено і в літературі) та проаналізовано в попередніх розділах, але модельна подібність тут не повинна трактуватися як прямий доказ насінневого походження більшості фрагментів. Для *P. anserina* з її поліваріантним онтогенезом і здатністю до швидкого формування дочірніх вегетативних розеток, такий спектр може відображати поєднання насінневого відтворення й активного вегетативного оновлення. Індeksi також узгоджуються з цією інтерпретацією: $I_{відновл}$ становить 53,16 %, $I_{генер} = 46,84$ %, $I_{стар}$ має низьке значення – 9,10 %, а $I_{віков} = 0,17$. За $\Delta = 0,245$ і $\omega = 0,538$ популяція належить до *молодих*.

Результати морфометричного аналізу, наведені у попередньому розділі також підтверджують, що в цій популяції оновлення має просторово активний характер: за значного проєктивного покриття *P. anserina* модельні особини зберігають високі показники асиміляційного апарату, а довжина стolonів є максимальною серед досліджених популяцій. Отже, провідним процесом у Популяції II є активне вегетативне оновлення та закріплення виду в дещо розрідженому, але ресурсно стабільному фітоценозі.

Популяція III. *Деградована мезофітна злаково-різнотравна лука; рекреаційний вплив високий/надмірний; сінокосіння безсистемне.* Онтогенетичний спектр популяції також є неповночленним: у ньому відсутні проростки та постгенеративні стани. За співвідношенням основних онтогенетичних груп популяція належить до *інвазійних*. Максимум спектра припадає на віргінільні особини (34,58 %), високою є також частка іматурних (24,77 %), тоді як генеративні

представлені значно слабше (32,01 %). Серед них переважають саме молоді генеративні.

У порівнянні з обома теоретичними моделями спектр Популяції III є лівобічним. Він не повторює модель насіннєвого походження, оскільки проростки відсутні, і водночас істотно відрізняється від моделі вегетативного походження через різко знижену частку генеративних і постгенеративних станів. Це вказує на затримку значної частини фрагментів на іматурному та віргінільному етапах. Такий розподіл не відповідає звичайному початковому заселенню ділянки: відсутність проростків свідчить, що накопичення молодих станів пов'язане переважно з вегетативним відновленням у порушеному травостої. З біоморфологічної точки зору така структура узгоджується з експлерентною складовою стратегії *P. anserina*. Для виду описане вегетативне розмноження кореневими паростками, яке проявляється за умов пошкодження надземної частини (витоптування, скошування або тривалого перезволоження) [137]. У Популяції III цей механізм, імовірно, підтримує чисельність молодих вегетативних станів, але не забезпечує їх повноцінного переходу до генеративної фази.

Онтогенетичні індекси підтверджують цей напрям перебудови: $I_{\text{відновл}}$ становить 67,99 %, $I_{\text{генер}}$ знижується до 32,01 %, $I_{\text{стар}}$ має мінімальне значення (4,79 %) серед всіх популяцій цього виду, а $I_{\text{віков}}$ дорівнює 0,07. За $\Delta = 0,188$ і $\omega = 0,471$ популяція належить до *молодих*. Однак у цьому випадку молодий тип відображає не оптимальний стан інвазійної популяції, а накопичення вегетативних фрагментів за умов антропогенного стресу. Морфометричний аналіз модельних особин, проаналізованих в попередньому розділі, також вказує на стресовий характер цієї перебудови. Для порівняння: якщо в Популяції II активне вегетативне оновлення поєднувалося з максимальним розвитком стolonів, то в Популяції III високий $I_{\text{відновл}}$ формується на тлі ослабленого генеративного блоку й затримки проходження онтогенетичних станів, або ж омолодження дочірніх рамет кореневопаросткового походження на один-три стани. Отже, провідним процесом тут є компенсаторне вегетативне підтримання з накопиченням іматурних і віргінільних особин, а не стабільне омолодження популяції.

Популяція IV. *Трансформований фрагмент справжньої різнотравно-злакової луки на узбіччі ґрунтової дороги; локальний рекреаційно-транспортний вплив; періодичне механічне відчуження фітомаси.* Онтогенетичний спектр Популяції IV є повночленним: у ньому представлені всі стани від проростків до об'єднаної постгенеративної групи. За співвідношенням основних онтогенетичних станів популяція належить до *нормальних* із значною кількістю генеративних особин – 76,93 %. Відповідно, порівняно з теоретичними моделями спектр Популяції IV найбільше зміщений у бік генеративної частини. За низької участі проростків, ювенільних, іматурних і віргінільних станів він частково наближається до моделі вегетативного походження, однак відрізняється від неї значно сильнішою генеративною спрямованістю. Його структура є двовершинною: основний максимум припадає на молоді генеративні особини, а другий пік формують старі генеративні.

Індекси також фіксують перевагу зрілої онтогенетичної структури: $I_{генер}$ становить 76,93 %, $I_{відновл}$ – лише 16,51 %, $I_{стар}$ – 33,40 %, а $I_{віков}$ – 2,02. Водночас за співвідношенням $\Delta = 0,446$ і $\omega = 0,706$ популяція належить до *зрілих*, тобто її структура характеризується не старінням як провідним процесом, а високою ефективністю генеративного ядра.

Такий спектр узгоджується з умовами узбічного угруповання, де періодичне механічне порушення та механічне відчуження фітомаси транспортом знижують висоту травостою і зменшують конкуренцію з боку верхових злаків. Що підкреслює важливість аналізу не лише рівня антропогенного впливу, а й його характеру. Популяції III і IV обидві сформовані в трансформованих фітоценозах, однак у Популяції III інтенсивне рекреаційне навантаження з витоптуванням, локальним оголенням ґрунту та порушенням цілісності травостою викликає запуск компенсаторного вегетативного відновлення з накопиченням іматурних і віргінільних станів. Натомість у Популяції IV узбічний фрагмент мезофітної луки зберігає зв'язок із фоновим лучним угрупованням, а механічне порушення й відчуження фітомаси мають менш регулярний характер. За таких умов *P. anserina* не переходить до стресового «омолодження», а підтримує зрілу структуру з добре

сформованим генеративним ядром і невеликою, але збереженою часткою молодих станів. Це свідчить про вищу відповідність біоморфологічних і фізіологічних особливостей виду саме такому типу порушення травостою порівняно з умовами хаотичного тривалого рекреаційно-сінокісного виснаження.

В цілому, аналіз онтогенетичної структури популяцій *P. anserina* показав, що реакція виду на антропогенну трансформацію визначається не лише її інтенсивністю, а передусім характером впливу. За помірного або локального механічного впливу вид реалізує експлерентну стратегію через активне оновлення чи підтримання генеративного ядра, тоді як тривале хаотичне рекреаційно-сінокісне виснаження переводить популяцію до компенсаторного вегетативного відновлення з накопиченням іматурних і віргінільних станів.

Порівняння двох видів показує спільну закономірність: у щільному непорушеному травостої онтогенетичні спектри зміщуються до генеративної частини, помірне розрідження травостою сприяє більш гармонійним онтогенетичним спектрами, а надмірний антропогенний вплив посилює частку догенеративної групи, що призводить до переважання процесів відновлення. Однак у кожного виду ця реакція має свої індивідуальні риси. У *P. reptans* за сильного рекреаційного навантаження збільшення частки молодих станів поєднується з бімодальністю спектра, ослабленням генеративної групи та ознаками регресивної перебудови спектра. Натомість *P. anserina* завдяки коротшому онтогенетичному циклу та виразнішій експлерентній стратегії пластичніше реагує на порушення травостою: за інтенсивного рекреаційного впливу переходить до посилення вегетативного відновлення, тоді як за локального, менш руйнівного механічного порушення довше, ніж інший вид може зберігати зрілий тип популяції.

Загалом, зі зростанням антропогенного навантаження спектри не просто зміщуються вліво або вправо, а стають структурно контрастнішими: посилюються окремі онтогенетичні групи, спектри набувають ознак бімодальних, більш вираженим стає нерівномірне у часі проходження онтогенетичних станів. Отже, онтогенетична адаптація видів уздовж антропогенного градієнта загалом має біоморфологічну зумовленість, а на рівні окремих видів реалізується через

видоспецифічну перебудову онтогенетичної структури популяцій.

6.2. Віталітетна структура популяцій *Potentilla reptans* L. і *Potentilla anserina* L.

Віталітетна структура – одна із базових характеристик популяції, що відображає її реальний стан та екологічну пластичність. Встановлення віталітетної категорії популяцій досліджуваних видів здійснювалося на основі концепції віталітету, яка передбачає визначення життєвості особин за комплексом діагностичних морфометричних ознак [42, 44]. В сучасних популяційних дослідженнях віталітетний аналіз набув широкого застосування як ефективний підхід щодо характеристики стану, адаптивних можливостей і перспектив розвитку ценопопуляцій [222].

6.2.1. Реалізований алгоритм відбору ключових морфопараметрів, що детермінують віталітет. Співвідношення в популяціях рослин особин різного життєвого стану є важливою характеристикою, від якої залежить стійкість популяцій та успішність їхніх адаптаційних стратегій.

Оскільки віталітетний аналіз передбачає визначення набору ключових морфометричних параметрів, зазвичай трьох, які відображають життєвий стан особин, їх відбір здійснювали поетапно – з урахуванням варіабельності ознак, кореляційної структури та результатів факторного аналізу.

***Potentilla reptans*.** За ступенем варіювання морфометричні параметри розділились на декілька блоків (Додаток К.2). Найбільші значення коефіцієнта варіації встановлено для показників, пов'язаних із генеративною сферою та масою окремих органів: W_F (91,38 %) та RE (89,74 %). До групи значно варіабельних належать також N_L (66,37 %) та інтегральний показник просторового поширення ΣL_{St} (57,68 %), що відображає значну різноманітність у ступені галуження та протяжності клональних систем особин. Помітно варіюють і базові морфометричні параметри, що характеризують розміри рослин: W (51,47 %), W_L і A (по 49,75 %). До групи середньої мінливості належать показники: BDI (41,54 %), N_{St} (42,07%), L_{St}

(34,27 %), L_p (32,24 %). Найменш варіабельними є показники LWR і LAR (по 24,03 %).

Порівняння із внутрішньопопуляційною мінливістю (табл. 5.3) показує, що загальне варіювання ознак у межах усієї вибірки є вищим і структурно більш контрастним. Зокрема, для низки параметрів (W , W_L , A , ΣL_{St}) спостерігається посилення варіабельності порівняно з окремими популяціями, що відображає накладання ефектів екологічного градієнта. Водночас показники LWR і LAR залишаються низьковаріабельними як у межах популяцій, так і для всієї вибірки, що підтверджує їх стабільний, інваріантний характер.

Кореляційна матриця морфометричних параметрів *P. reptans* наведена в додатку К.1. У межах «вагового» блоку встановлено тісні позитивні зв'язки між загальною фітомасою (W) та параметрами листкового апарату (W_L , A : $r \approx 0,91$), а також між індексом розподілу біомаси (BDI : $r = 0,88$) і кількістю листків (N_L : $r = 0,73$). Така узгодженість свідчить про структурно-функціональну цілісність надземної частини особини, що є характерним для клональних рослин із повзучими пагонами, у яких асиміляційний апарат безпосередньо пов'язаний із накопиченням та подальшим перерозподілом ресурсів у межах клональної системи [126, 206].

Просторово-клональний блок представлений довжиною стolonів та їх сумарною протяжністю ($L_{St} - \Sigma L_{St}$: $r = 0,58$; $\Sigma L_{St} - N_{St}$: $r = 0,80$), що відображає координацію між формуванням окремих пагонів і загальною архітектонікою клону. При цьому кореляції між ваговими та просторовими параметрами ($W - \Sigma L_{St}$: $r = 0,78$) вказують, що зростання біомаси супроводжується розширенням зайнятого простору, але не визначається жорстко довжиною окремих стolonів. Такий тип взаємозв'язків відповідає «пошуковій» (*foraging*) стратегії клональних рослин, коли морфотип формується як результат реакції на неоднорідність середовища [126, 152].

Репродуктивні показники формують окремий функціональний блок, у якому спостерігається узгодженість між кількістю квіток, їх біомасою та репродуктивним зусиллям ($W_F - N_F$: $r = 0,85$; $W_F - RE$: $r = 0,73$). Водночас їх зв'язки з вегетативними параметрами є слабшими, що свідчить про відносну автономність генеративної

сфери, що є типовим для клоноутворюючих рослин, оскільки основна роль у підтриманні популяцій належить вегетативному розростанню, а насіннєве розмноження виконує додаткову функцію [217].

Показники LWR і LAR не входять до жодної з кореляційних плеяд і характеризуються слабкими зв'язками з іншими параметрами, що підтверджує їх автономний характер. Як відносні алометричні індекси, вони відображають узгодженість між листковою масою, площею та загальною фітомасою рослини і залишаються стабільними незалежно від абсолютних розмірів особин [152].

Кількість факторів визначали за критерієм Кайзера ($\text{eigenvalue} > 1$) з урахуванням частки поясненої дисперсії (Додаток К.3). У підсумку для інтерпретації обґрунтовано залишено три фактори, які сумарно пояснюють 73,61 % загальної варіації ознак: перший – 40,60 %, другий – 20,95 %, третій – 12,06 %, що є достатнім для виділення основних напрямів морфометричної диференціації. Перший фактор має найвищі навантаження для W (0,89), N_L (0,88), W_L (0,88), BDI (0,78), ΣL_{St} (0,88) і, відповідно, відображає інтегральний морфоструктурний розвиток особини, у якому поєднуються нарощування фітомаси, формування листків і збільшення сумарної протяжності клональної системи. Другий фактор найбільш тісно пов'язаний із RE (-0,82) і меншою мірою з N_F (-0,60), LWR (-0,60), LAR (-0,60), тобто характеризує перерозподіл ресурсів між генеративною сферою та функціональними співвідношеннями листкового апарату. Третій фактор формується переважно показниками LWR (0,78) і LAR (0,78) та відображає автономний алометричний асиміляційний блок. Таким чином, факторна структура показує, що основна частина мінливості у *P. reptans* зосереджена у блоці загального морфоструктурного розвитку, тоді як генеративні та асиміляційні показники формують окремі, підпорядковані напрями варіації.

Узагальнення результатів аналізу варіації, кореляційної структури морфопараметрів та факторних навантажень показало, що у *P. reptans* основна частина факторно організованої мінливості пов'язана з комплексом ознак загального морфоструктурного розвитку та просторового розростання особин. Це підтверджується високими навантаженнями першого фактора для W, N_L , W_L , BDI

та ΣL_{St} , а також тісними зв'язками між показниками фітомаси, листкового апарату й сумарної довжини столонів. Генеративний компонент характеризується високою варіабельністю, насамперед за показниками WF і RE , однак у факторній структурі найвиразніше окремий генеративний напрям представлений RE .

З урахуванням статистичних результатів і біологічної значущості ознак, як ключові параметри віталітету *P. reptans* відібрано загальну фітотому особини (W , г), сумарну довжину столонів (ΣL_{St} , см) та репродуктивне зусилля (RE , %). Вони відображають три провідні складові життєвої стратегії виду: загальний рівень розвитку, просторове освоєння середовища та генеративний внесок.

***Potentilla anserina*.** Аналогічний алгоритм був застосований і для вибору морфопараметрів іншого досліджуваного виду. Незважаючи на подібність біоморфологічного типу, для *P. anserina* у підсумку було отримано дещо відмінні результати.

Коефіцієнти варіації морфопараметрів, розраховані для об'єднаної вибірки особин, логічно свідчать про неоднаковий рівень мінливості різних ознак (Додаток К.5). Параметри вегетативної сфери загалом характеризуються помірно високою варіабельністю, що формується як за рахунок загальної фітомаси особин (W – 42,4 %), так і показників просторового поширення, пов'язаного з розвитком столонів (L_{St} – 46,5 %). Це свідчить про мінливість, що забезпечує освоєння простору та формування загального габітусу особин. Коефіцієнт варіації демонструє середню мінливість: BDI (37,2 %) в межах загальної вибірки.

Серед показників асиміляційного апарату найвищими значеннями характеризуються W_L (47,2 %), A (47,2 %) та L_L (46,8 %), тоді як N_L (30,1 %), LWR (20,1 %), LAR (20,2 %) і $LADI$ (21,6 %) є значно стабільнішими. Це вказує на те, що у межах вибірки більш лабільними є розміри та фітотомаса листкового апарату, тоді як його алометричні співвідношення залишаються відносно сталими. Показники репродуктивної сфери також варіюють нерівномірно: найбільш мінливими є W_F (72,2 %) і залежний від нього – показник RE (71,0 %), тоді як N_F (46,9 %) змінюється помірно високо, а L_F (довжина квітконіжок) характеризується нижчим рівнем варіабельності (29,4 %). Отже, основна частина морфологічної мінливості

зосереджена у вегетативно-просторовому та у певних компонентах асиміляційного блоку, що відображають як формування фітомаси та листкового апарату, так і особливості просторового розростання особин, тоді як генеративні ознаки мають більш неоднорідний характер варіювання.

Порівняльний аналіз міжпопуляційної та внутрішньопопуляційної мінливості (табл. 5.5) морфопараметрів *P. anserina* показав, що для більшості ознак рівні варіації є зіставними, однак їхня структура відрізняється залежно від функціонального блоку. Для параметрів W та BDI характерна близька величина варіації на обох рівнях: міжпопуляційні значення становлять 42,4 % і 37,2 % відповідно, тоді як внутрішньопопуляційні коливаються в межах 27,14–46,39 % (W) та 19,78–38,42 % (BDI). Показники просторового розростання (L_{st}) демонструють вищу внутрішньопопуляційну мінливість (до 67,56 %) порівняно з міжпопуляційною (46,5 %), що відображає різноспрямовані індивідуальні стратегії освоєння простору в межах популяцій.

У блоці асиміляційного апарату варіабельність фітомаси та площі листків (W_L , A) є подібною між рівнями, тоді як довжина листків (L_L) більш варіює між популяціями (46,8 %), порівняно з внутрішньопопуляційним діапазоном (12,29 – 30,44 %). Це вказує на її більшу залежність від умов фітоценозів. Асиміляційні алометричні показники (LWR , LAR) залишаються відносно стабільними як між, так і всередині популяцій. Репродуктивні ж параметри характеризуються високою варіабельністю на обох рівнях, однак внутрішньопопуляційні значення (W_F – до 88,39 %, N_F – до 58,66 %) свідчать про значну неоднорідність генеративної сфери в межах популяцій, яка, ймовірно контролюється і за рахунок внутрішньовидової конкуренції.

Кореляційний аналіз морфопараметрів *P. anserina* виявив наявність кількох функціонально взаємопов'язаних блоків ознак. При інтерпретації не враховувалися пари показників, пов'язані функціонально через спосіб розрахунку (зокрема W_L – A , LWR – LAR). Кореляційна матриця наведена в додатку К.4.

Найбільш тісні зв'язки простежуються у блоці показників, що характеризують розвиток асиміляційного апарату та загальної біомаси: загальна

фітомаса особини (W) демонструє сильні кореляції з параметрами листкового апарату, що свідчить про узгоджений характер формування надземної маси. Довжина листків (L_L) має помірні позитивні зв'язки з показниками фітомаси ($r = 0,426-0,654$), однак практично не пов'язана з лінійними параметрами (L_{St} ; $r = 0,06$).

Показники просторового поширення формують окремий функціональний блок: довжина стolonів (L_{St}) виявляє помірний зв'язок з репродуктивним зусиллям (RE ; $r = 0,561$) і водночас демонструє сильний обернений зв'язок з індексом розподілу біомаси (BDI ; $r = -0,908$). Це відображає протиставлення між просторово розтягнутими та компактними морфоструктурами особин. Репродуктивні показники (RE , W_F , N_F) між собою мають тісні взаємозв'язки ($r = 0,700-0,902$), формуючи окремий генеративний блок.

Факторний аналіз морфопараметрів було проведено із використанням тих же підходів, що і для першого виду (Додаток К.6). Він дозволив виділити три основні фактори, які сумарно пояснюють 80,84 % загальної дисперсії ознак. Перший фактор (36,3 %) об'єднував показники, пов'язані з формуванням надземної фітомаси та листкового апарату (W , W_L , A , L_L , $LADI$). Другий фактор (24,6 %) включав L_{St} , RE , W_F – особливості освоєння простору та генеративну активність особин. Третій фактор (20,0 %) представлений алометричними показниками (LWR , LAR). Однак у подальшому вони не включаються до складу ключових ознак, оскільки характеризувались низькою варіабельністю як на внутрішньопопуляційному, так і на міжпопуляційному рівнях.

Таким чином, при використанні вищезазначеного алгоритму встановлено, що ключові морфопараметри, що детермінують віталітет особин і популяцій *P. anserina*, є надземна фітомаса (W , г), довжина листків (L_L , см) та довжина стolonів (L_{St} , см). Обрані параметри відповідають різним функціональним блокам і відображають основні стратегії виду – накопичення фітомаси та просторове освоєння середовища. З урахування біо-морфологічних та фізіологічних особливостей виду, який здатен утворювати поряд із генеративними раметами ті, які протягом всього онтогенезу залишаються вегетивними [137], показники

репродуктивної сфери попри їх високу мінливість та кореляційні зв'язки, до віталітетформуючих параметрів включені не були.

6.2.2. Віталітетні спектри та індекс якості популяцій. Подальший аналіз спрямовано на оцінку співвідношення особин різних класів віталітету та визначення інтегрального індексу якості популяцій для кожного з модельних видів.

Potentilla reptans L. На еколого-антропогенному градієнті популяції цього виду виявили значну екологічну пластичність не лише за рахунок формування різних морфотипів, а й за рахунок зміни інтегральної характеристики – типу віталітету від процвітаючих до депресивних (табл. 6.6, рис. 6.8).

Таблиця 6.6

Віталітетна структура популяцій *Potentilla reptans* L.

№ попул	Фітоценоз	Частка особин класу			Індекс якості популяції Q	Клас віталітету популяції
		a	b	c		
I	<i>Carex acuta</i> – <i>Festuca pratensis</i> + <i>Angelica sylvestris</i>	0,0000	0,3333	0,6667	0,1667	врівноважена
II	<i>Poa pratensis</i> + <i>Festuca pratensis</i> – <i>Galium mollugo</i>	0,0714	0,2857	0,6429	0,1786	врівноважена
III	<i>Festuca pratensis</i> + <i>Centaurea jacea</i> – <i>Potentilla anserina</i> + <i>Potentilla reptans</i>	0,1538	0,6154	0,2308	0,3846	процвітаюча
IV	<i>Poa annua</i> – <i>Potentilla anserina</i> + <i>Potentilla reptans</i>	0,0000	0,0000	1,0000	0,0000	депресивна

Примітка. Номер популяції відповідає таблиці 5.1.

Популяція I. Болотиста злаково-осокова лука; рекреаційний вплив мінімальний, локальний; без сінокосіння. Популяція сформована в угрупованні з високим травостоєм (близько 100–110 см) із чітко вираженою ярусністю. Проективне покриття *P. reptans* близько 10 %. Вид розташований нерівномірно, приурочений до ділянок із дещо розрідженим травостоєм. У віталітетному спектрі представлені лише особини категорій b і c ($b = 0,3333$, $c = 0,6667$), індекс якості $Q = 0,1667$, що

відповідає нижній межі врівноваженого типу. Переважання особин найнижчого класу віталітету за відсутності найвищого (a) свідчить про обмежені можливості для реалізації життєвого потенціалу: за умов щільного травостою і сильної конкуренції з боку осок і злаків розвиток горизонтальних пагонів стримується, що обмежує клональне поширення. Такі особливості підтверджені морфометричним аналізом модельних особин для цієї популяції.

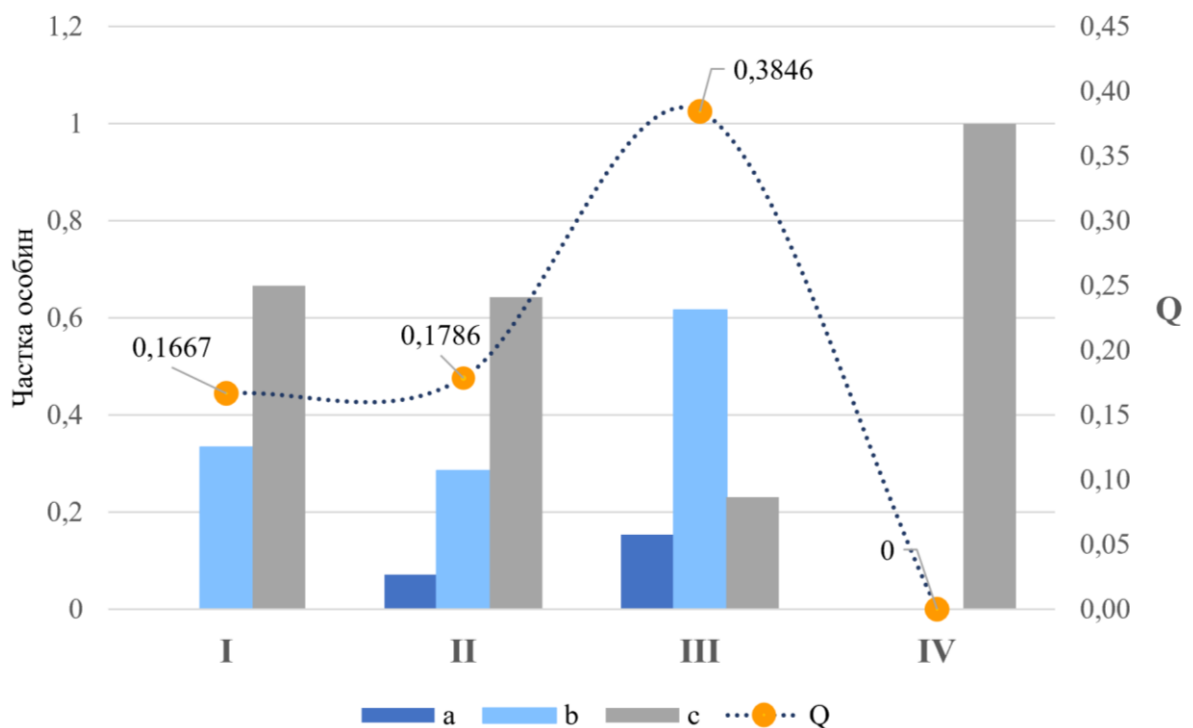


Рис. 6.8. Віталітетні спектри та індекс якості популяцій (Q) *Potentilla reptans*

Популяція II. Справжня злаково-різнотравна лука; рекреаційний вплив мінімальний; сінокосіння випадкове. Травостій зберігає значну висоту (близько 50–60 см) і щільність, просторова і ценотична структура угруповання мало порушена. Проективне покриття *P. reptans* близько 5 %. Віталітетний спектр включає особини різних життєвих станів ($a = 0,0714$, $b = 0,2857$, $c = 0,6429$) при $Q = 0,1786$, що відповідає врівноваженому типу і свідчить про стабільність популяції за цих умов: суцільний травостій при домінуванні злаків підтримує ценотичний фон, що певною мірою обмежує показники життєвості особин, які за цих умов конкуренції

максимальний вклад здійснюють у горизонтальне освоєння простору та вегетативне розмноження за рахунок столоноутворення на фоні зниженої репродукції.

Популяція III. *Справжня різнотравно-злакова лука; рекреаційний вплив на верхній межі середнього рівня; сінокосіння регулярне.* Популяція в угрупованні із висотою травостою 40–45 см, покрив розріджений, роль домінантів дещо послаблена. Проективне покриття *P. reptans* до 10 %. У віталітетному спектрі представлені всі категорії особин ($a = 0,1538$, $b = 0,6154$, $c = 0,2308$), зокрема значна частка особин вищого та середнього класів, що за $Q = 0,3846$ відповідає процвітаючому типу та є прикладом стабільної популяційної структури для цього виду. За усередненим морфотипом це добре розвинені особини, здатні до ефективного освоєння простору та конкурентної спроможності у нижньому ярусі травостою.

Популяція IV. *Деградована мезофітна злаково-різнотравна лука; рекреаційний вплив високий/надмірний; сінокосіння безсистемне.* Популяція приурочена до угруповання із суттєвими ознаками антропогенного порушення. Травостій різко знижений (20 – 30 см), покрив мозаїчний, із наявністю оголеного субстрату. Проективне покриття *P. reptans* бл. 15 %, але нерівномірне в межах популяційного поля. Віталітетний спектр неповночленний, представлений виключно особинами нижчого класу віталітету ($a = 0,0000$, $b = 0,0000$, $c = 1,0000$), що у підсумку відповідає депресивному типу ($Q = 0,0000$). Відсутність конкуренції за цих умов не компенсує негативного впливу механічного порушення та нестабільності субстрату.

Таким чином, *P. reptans* демонструє зміну віталітетного стану популяцій на еколого-антропогенному градієнті, демонструючи мінливість віталітету як на рівні особин, так і на рівні популяцій. У природних і слабо трансформованих угрупованнях популяції залишаються врівноваженими з певною часткою особин нижчого класу віталітету, за умов помірного порушення досягають максимального рівня життєвості – в спектрі зростає репрезентованість особин вищого класу віталітету. Подальше зростання антропогенного навантаження до стадії збою

призводить до різкого зниження життєвості навіть за відносно високого проєктивного покриття виду. В угрупованні зі специфічними антропогенними умовами (узбіччя ґрунтової дороги) цей вид взагалі не був відмічений.

***Potentilla anserina* L.** Аналогічно до попереднього виду, на еколого-антропогенному градієнті також були представлені популяції різного типу віталітету. Проте вид виявився більш стійким до антропогенного впливу, що виявлялося як у його участі у складі травостою, так і у життєвості популяцій. Співвідношення особин різних класів віталітету, індекс якості та віталітетні спектри популяцій *P. anserina* представлені в таблиці 6.7 та на рис. 6. 9.

Таблиця 6.7

Віталітетна структура популяцій *Potentilla anserina*

№ попул	Умовне позначення, особливості фітоценозу	Частка особин класу			Індекс якості популяції Q	Клас віталітету популяції
		a	b	c		
I	<i>Carex acuta</i> – <i>Festuca pratensis</i> + <i>Angelica sylvestris</i>	0,0690	0,4828	0,4482	0,2759	врівноважена
II	<i>Festuca pratensis</i> + <i>Centaurea jacea</i> – <i>Potentilla anserina</i> + <i>Potentilla reptans</i>	0,3704	0,4815	0,1481	0,4259	процвітаюча
III	<i>Poa annua</i> – <i>Potentilla anserina</i> + <i>Potentilla reptans</i>	0,0000	0,3103	0,6897	0,1552	депресивна
IV	<i>Festuca pratensis</i> – <i>Potentilla anserina</i>	0,0345	0,3448	0,6207	0,1897	врівноважена

Примітка. Номер популяції відповідає таблиці 5.1.

Популяція I. Болотиста злаково-осокова лука; рекреаційний вплив мінімальний, локальний; без сінокосіння. Популяція I приурочена до природної болотистої злаково-осокової луки з гігро-мезофільними умовами, щільним суцільним покривом, добре вираженою ярусністю і високим травостоєм (100 – 110 см). У такому ценозі *P. anserina* представлена лише як асектатор із невисоким проєктивним покриттям (близько 5 %), причому її участь пов'язана з більш

відкритим простором поблизу стежок. За категорією ця популяція належить до врівноважених: частка особин класу $a = 0,0690$, $b = 0,4828$, $c = 0,4482$, а індекс якості $Q = 0,2759$. Фактично в популяції переважають особини середнього життєвого стану, але частка особин нижчого класу досить висока. Така структура добре узгоджується з характеристикою фітоценозу, в якому за умов високої щільності травостою, вираженої вертикальної диференціації та інтенсивної конкуренції, потенціал виду реалізується лише частково. Для столоноутворювального виду це означає, що клональна експансія і формування сильних автономних фрагментів обмежуються конкурентним середовищем, навіть якщо вологозабезпечення є достатнім. Саме тому в природному лучно-болотистому ценозі показники віталітету популяцій *Potentilla anserina* не досягають максимуму. Це підтверджується і аналізом морфопараметрів особин, які були видовжені вертикально, але горизонтальні столони утворювали дуже обмежено.

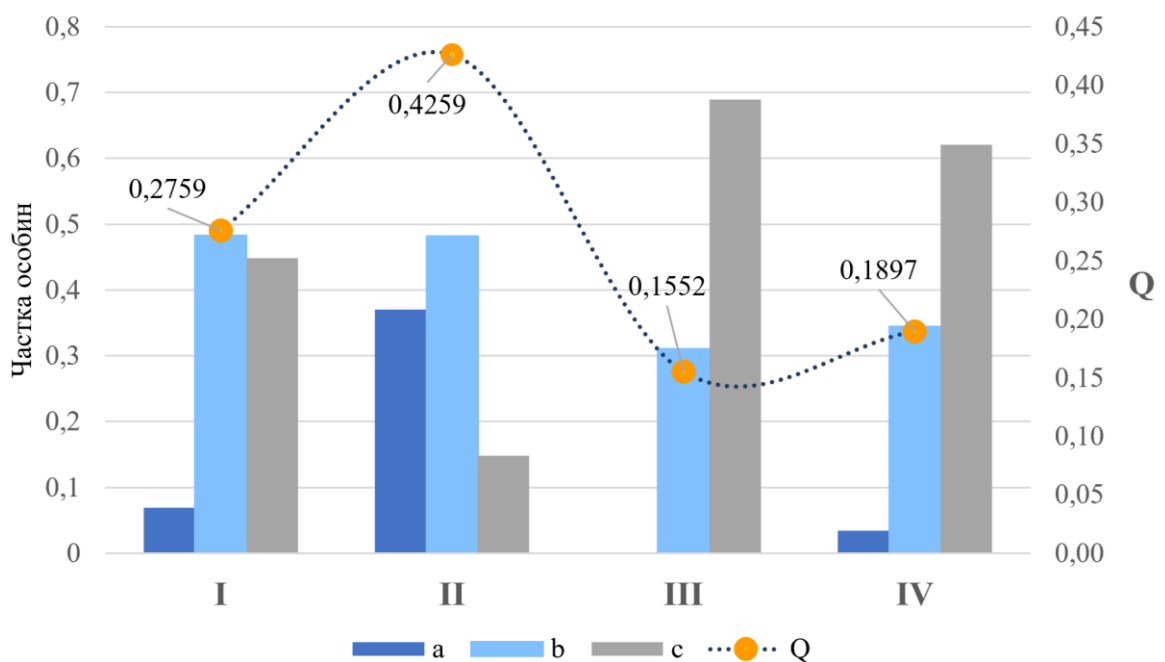


Рис. 6.9. Віталітетні спектри та індекс якості популяцій (Q) *Potentilla. anserina* L.

Популяція II. Справжня різнотравно-злакова лука; рекреаційний вплив на верхній межі середнього рівня; сінокосіння регулярне. Травостій нижчий (до 45 см), роль типових ценозоутворювачів знижена, а *P. anserina* формує проєктивне

покриття до 40 %. Саме в цій популяції зафіксовано найвищий індекс якості ($Q = 0,4259$), що відповідає категорії процвітаючої із явним переважанням сумарної частки особин класів а та б віталітету. Саме такий розподіл показує, що для *P. anserina* оптимальними є умови, за яких уже послаблений конкуренційний тиск з боку лучних злаків, але ще не зруйнована загальна структура фітоценозу. У таких середовищах клональні рослини часто демонструють найкращий баланс між ресурсним забезпеченням, конкурентоспроможністю та можливістю горизонтального поширення, що узгоджується із визначеним морфотипом для цієї популяції.

Популяція III. *Деградована мезофітна злаково-різнотравна лука; рекреаційний вплив високий/надмірний; сінокосіння безсистемне.* За цих умов спостерігаються порушення дернини, мозаїчність покриву, оголені фрагменти ґрунту, зникнення ярусності та зниження висоти травостою до 20 – 30 см. Угрупування залишається відкритим, і *P. anserina* формує високе проєктивне покриття (60–70 %), однак за віталітетом ця популяція належить до депресивних ($Q = 0,1552$, $a = 0$, $b = 0,3103$, $c = 0,6897$) із повною відсутністю особин класу а. Високе проєктивне покриття виду в цьому угрупованні не є тотожним високому віталітету. Популяція численна і добре представлена у складі фітоценозу, але переважно пригніченими особинами. Така ситуація добре пояснюється особливостями екстремально порушеного фітоценозу: з одного боку, відкритість покриву й зниження конкуренції полегшують захоплення площі, з іншого – надмірне витоптування, порушення столонів, мікрорельєф і нестабільність субстрату зменшують можливість формування потужних фрагментів клону.

Популяція IV. *Трансформований фрагмент справжньої різнотравно-злакової луки на узбіччі ґрунтової дороги; локальний рекреаційно-транспортний вплив; періодичне механічне відчуження фітомаси.* У цьому місцезростанні поєднуються ущільнення ґрунту, порушення дернини, посилене прогрівання поверхні, зниження висоти травостою до 20–25 см та ярусної диференціації. Саме за цих умов *P. anserina* досягає найвищого проєктивного покриття (70–85 %), а віталітетна структура характеризується такими значеннями: $Q = 0,1897$, $a = 0,0345$,

$b = 0,3448$, $c = 0,6207$. Формально це врівноважена популяція, але вона перебуває біля нижньої межі цього класу. У цій популяції чітко виявляється розрив між ценотичною успішністю виду і віталітетом його особин: вид надзвичайно ефективно утримує й захоплює порушений простір, але більшість особин належать до класу с. Для *P. anserina* це типовий екотоп із сильним, але специфічним антропогенним впливом: максимум відкритості та мінімум конкуренції, однак за значного ущільнення та механічного відчуження фітомаси домінуючих видів. За таких умов популяція підтримується завдяки клональній стратегії поширення на тлі відсутності добре розвинутих особин.

Аналіз віталітетної структури популяцій *P. anserina* свідчить, що для цього виду найсприятливішими є умови середнього/вищої межі середнього рекреаційно-сінокісного навантаження, коли вже послаблений конкурентний тиск з боку лучних домінантів, але ще зберігається цілісність рослинного покриву і відносна екологічна стабільність фітоценозу. Отже, ценотичний успіх і високе проєктивне покриття не обов'язково поєднуються із високим віталітетом, а оптимальний життєвий стан реалізується в помірно трансформованому середовищі.

6.2.3. Вплив абіотичних умов на віталітет популяцій досліджуваних видів. Аналіз зв'язків між індексами якості популяцій (Q) досліджуваних видів і еколого-ценотичними характеристиками фітоценозів показав, що важливу роль у формуванні віталітетного типу популяцій відіграють характеристики травостою. Зокрема, для обох видів встановлено позитивну кореляцію ($r = -0,81$, $r = -0,99$) між Q і загальним проєктивним покриттям угруповання, що відображає підвищення віталітету популяцій у більш сформованих і структурованих фітоценозах із вираженою ярусністю та багатокомпонентністю. Водночас із індекс якості популяції *P. reptans* демонструє виражений негативний зв'язок ($r = -0,77$) із її проєктивним покриттям (рис. 6.10). Такий характер зв'язків узгоджується з тим, що максимальні значення проєктивного покриття цього виду приурочені до порушених фітоценозів, де їх домінування відображає реалізацію стратегії виживання, яка не пов'язана із формуванням процвітаючих популяцій. Для *P. anserina* подібна залежність відмічена не була.

Залежності між індексом якості Q і екологічними чинниками свідчать про не менш важливу роль і характеристик едафотопу та кліматопу (Додаток Л). Найбільш виражений негативний зв'язок встановлений для обох видів із кислотністю ґрунту, R_c ($r = -0,994, -0,995$) (Рис. 6.11). Суттєвий вплив мають також показники кліматопу: терморезим, T_m ($r = -0,75, -0,76$) (рис. 6.12) і континентальність клімату C_n ($r = -0,74, -0,76$). Показники трофності ґрунту (N_t, Tr) і змінності зволоження (F_h) характеризуються помірними негативними зв'язками ($-0,35 \dots -0,46$), що відображає комплексний характер впливу ресурсного режиму та його стабільності на стан популяцій та достатню екологічну пластичність обох видів.

Таким чином, індекс якості популяцій обох видів формується під впливом комплексу ценотичних, абіотичних і антропогенних чинників. Для *P. reptans* і *P. anserina* виявлено спільні тенденції зв'язку Q з окремими параметрами едафотопу та кліматопу, насамперед із кислотністю ґрунту, терморезимом і континентальністю. Водночас подібність загального екологічного тренду не означає тотожності біоморфологічної реакції видів, оскільки індекс Q у кожного з них формується на основі різних морфоструктурних ознак.

Для *P. anserina* адаптивна реакція більшою мірою пов'язана з підтриманням і просторовим поширенням дочірніх розеток, тоді як для *P. reptans* важливішим є архітектурний перерозподіл автономного клонального фрагмента. Це проявляється і в різній реакції видів на структуру травостою: *P. reptans* є чутливішим до зростання власного проєктивного покриття, тоді як для *P. anserina* така залежність не була вираженою. Отже, подібність загального напрямку реагування поєднується з видоспецифічними механізмами реалізації адаптивних стратегій за різних екоценотичних і антропогенних умов.

Таким чином, в помірно порушених, але досить збережених лучних фітоценозах формуються процвітаючі популяції досліджуваних видів, тоді як для природних та надмірно трансформованих фітоценозів характерні врівноважені або депресивні популяції. *P. anserina* виявляє вищу стійкість до антропогенного навантаження, ніж *P. reptans*. Ключовими чинниками змін віталітетної структури обох видів є кислотність ґрунту, терморезим, континентальність клімату, а також загальне проєктивне покриття, висота та щільність травостою.

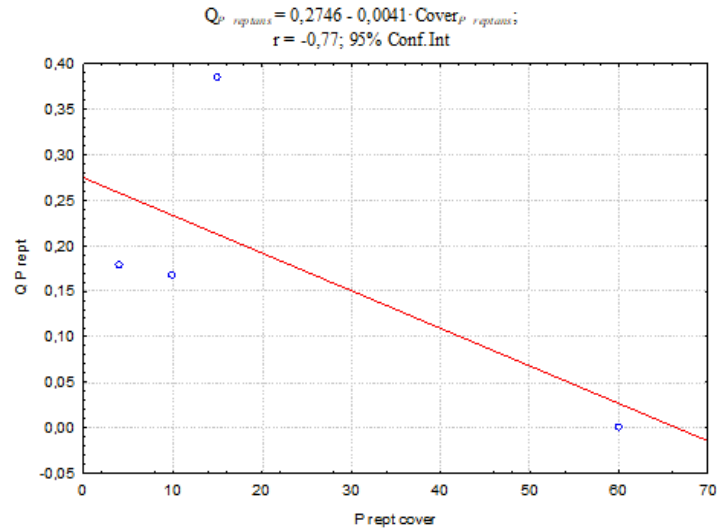


Рис. 6.10. Залежність індексу якості популяції (Q) *P. reptans* від її проєктивного покриття

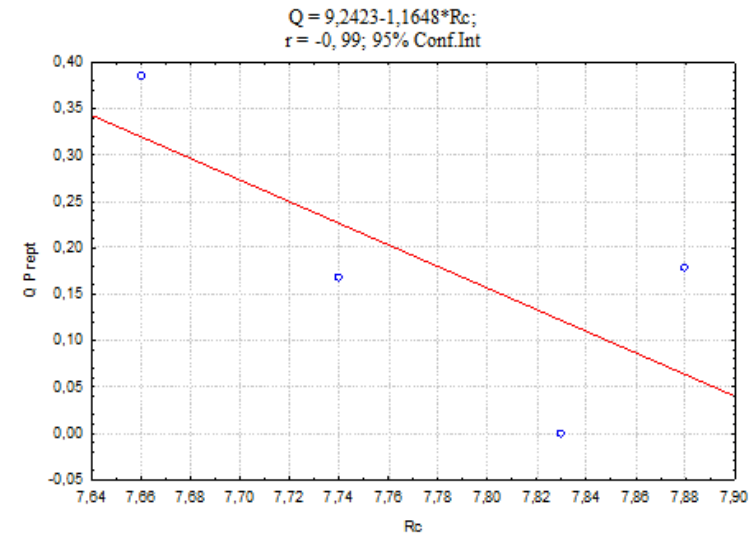


Рис. 6.11. Залежність індексу якості популяції (Q) *P. reptans* від кислотності ґрунту (R_c)

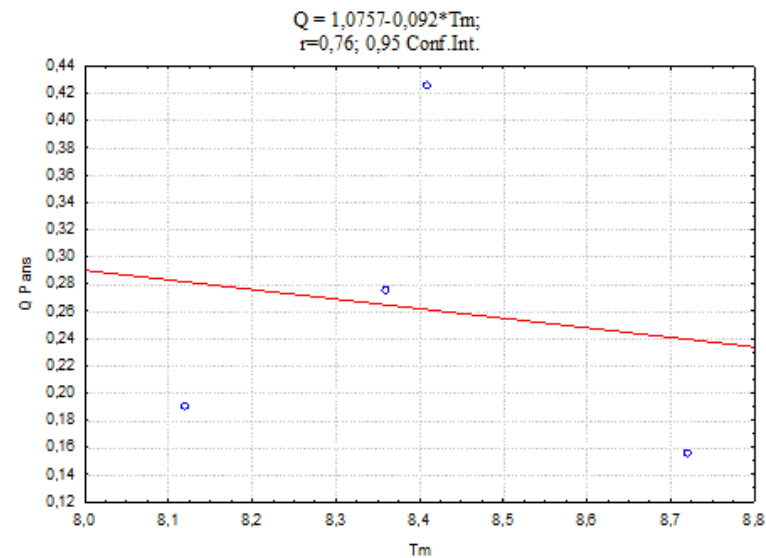


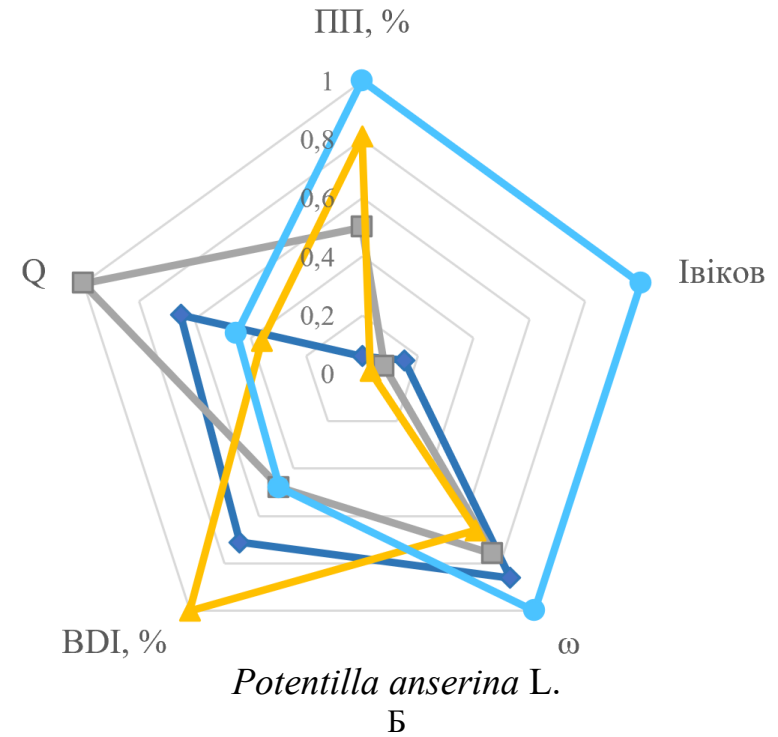
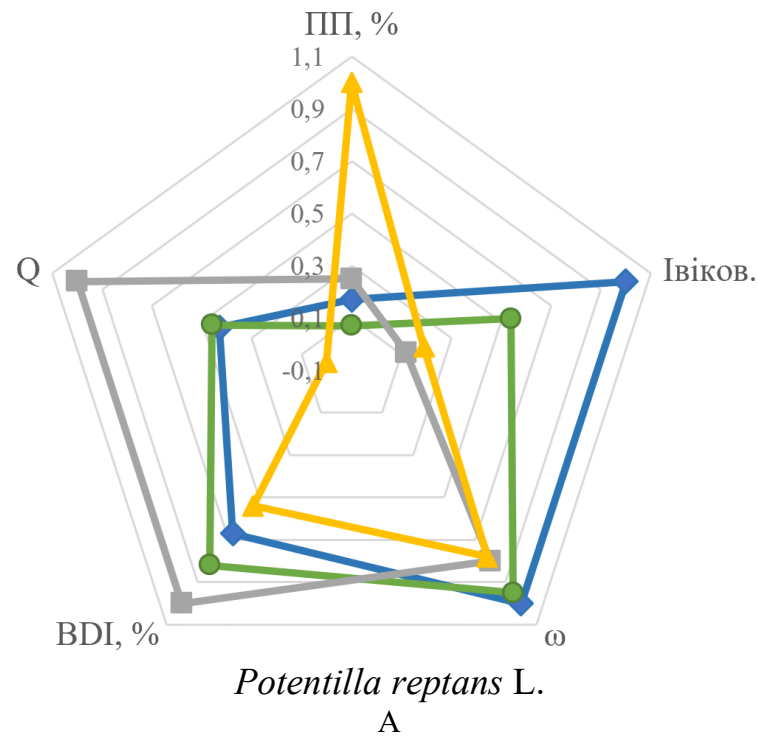
Рис. 6.12. Залежність індексу якості популяції (Q) *Potentilla anserina* від терморегіму (T_m)

6.3. Комплексний популяційний аналіз модельних видів

Окремий аналіз морфометричної, онтогенетичної та віталітетної структури дозволяє охарактеризувати різні аспекти організації популяцій, проте не завжди дає змогу цілісно оцінити їхній стан і перспективи динаміки. У сучасній популяційній екології рослин дедалі більшого значення набуває саме комплексний підхід, за якого популяція розглядається як багаторівнева система, а її стан визначається не одним ізольованим показником, а поєднанням різних характеристик [42, 43, 44, 49, 51]. Такий підхід вже довів свою інформативність під час оцінювання популяцій лікарських рослин за різних еколого-ценотичних та антропогенних умов [24, 45]. З огляду на це, комплексне узагальнення результатів популяційного аналізу *Potentilla reptans* і *Potentilla anserina* було спрямоване на поглиблене та інтегральне виявлення взаємозв'язків між основними характеристиками популяцій та встановлення їхньої узгодженості в умовах різного рівня антропогенного навантаження.

До аналізу було залучено показники ценотичної участі виду у фітоценозі, морфоструктурної організації автономних клональних фрагментів, онтогенетичної структури та віталітетного стану популяцій. Такий підхід дозволив встановити, наскільки узгоджуються між собою проєктивне покриття виду, компактність або розосередженість морфоструктури, вікова організація та рівень життєвості особин, а також визначити характерні поєднання цих ознак у популяціях, що функціонують за різного ступеня рекреаційно-сінокісної трансформації лучних фітоценозів.

***Potentilla reptans* L.** Комплексний аналіз показників популяційної структури та віталітетного стану засвідчив відсутність прямої відповідності між ценотичною участю виду у травостої та загальним станом його популяцій (табл. 6.8, рис. 6.13, А). Найбільше проєктивне покриття виду зафіксовано в популяції IV, що сформувалася в деградованому лучному угрупованні з надмірним рекреаційно-сінокісним впливом. Однак саме ця популяція має найнижчий індекс якості Q і належить до депресивного класу віталітету. Отже,



Антропогенний вплив		Маркер популяції	
		<i>P. reptans</i>	<i>P. anserina</i>
Посилення впливу ↓	Болотиста злаково-осокова лука без антропогенного впливу	Популяція I	Популяція I
	Справжня мезофітна злаково-різнотравна лука, нерегулярне сінокосіння	Популяція II	-
	Справжня мезофітна різнотравно-злакова лука, помірна рекреація та сінокосіння	Популяція III	Популяція II
	Деградоване лучне угруповання, надмірна рекреація та сінокосіння	Популяція IV	Популяція III
	Трансформований узбічний фрагмент мезофітної луки	-	Популяція IV

Рис. 6.13. Комплексні популяційні профілі досліджуваних видів морфоструктурними, онтогенетичними та віталітетними показниками

домінування або значна участь цього виду у розрідженому травостої не може розглядатися як самостійний показник оптимального стану популяції. У цьому випадку високе покриття радше відображає здатність виду займати вивільнені ділянки за умов порушення дернини та ослаблення конкуренції з боку високорослих лучних домінантів.

Найбільш узгоджений комплекс популяційних ознак встановлено для популяції III. За помірного рекреаційного навантаження та сінокосіння вона поєднує інвазійно-молоду онтогенетичну структуру, найвище значення BDI, мінімальну варіабельність цього показника та максимальний індекс якості Q серед усіх досліджених популяцій виду. Такий профіль свідчить не просто про омолодження онтогенетичного спектра, а про функціонально результативне вегетативне оновлення, яке супроводжується високою життєвістю автономних клональних фрагментів. Саме ця популяція демонструє найбільш сприятливе поєднання морфоструктурної компактності, активізації відновних процесів і віталітету. Популяції I та II мають нормальну або перехідну категорію онтогенетичної структури й належать до врівноваженого класу віталітету. Проте їхні інтегральні профілі відрізняються: у Популяції I в природній болотистій злаково-осоковій луці вищим є значення індексу віковості, тоді як у Популяції II за слабого нерегулярного сінокосіння профіль має менше зміщення у бік старших онтогенетичних станів і дещо стабільнішу морфоструктурну організацію. Для обох популяцій характерне невисоке проєктивне покриття виду, що свідчить про його підпорядковану ценотичну роль у непорушеному щільному травостої. За таких умов *P. reptans* зберігає популяційну присутність, але не реалізує максимальний морфоструктурний і віталітетний потенціал.

Натомість Популяція IV формує контрастний профіль: високе проєктивне покриття поєднується з низьким BDI, високою варіабельністю морфоструктури, інвазійно-молодою категорією онтогенетичної структури та депресивним віталітетним станом. Це поєднання показників дає підстави розглядати її не як приклад успішного омолодження, а як прояв стресового

вегетативного відновлення в умовах надмірної трансформації фітоценозу. Розрідження травостою і порушення дернини створюють простір для розростання виду, але не забезпечують формування процвітаючої за віталітетом популяції.

***Potentilla anserina* L.** Для цього виду комплексний популяційний профіль має свою специфіку, що добре простежується на діаграмі (рис. 6.13, Б). На відміну від *P. reptans*, у цього виду проєктивне покриття послідовно збільшується вздовж градієнта антропогенного навантаження – від 5 % у природній болотистій луці до 80 % у трансформованому узбічному фрагменті мезофітної луки. Водночас індекс якості Q змінюється не паралельно цьому зростанню: його максимум припадає на популяцію II, сформовану за умов помірної рекреації та сінокосіння (табл. 6.9). Це також підтверджує, що для *P. anserina* ценотична перевага у травостої не є самостійним критерієм оптимального популяційного стану.

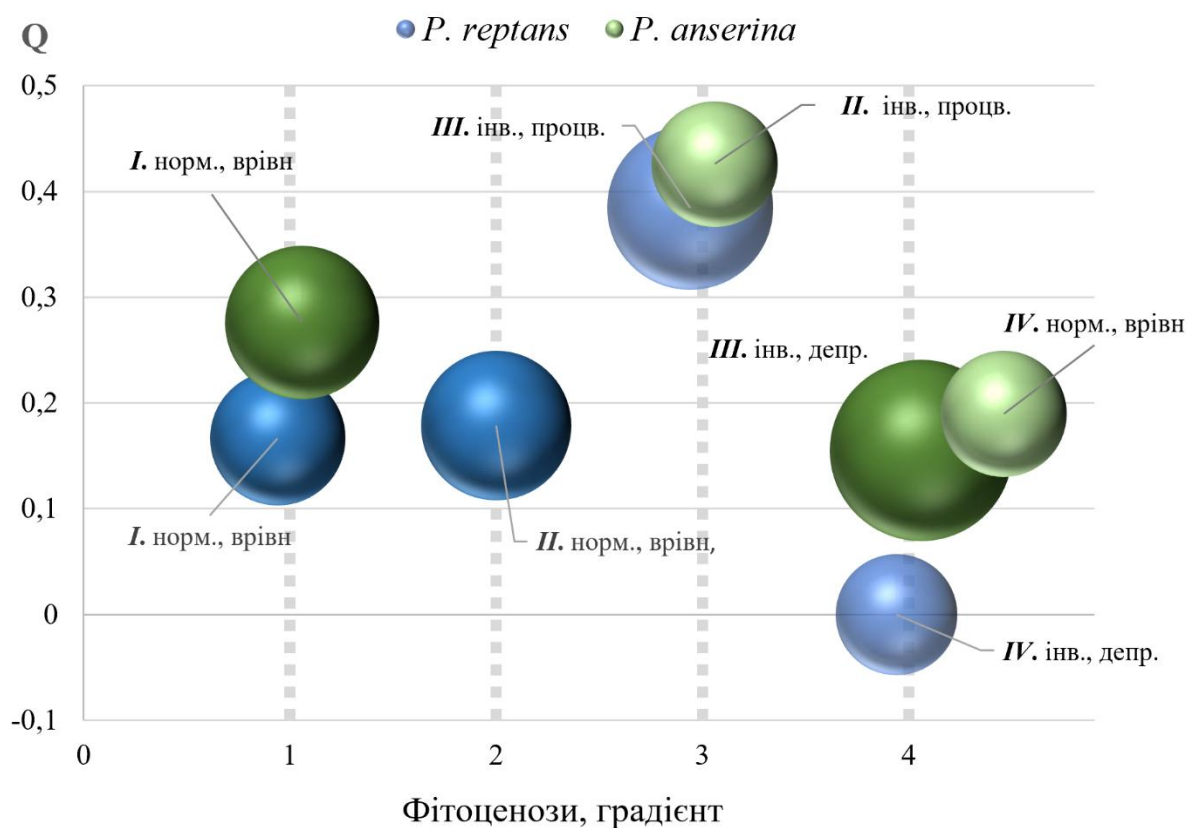
Найбільш сприятливе поєднання показників характерне для популяції II. Вона має інвазійно-молоду онтогенетичну структуру, найвищий індекс якості Q серед усіх популяцій виду та процвітаючий клас віталітету. Порівняно невисоке значення BDI в цій популяції не слід трактувати як ознаку ослаблення: у контексті столононосної біоморфи воно відображає більш розосереджену просторову організацію автономних клональних фрагментів. За помірного порушення така морфоструктура може бути функціонально вигідною, оскільки забезпечує активне освоєння території.

Популяція I у природній болотистій злаково-осоковій луці характеризується врівноваженим віталітетним станом і нормальною/зрілою категорією онтогенетичної структури. Її профіль відображає існування виду в умовах більш зімкнутого та вищого травостою, де *P. anserina* має невисоку ценотичну участь і не реалізує максимального просторового розростання. За таких умов популяція підтримується, але її функціональна активність обмежена ценотичним тиском фітоценозу.

Найбільш контрастною є популяція III у деградованому лучному угрупованні з надмірним рекреаційно-сінокісним впливом. Вона поєднує високе проєктивне покриття, максимальне значення BDI, інвазійно-молоду онтогенетичну структуру та депресивний клас віталітету. У цьому випадку лівобічний онтогенетичний спектр має радше стресово-компенсаторний зміст, а не є показником потенційного поширення популяції.

Популяція IV, сформована в узбічному фрагменті мезофітної луки, займає окреме положення в комплексному профілі виду. За максимального проєктивного покриття вона має нормальну/зрілу категорію онтогенетичної структури, найвищий індекс віковості та високий індекс ефективності, але за віталітетом залишається лише врівноваженою. Це означає, що узбічний екотоп не є простим продовженням деградаційного ряду після популяції III. Тут формується інший варіант трансформованого середовища: механічний вплив і розрідження травостою сприяють ценотичному домінуванню *P. anserina*, однак не супроводжуються переходом популяції до процвітаючого віталітетного класу.

Порівняння обох видів (рис. 6.14) дозволяє виявити не лише видові відмінності, а й загальну закономірність їхньої реакції на трансформацію лучних фітоценозів. Найвищі значення індексу якості Q обох видів пов'язані не з природною болотистою лукою і не з максимально порушеними ділянками, а з умовами помірного рекреаційно-сінокісного впливу. Отже, популяційний оптимум для *P. reptans* і *P. anserina* формується за часткового послаблення конкуренції лучних домінантів, коли травостій уже стає більш доступним для просторового поширення, але ще не втрачає ценотичної цілісності. У контексті популяційної стійкості обидва види мають максимум індексу якості Q за помірної трансформації фітоценозу, однак по-різному реагують на подальше посилення антропогенного впливу. Для *P. reptans* перехід до деградованого лучного угруповання супроводжується різким розривом між високою ценотичною участю та фактичним станом популяції: вид досягає значного проєктивного покриття, але індекс якості знижується до мінімуму, що вказує



1 – болотиста злаково-осокова лука без антропогенного впливу; 2 – справжня мезофітна злаково-різнотравна лука, нерегулярне сінокосіння; 3 – справжня мезофітна різнотравно-злакова лука, помірна рекреація та сінокосіння; 4 – деградоване лучне угруповання, надмірна рекреація та сінокосіння; 4* – трансформований узбічний фрагмент мезофітної луки. Розмір кругових маркерів пропорційний значенню **BDI**. Скорочення: **норм.** – нормальна (темніший колір), **інв.** – інвазійна (світліший колір), **врівн.** – врівноважена, **процв.** – процвітаюча, **депр.** – депресивна

Рис. 6.14. Порівняння популяцій *Potentilla reptans* L. і *Potentilla anserina* L. за основними популяційними характеристиками на градієнті рекреаційно-сінокісної трансформації лучних фітоценозів

на обмежену стійкість за умов надмірної трансформації. *P. anserina* виявляє ширшу здатність до просторового утримання трансформованих ділянок: його проєктивне покриття послідовно зростає вздовж градієнта і є максимальним в узбічному фрагменті мезофітної луки. Проте й у цього виду ценотичне переважання не тотожне оптимальному популяційному стану, оскільки за сильного порушення або в узбічному варіанті віталітетна структура не досягає процвітаючого класу. Отже, *P. anserina* краще утримує простір у трансформованих екотопах, тоді як *P. reptans* чутливіше реагує на надмірний

антропогенний тиск. Для обох видів оптимальним є не максимальне порушення, а проміжний рівень трансформації травостою.

Висновки за розділом 6

Екологічна інтерпретація онтогенетичних станів *P. reptans* і *P. anserina* дала змогу пов'язати морфогенез особин із особливостями поновлення та функціонування популяцій у досліджуваних фітоценозах. На цій основі сформовано теоретичні (базові) моделі онтогенетичних спектрів нормальних ценопопуляцій, встановлено фактичні спектри та визначено інтегральні онтогенетичні індекси. Порівняння фактичних спектрів із теоретичними моделями показало загальну тенденцію до омолодження онтогенетичної структури популяцій за посилення антропогенної трансформації травостою. Це омолодження пов'язане зі зростанням ролі догенеративних і ранньогенеративних станів, тоді як зменшення частки постгенеративних особин відображає не лише омолодження популяцій, а й скорочення повного циклу розвитку окремих клональних фрагментів за умов порушення травостою.

Для *P. reptans* перехід від природної болотистої та слабо трансформованої луки до угруповань із помірним і надмірним антропогенним впливом супроводжується зміщенням онтогенетичних спектрів у бік інвазійно-молодої структури. За помірної трансформації таке омолодження поєднується з процвітаючим віталітетним станом і найвищим індексом якості $Q = 0,3846$, тоді як у деградованому угрупованні відповідає депресивному стану. Для *P. anserina* аналогічний тренд найбільш виражений у трансформованих лучних угрупованнях: за помірного впливу інвазійно-молода структура відповідає максимальним показникам життєвості при належності популяцій до процвітаючих ($Q = 0,4259$), а за деградації травостою – депресивному стану ($Q = 0,1552$).

Кореляційний аналіз засвідчив, що віталітет популяцій обох видів формується під впливом поєднання ценотичних, абіотичних і антропогенних чинників. Найбільш виражені зв'язки індексу Q встановлено з кислотністю ґрунту, терморезимом і континентальністю клімату. Трофність ґрунту, сольовий режим і змінність зволоження мають помірніший зв'язок із віталітетним станом популяцій. Водночас ценотичні характеристики діють нелінійно: високе проєктивне покриття виду не є самостійною ознакою високого віталітету. Для *P. reptans* максимальне покриття зафіксовано в деградованому угрупованні за належності самої популяції цього виду до категорії депресивних, тоді як у *P. anserina* найвище покриття властиве врівноваженій популяції IV, а максимальний Q – популяції II за помірної трансформації травостою.

Отже, найсприятливішими для обох видів є помірно трансформовані травостої, у яких послаблення ценотичної конкуренції ще не супроводжується руйнуванням структури фітоценозу. *P. anserina* виявляє вищу здатність до просторового утримання трансформованих екотопів, тоді як *P. reptans* чутливіше реагує на надмірний рекреаційно-сінокісний вплив. Подібність загального екологічного тренду поєднується з видоспецифічними механізмами реалізації адаптивних стратегій.

РОЗДІЛ 7

ЗАСАДИ РАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ ЛУЧНИМИ ТА ПРИБЕРЕЖНИМИ ЕКОСИСТЕМАМИ ДОЛИНИ РІЧКИ СУЛИ

Раціональне природокористування – це використання природних ресурсів, яке здійснюється в оптимальних обсягах і способами, що сприяють сталому економічному розвитку, забезпечують гармонійні відносини між суспільством і довкіллям, сприяють впровадженню економічних механізмів екологічно безпечної діяльності [79, 80]. У сучасній екологічній парадигмі цей підхід доповнюється розглядом природних комплексів крізь призму екосистемних послуг, що відображають їхню багатофункціональну роль у забезпеченні добробуту суспільства. Відповідно, за реалій сьогодення питання розробки засад раціонального природокористування та їх практичного втілення, являє собою комплексну й різнопланову проблему, яка потребує накопичення та наступної інтеграції даних за різними напрямками наукових досліджень, у тому числі біолого-екологічним, та їх адаптації до конкретних територій та умов з урахуванням провідних екологічних постулатів.

Результати вивчення фіторізноманіття лучних і прибережних екосистем долини р. Сули у межах Сумської області засвідчили, що флора досліджуваного регіону є різноманітною за видовим складом, репрезентованістю різних біоморф та життєвих форм, географічною структурою, а також екологічними характеристиками, у тому числі в аспекті представленості рослин із стенобіонтними/еврибіонтними властивостями. Окрім цього, за наявності видів різних рангів охорони (регіонального, державного, міжнародного). Разом із тим, флора є й частково трансформованою, на що вказує суттєва частка (16,1 %) у її складі терофітів. Вищенаведені ознаки вказують на необхідність застосування в системі природокористування лучними й прибережними екосистемами не стандартизованого (уніфікованого), а диференційованого підходу, який буде враховувати і зазначені, й усі інші особливості фіторізноманіття. Уніфіковані

підходи до природокористування без урахування специфічних ознак біорізноманіття створюють ризик погіршення стану екосистем у цілому та їхніх окремих компонентів.

Лучні та прибережні екосистеми долини р. Сули виконують широкий спектр *екосистемних послуг*, що мають як локальне, так і регіональне значення. Зокрема, вони забезпечують регулювання гідрологічного режиму території, сприяють акумуляції та очищенню поверхневих і ґрунтових вод, виконують протиерозійну функцію та стабілізують ґрунтовий покрив [155]. Важливою є їхня роль у підтриманні біогеохімічних циклів, зокрема кругообігу нітрогену та карбону, що безпосередньо пов'язані зі збереженням родючості ґрунтів і пом'якшенням наслідків кліматичних змін.

Окрім регулювальних функцій, досліджувані екосистеми мають важливе значення для підтримання біорізноманіття та збереження середовищ існування рослинних і тваринних компонентів біоти. Лучні та прибережні угруповання також забезпечують оселищні й трофічні функції для диких запилювачів, збереження яких пов'язане зі структурою та фіторізноманіттям трав'яної рослинності [62, 178]. Водночас ці екосистеми мають ресурсне значення, формуючи кормові фіторесурси, лікарську рослинну сировину та інші біоресурси, використання яких має здійснюватися на засадах сталості й відновлюваності [167].

Тривала антропопресія (сінокошіння, випас, рекреація тощо) вже суттєво змінила екологічний баланс прибережних і лучних екосистем та, відповідно, вплинула на надання ними екосистемних послуг. На сучасному етапі вони поєднують ознаки стабільності (наприклад, через суттєву (від 4,0 до 40 %) частку еврибіонтних видів) та вразливості (зокрема, через репрезентованість (від 0,26 до 6,30 %) стенобіонтних компонентів). Це, а також представленість раритетного фіторізноманіття, вказують на необхідність балансування в регіоні досліджень між використанням і охороною лучних і прибережних природних комплексів і, з цих позицій, також доводять необхідність застосування в системі природокористування

диференційованого підходу. Його реалізація тісно пов'язана із питаннями подальшого сприяння збереженню різноманітності природних комплексів регіону з акцентом на раритетну складову, оптимізації видів та обсягів природокористування і загалом запровадження ефективної системи менеджменту.

Отже, з урахуванням зазначених базових позицій, вважаємо доцільним для досліджуваного регіону сформулювати такі провідні принципи раціонального природокористування лучними та прибережними екосистемами долини р. Сули.

1. Принцип диференційованого підходу до управління природними комплексами.
2. Принцип регламентованого природокористування.
3. Принцип збереження екологічної мозаїчності.
4. Принцип пріоритету охорони вразливих компонентів фіто- та біорізноманіття загалом.
5. Принцип екологічно обґрунтованого використання ресурсів.
6. Принцип адаптивного управління.

При реалізації *принципу диференційованого підходу* до управління природними комплексами під час визначення режимів користування необхідним є врахування особливостей місцезростань та ценозів регіону досліджень, у тому числі характеристик прибережно-водних комплексів, представленості різних типів лук (сухих, справжніх, торф'янистих, болотистих), наявності ділянок із підвищеною солоністю ґрунту. При цьому дуже важливим є суворе дотримання режиму водоохоронних зон і прибережних захисних смуг, визначених чинним законодавством. Відповідно до Водного кодексу України [81], для р. Сули як середньої річки, мінімальна ширина прибережної захисної смуги становить 50 м, а для її малих приток – 25 м. За крутизни схилів понад 3° мінімальна ширина подвоюється. Для прибережних природних комплексів особливо важливим є збереження природного гідрологічного режиму та створення уздовж водотоків буферних

зон, що обмежуватимуть вплив сільськогосподарської діяльності. Необхідно запобігати запровадженню меліоративних заходів, що змінюватимуть водний режим. Зазначене, у комплексі із запобіганням розорюванню заплавлених територій, є важливим для збереження біорізноманіття лучних екосистем.

Із принципом диференційованого підходу до управління природними комплексами досить тісно пов'язаний **принцип регламентованого природокористування**, спрямований на запобігання та недопущення виснажливого користування ресурсами. Реалізація такого підходу особливо важлива для ресурсів лікарських рослин.

Складовою його практичного втілення є й оцінка стану популяцій на засадах популяційного аналізу (табл. 5.1). Наприклад, вміст біологічно активних речовин у лікарських рослинах суттєво залежить від фази збору сировини [22; 32], тому важливим є вивчення онтогенетичної структури популяцій. Вивчення динаміки росту, формування вегетативних і генеративних структур, особливостей репродукції, онтогенетичної та віталітетної структури популяцій лікарських рослин за різних абіотичних, біотичних і антропогенних умов має важливе наукове й практичне значення. Такі дослідження дають змогу не лише оцінити сучасний стан запасів лікарської рослинної сировини в конкретному місцезростанні, а й прогнозувати зміни ресурсного потенціалу виду в межах певного регіону. На цій основі можна обґрунтовувати доцільні для окремих популяцій режими відновлення та допустимі норми заготівлі лікарської рослинної сировини [15].

Отже, інформативною базовою основою організації моніторингових досліджень фіторізноманіття є результати комплексного популяційного аналізу (табл. 7.1).

Представлені в таблиці 7.1 принципові засади щодо користування фіторесурсами мають реалізовуватися з опорою на результати комплексного популяційного аналізу, здійсненого для популяцій конкретного виду за умов конкретного регіону [108]. Показовими у цьому контексті є результати аналізу досліджуваних видів лікарських рослин. Для *Potentilla reptans* і *Potentilla*

anserina як столоноутворюючих вегетативно рухливих видів важливе значення має не лише площа популяційного поля чи проєктивне покриття виду, а й стан автономних клональних фрагментів, характер їх просторової організації, онтогенетична структура та індекс якості популяцій. Результати комплексного аналізу показали, що висока ценотична участь цих видів у травостої не завжди відповідає високому віталітетному стану. Зокрема, у деградованих рекреаційних угрупованнях значне покриття може відображати здатність виду займати вивільнений простір, але не гарантує стабільного відновлення чи високої життєвості популяції. Тому для досліджуваних видів оцінювання ресурсної перспективності має враховувати поєднання індексів відновлюваності, генеративності, старіння популяцій, індексу розподілу біомаси, віталітету та характеристик фітоценозу, а не лише факт домінування чи значної участі виду в угрупованні.

Таблиця 7.1

Принципові засади щодо користування фіторесурсами із урахуванням результатів комплексного популяційного аналізу

Популяційна характеристика	Градації популяційної характеристики ¹		
	низькі	середні	високі
Площа популяційного поля	*	**	***
Популяційна щільність	*	**	***
Значення індексу відновлюваності	**	***	***
Значення індексу генеративності	**	***	***
Значення індексу старіння	***	**	*
Значення індексу якості Q	*	**	***

Примітка: * показники, що виключають (мінімізують) використання ресурсів лікарських рослин; ** показники, які допускають обмежене використання ресурсів під час здійснення щорічного моніторингу; *** показники, які припускають нормоване використання ресурсів під час здійснення періодичного моніторингу.

Для глибшого розуміння біолого-екологічних особливостей лікарських лучних рослин було додатково залучено отримані результати популяційного аналізу *Hypericum perforatum* L. Цей вид обрано як офіційну лікарську

рослину, поширену в багатьох екосистемах долини р. Сули, а також як вид, здатний до вегетативного розмноження з формуванням клон-груп без утворення великих суцільних клональних полів. Результати власних досліджень морфоознак *H. perforatum* відображено у публікаціях щодо динаміки його вегетативної та генеративної сфери, а також екологічного моніторингу популяцій лікарських рослин за різних еколого-ценотичних і антропогенних умов [24, 109].

На відміну від столононосних видів *Potentilla*, адаптивна морфологічна реакція *H. perforatum* реалізується переважно не через горизонтальне розростання, а через зміну параметрів ортотропних пагонів і генеративної сфери. Для цього виду важливими є висота рослин, маса надземної частини, фотосинтетичне зусилля, кількість генеративних органів і репродуктивне зусилля. За результатами досліджень встановлено, що у популяціях цього виду висота пагонів змінювалася в межах 35 – 76 см, маса надземної частини – від 2,75 до 10,1 г. Генеративні ознаки були мінливішими, ніж вегетативні: їх амплітуда змін в 4,6 рази була ширшою ніж вегетативних (у 2,1 рази). Це свідчить про важливу роль саме генеративної сфери у підтриманні популяцій *H. perforatum* та формуванні його ресурсного потенціалу.

Для *H. perforatum* також встановлено тісний позитивний зв'язок між висотою пагонів і сировинною продуктивністю ($r = +0,84$). Максимальний розвиток вегетативної та генеративної сфер звіробою спостерігався за умов помірного або нерегулярного антропогенного впливу. Натомість випасання та сінокісне навантаження спричиняли старіння популяцій і зниження життєвості. Отже, для *H. perforatum* ресурсна оцінка також має ґрунтуватися не лише на чисельності або поширеності виду, а й на врахуванні потужності пагонів, генеративної активності, онтогенетично-віталітетної структури та характеру господарського впливу на місцезростання.

Таким чином, наведена в таблиці 7.1 система градацій дозволяє розмежувати популяції за допустимістю ресурсного використання. Низькі показники щільності популяцій, характеристики відновлюваності,

генеративності та віталітету, особливо на фоні високих значень індексу старіння мають бути підставою для виключення або максимального обмеження заготівлі. Середні показники зазначених популяційних характеристик припускають лише обмежене використання за умови щорічного моніторингу. Високі значення показників, що відображають оптимальний стан, відновлюваність і генеративну спроможність популяції, можуть бути підставою для нормованого використання ресурсів за періодичного контролю. Окремим обмежувальним чинником має бути екологічна безпечність місцезростань. Популяції, сформовані у придорожніх, рекреаційно деградованих або потенційно забруднених фітоценозах, не слід розглядати як придатні для заготівлі лікарської рослинної сировини навіть за високої участі виду у травостой.

Відповідно до *принципу збереження екологічної мозаїчності* як базової основи високого рівня біорізноманіття, під час природокористування мають бути максимально обмежені заходи, що призводять до вирівнювання гідрологічного режиму, осушення або трансформації ґрунтів. Ці заходи мають бути спрямовані на недопущення надмірної уніфікації угідь.

У цьому контексті окремого значення набуває недопущення трансформації ґрунтового покриву. Результати аналізу флори долини р. Сули показали, що водний режим ґрунту, його трофність, кислотність, сольовий і карбонатний режими належать до провідних чинників, що визначають структуру рослинного покриву.

Важливість едафічних параметрів підтверджена і комплексним популяційним аналізом модельних видів: для *P. reptans* і *P. anserina* найтісніший зв'язок індексу якості Q встановлено з кислотністю ґрунту, але показники трофності, сольового режиму та змінності зволоження також впливають на стан популяцій. Тому порушення ґрунтового покриву, ущільнення, локальне забруднення, зміна зволоження або трофності мають розглядатися як чинники, що безпосередньо обмежують можливості ресурсного використання лікарських рослин і потребують обов'язкового

врахування під час планування режимів природокористування. Відповідно, задля забезпечення охорони ґрунтів, а разом з тим і збереження фіторізноманіття регіону, необхідно впроваджувати заходи, спрямовані на запобігання вторинному засоленню, не порушувати регламенти щодо внесення мінеральних добрив та здійснювати моніторинг основних ґрунтових показників. З урахуванням того, що досліджувані екосистеми часто знаходяться у безпосередній близькості до сільгоспугідь, особливої значущості набуває питання спостереження за вмістом у ґрунтах нітрогену, а також за показниками його кислотності.

Реалізація *принципу пріоритетності охорони вразливих компонентів* фіто- та біорізноманіття передбачає запровадження заходів із охорони і збереження представників раритетного фіторізноманіття та видів зі стенобіонтними властивостями. Для таких видів необхідно передбачати обмеження рекреації та господарської діяльності в місцях їх зростання, а для лікарських рослин – лімітовану, науково обґрунтовану (щодо обсягів, термінів тощо) заготівлю. Загалом, регіон досліджень вирізняється тривалим та системним запровадженням заходів, спрямованих на охорону біорізноманіття через створення територій та об'єктів природно-заповідного фонду (ПЗФ). У регіоні досліджень налічується 38 територій та об'єктів ПЗФ (загальною площею 8633,099 га), у межах яких охороняються лучні та прибережні екосистеми (Додаток М). Із 38 територій та об'єктів 33 належать до категорії заказників (два загальнодержавного та 31 місцевого значення), по два об'єкти репрезентують категорії пам'ятки природи та парки-пам'ятки садово-паркового мистецтва, а один – комплексну пам'ятку природи місцевого значення. Узагальнена інформація про представленість раритетного фіторізноманіття на території низки заказників наведена в таблиці 7.2.

Зокрема, важливим осередком біорізноманіття є гідрологічний заказник загальнодержавного значення «Андріяшівсько-Гудимівський», у межах якого охороняються лучні, болотні та прибережно-водні екосистеми заплави р. Сули загальною площею 1509,6 га. На його території відмічені види, включені до

Таблиця 7.2

Представленість раритетного фіторізноманіття в заказниках регіону досліджень

№	Назва заказника	Категорія	Раритетна складова флори		
			ЧКУ	РЧС	МРО
Загальнодержавного значення					
1	«Андріяшівсько-Гудимівський»	гідрологічний	+	+	+
2	«Біловодський»	гідрологічний	+	+	+
Місцевого значення					
3	«Миколаївський»	гідрологічний		+	+
4	«Хмелівський»	ботанічний		+	+
5	«Борозенківський»	ботанічний		+	+
6	«Байбачий»	загальнозоологічний			+
7	«Новогребельський»	гідрологічний			+
8	«Коржівський»	ландшафтний			+
9	«Сурмачівський»	ботанічний	+		+
10	«Громадська дума»	ботанічний	+	+	+
11	«Дубинський»	ботанічний	+		
12	«Засулля»	ботанічний	+		+
13	«Воцилиха»	ландшафтний	+	+	+
14	«Вовківці»	гідрологічний	+	+	+
15	«Пшінчине»	ландшафтний	+		+
16	«Недригайлівський»	гідрологічний	+	+	+
17	«Комишанський»	ентомологічний			+
18	«Дібрівка»	ландшафтний			+
19	«Коровинський»	ботанічний	+	+	+
20	«Голубівський»	гідрологічний			+
21	«Верхньосульський»	гідрологічний	+		+
22	«Верхньосульський -2»	гідрологічний		+	+
23	«Пустовійтівський»	гідрологічний		+	+
24	«Сульський»	гідрологічний		+	+
25	«Косарівщина»	ландшафтний	+	+	+
26	«Овлаші»	ландшафтний	+		+
27	«Холоднківський»	ботанічний	+	+	+
28	«Голубців»	ботанічний	+	+	+

Примітка. ЧКУ – види, включені до «Червоної книги України», РЧС – до списків видів, які підлягають особливій охороні у Сумській області, МРО – до списків видів міжнародного рівня охорони (Бернської конвенції, списків МСОП). Сформовано автором за результатами власних досліджень і вивчення літературних джерел [3, 77].

Червоної книги України, зокрема *Dactylorhiza fuchsii* (Druce) Soó, *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó і *Orchis palustris* Jacq. Ці види також наявні у гідрологічному заказнику загальнодержавного значення «Біловодський», розташованому

неподалік. Заказник «Біловодський» охоплює 1515,7 га заплавних болотних, лучних і прибережно-водних комплексів долини р. Сули. Популяції *D. fuchsii*, *D. incarnata* знаходяться під охороною у межах ландшафтного заказника місцевого значення «Пшінчине», розташованого у долині малої річки Хмелівка (притока р. Сули) і майже по усій території репрезентованого лучними та прибережними екосистемами. Загалом, обидва зазначені види мають державний рівень охорони та найвищу частоту трапляння на території ПЗФ регіону досліджень.

Усі 38 територій природно-заповідного фонду є й важливими осередками збереження генофонду лікарських рослин, кількість яких здебільшого коливається у межах 25–90 видів. Зазвичай складовими раритетного фіторізноманіття у їхніх межах виступають види міжнародного рівня охорони (найчастіше зі списку МСОП), рідше – регіонально-рідкісні. Зазначену інформацію про характеристики фіторізноманіття територій із природоохоронним статусом деталізуємо на прикладі гідрологічного заказника місцевого значення «Вовківці» (рис. 7.1).

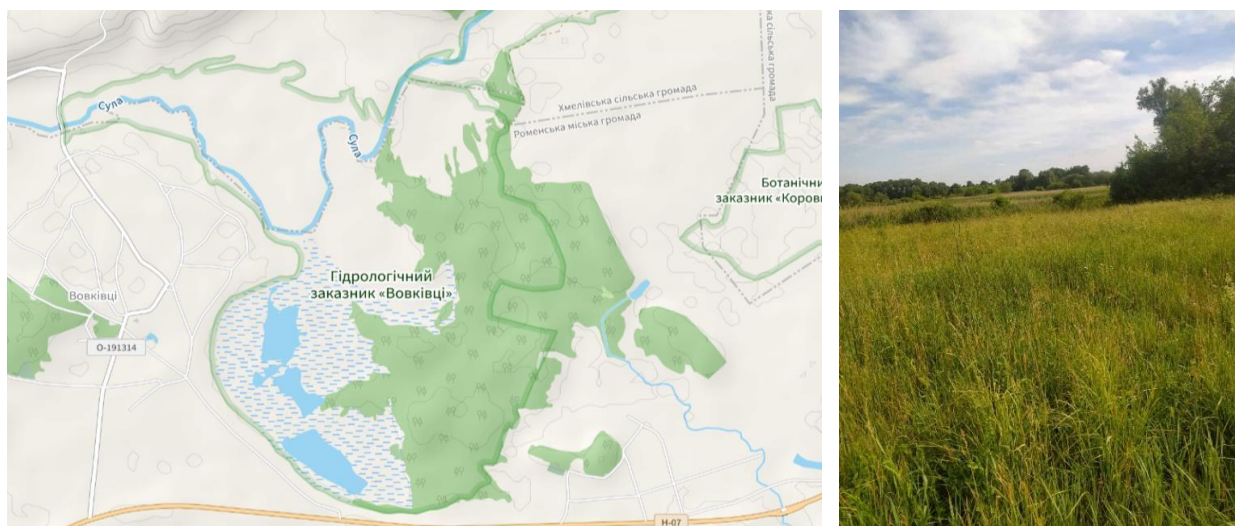


Рис. 7.1. Розташування та межі¹³ гідрологічного заказнику місцевого значення «Вовківці»¹⁴

¹³ Джерело картографічної основи: © [OpenStreetMap contributors](https://openstreetmap.org/), [Open Database License \(ODbL\)](https://openstreetmap.org/licenses/).

¹⁴ Тут і далі в розділі ілюстрації, для яких у підписах не наведено посилання на джерело або не зазначено іншого автора, є авторськими фотографіями здобувача

Заказник має площу 462,9 га, створений 29.11.2005 р. Територія заказника охоплює природний комплекс стариць, заболочених лук, трав'яних боліт і справжніх лук, сформованих у заплаві р. Сули, лівої притоки Дніпра, поблизу сіл Вошилиха та Вовківці Роменського району Сумської області.

Як гідрологічний заказник ця територія відіграє важливу роль у регуляції водного режиму річки та рівня ґрунтових вод прилеглих ділянок, а також є осередком збереження заплавної флори й фауни.

Рослинний покрив справжніх лук (*Prata genuina*) представлений переважно формаціями костриці лучної, тонконогу лучного та їх поєднанням: *Festuceta pratensis*, *Poeta pratensis*, *Festuceto-Poeta pratensis* (рис. 7.2). Місцями у складі справжніх лук співдомінантом виступає *Trifolium pratense*. На більш зволжених ущільнених торф'янистих ділянках помітну участь має *Deschampsia cespitosa*, що може розглядатися як один з індикаторів антропогенного впливу. Угруповання справжніх лук характеризуються досить високим видовим багатством (30 – 40 видів на 100 м²) і значною участю бобових як за різноманітністю, так і за кількістю особин. На межі із заболоченими луками у видовому складі зростає частка гідрофільних видів. Болотисті луки та трав'яні болота представлені переважно угрупованнями з домінуванням *Carex acutiformis* і *Scirpus sylvaticus* та участю типового болотного різнотрав'я (рис. 7.3). У їхньому складі виявлено численні популяції *Dactylorhiza incarnata*. Серед супутніх видів трапляються *Thalictrum lucidum*, *Filipendula ulmaria*, *Iris pseudacorus*, *Carex tomentosa*. На підвищених ділянках у межах болотистих лук відмічені ознаки засолення; тут зростають значні популяції *Cirsium canum* і *Triglochin maritima*. Окремими фрагментами представлені угруповання з домінуванням *Carex diluta* та *C. distans*. У зниженнях рельєфу звичайними є популяції *Typha angustifolia*, *Phragmites australis*, *Carex angustifolia*. У прирусловій частині досліджуваної ділянки переважають трав'яні болота за участю *Carex acutiformis*, *Scirpus sylvaticus*, *Filipendula ulmaria*, *C. cespitosa*, *Valeriana exaltata*. Місцями трапляються *Althaea officinalis* та *Archangelica officinalis*.



Початок вегетації. 13.04.24



Активна вегетація (26.05.2024)



Закінчення активної вегетації. 25.08.2023

Рис. 7.2. Сезонна динаміка рослинного покриву справжніх лук (*Prata genuine*) гідрологічного заказнику місцевого значення «Вовківці»



Рис. 7.3. Рослинний покрив лучно-болотних угруповань заказнику

Досліджувана територія являє собою своєрідний заплавний комплекс, який доповнюється різноманітною рослинністю тераси, а також позазаплавними луками та листяними лісами (рис. 7.4). На таких луках досить поширені *Agrimonia eupatoria*, *Origanum vulgare*, *Coronilla varia*, *Trifolium pratense*, *Ranunculus polyanthemos*, *Hypericum perforatum* і *H. elegans*. Значні площі займають *Salvia pratensis* та *Melilotus officinalis*; поодинокі трапляються *Tragopogon major* і *Centaureum minus*.

Ландшафт заказника характеризується значною кількістю стариць, площа й кількість яких зростають у високоповеневі роки, зокрема у 2024 р. У напрямку від периферії до відкритої водної поверхні формувалися смуги з переважанням *Phragmites australis*, *Typha angustifolia*, *T. latifolia* та *Scirpus sylvaticus*; остання супроводжувалася участю *Mentha aquatica*, *Ranunculus lingua* і *Stratiotes aloides*. Загалом описана територія вирізняється не лише добре збереженими й флористично різноманітними рослинними угрупованнями, а й значною часткою лікарських і цінних кормових рослин.

Високою є також її соцологічна цінність. У складі різних угруповань виявлено дев'ять видів рослин із природоохоронним статусом. До видів, пов'язаних із міжнародними природоохоронними переліками, належить



Рис. 7.4. Рослинність надзаплавної тераси із луками та листяними лісами

Ostericum palustre, який рідко трапляється на заболочених луках. Види Червоної книги України представлені *Dactylorhiza incarnata*, *Dactylorhiza fuchsii* та *Orchis palustris*.

Окрему соцологічну цінність мають види, включені до офіційного переліку регіонально рідкісних рослин, що підлягають особливій охороні на території Сумської області. Зокрема, у складі досліджуваних угруповань відмічені *Potentilla erecta* (L.) Raeusch., пов'язана з вологими луками, та *Carex cespitosa* L., характерна для сирих торф'янистих місцезростань і представлена тут поблизу південної межі ареалу. До видів з високою еколого-ценотичною значущістю також можна віднести *Althaea officinalis* L., *Cicuta virosa* L. і *Carex tomentosa* L., приурочені до вологих, заболочених або торф'янистих ділянок [16].

Таким чином, гідрологічний заказник місцевого значення «Вовківці» має

високу соцологічну цінність і виконує важливі природоохоронні функції. Його територія забезпечує збереження рідкісних видів рослин, підтримання добре сформованих заплавних рослинних угруповань, природне відновлення лучно-болотної рослинності та регуляцію водного режиму прилеглих територій.

Незважаючи на досить високу у регіоні досліджень кількість та сумарну площу територій ПЗФ, роботи з подальшого розвитку природно-заповідного фонду тривають. Так, за результатами досліджень, проведених кафедрою екології та ботаніки [41] запропоновано створення ще 12 заказників загальною площею 856 га, у кожному із яких підлягають охороні прибережні та (або) лучні природні комплекси (табл. 7.3).

Таблиця 7.3

Узагальнена інформація заказники, пропоновані у регіоні досліджень, та їхнє біорізноманіття

№	Інформація про розташування території	Пропонована категорія	Орієнт. площа, га	Раритетна складова флори		
				ЧКУ	РЧС	МСОП
1	Балка біля с. Сурмачівка (рис. 7.5)	Заказник (ботанічний або ландшафтний)	16		+	+
2	Територія у межиріччі річок Олава та Сула	Заказник (ландшафтний)	15			+
3	Територія біля с. Хмелів	Заказник (гідрологічний або ландшафтний)	68	+		+
4	Територія біля с. Артюхівка	Заказник (ландшафтний)	50			+
5	Територія біля с. Малі Бубни	Заказник (ландшафтний)	88	+		+
6	Територія біля с. Гришине	Заказник (ландшафтний)	43	+		+
7	Територія біля с. Погреби	Заказник (ландшафтний)	53		+	+
8	Територія біля с. Галка	Заказник (ландшафтний)	117			+
9	Територія біля с. Хоминці	Заказник (ландшафтний)	36		+	+

Продовження таблиці 7.3

№	Інформація про розташування території	Пропонована категорія	Орієнт. площа, га	Раритетна складова флори		
				ЧКУ	РЧС	МСОП
10	Території біля с. Чижикове	Заказник (ландшафтний)	186			+
11	Території біля с. Анастасівка	Заказник (ботанічний або ландшафтний)	56	+	+	+
12	Території біля с. Чеберяки	Заказник (ландшафтний)	128			+
Усього		12 заказників місцевого значення	856			

Примітка: ЧКУ – види, включені до «Червоної книги України», РЧС – до списків видів, які підлягають особливій охороні у Сумській області, МСОП – до списків Міжнародного союзу охорони природи Сформовано автором за даними [41].



Рис. 7.5. Карто-схема та природні комплекси території пропонованого заказника на північній околиці с. Сурмачівка¹⁵

На територіях, перспективних для надання природоохоронного статусу, раритетне фіторізноманіття представлене насамперед видами Червоної книги

¹⁵ Джерело картографічного матеріалу [41].

України – *Dactylorhiza fuchsii* (Druce) Soó і *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó, а також видом, що підлягає особливій охороні в Сумській області, – *Allium sphaerocephalon* L. Окрему групу становлять види, включені до оцінок МСОП у категорії LC: *Poa pratensis* L., *Equisetum arvense* L., *Scirpus sylvaticus* L., *Carex acutiformis* Ehrh., *Agrostis stolonifera* L., *Lycopus europaeus* L., *Lysimachia vulgaris* L., *Bidens tripartita* L., *Filipendula ulmaria* (L.) Maxim., *Epilobium palustre* L. та *Potentilla anserina* L. Наявність цих видів відображає представленість типових лучних, прибережно-болотних і вологолучних компонентів флори досліджуваних територій. Перспективою розвитку природно-заповідного фонду регіону досліджень є також створення національного природного парку «Верхньосульський». Це питання перебуває у полі зору науковців та природоохоронців з 2011 року. Дійсно, за результатами реалізації цієї ініціативи відбулось би посилення охорони значної кількості лучних, прибережних екосистем Сули, а також їхнього типового і раритетного біорізноманіття.

У соціологічному плані позитивним є не лише те, що в межах регіону досліджень уже створено вагому кількість територій із ПЗФ і продовжується робота над їхнім збільшенням, а й те, що тут формуються цілісні природоохоронні мережі. Рішенням Сумської обласної ради від 22.12.2021 затверджена «Регіональна схема екологічної мережі Сумської області» [36], метою якої є в тому числі і усунення антропогенної фрагментації та досягнення неперервності та функціональної єдності природних комплексів та посилення їхньої здатності до самовідновлення.

Відповідно до «Регіональної схеми...» досліджувані екосистеми увійшли до складу майже всіх провідних структурних елементів екомережі: ключових територій загальнодержавного значення – 3кз0СМ «Біловодське»; ключових територій місцевого значення – 24км0СМ «Верхньосульське»; сполучних територій місцевого значення – 15см0СМ «Сульський»; буферних територій місцевого значення – 5бм0СМ «Буферна зона 5»; зон відновлення місцевого значення – 8вм0СМ «Зона відновлення 8» та ін.

Запровадження природоохоронних заходів, які сприятимуть охороні біорізноманіття екосистем, охоплених вивченням, обумовлюється й тим, що серед них є оселища, які підлягають охороні відповідно до Резолюції 4 Бернської конвенції (наприклад, D5.2 : Болота з домінуванням великих осок (*Beds of large sedges normally without free-standing water*); E2.2 : Рівнинні та низькогірні сінокісні луки (*Low and medium altitude hay meadows*); E3.4 : Вологі і мокрі евтрофні і мезотрофні луки (*Moist or wet eutrophic and mesotrophic grassland*) [67], а регіон досліджень загалом є частиною Смарагдова мережа Європи: UA0000309 (*Sula river valley*/долина р. Сули).

Згідно з **принципом екологічно обґрунтованого природокористування**, використання лучних екосистем (сінокосіння, випасання тощо) має здійснюватися з урахуванням екологічних особливостей лучних та прибережних екосистем. Зростання антропогенного навантаження на лучні угруповання призводить не лише до скорочення участі окремих видів, а й до трансформації цілих рослинних угруповань. На місці природних або напівприродних лучних фітоценозів дедалі частіше формуються рудеральні угруповання, які не здатні повною мірою забезпечувати стабільне функціонування лучних екосистем [64]. У зв'язку з цим особливої актуальності набувають питання збереження природного біорізноманіття та раціонального, екологічно обґрунтованого природокористування. Їх вирішення можливе лише за умови всебічного дослідження сучасного стану рослинних угруповань і дотримання науково обґрунтованих режимів їх використання або охорони [5]. При цьому важливим є врахування та дотримання сезонної динаміки розвитку видів, їх здатності до відновлення та реакції на порушення.

У межах лучних екосистем доцільно впроваджувати регламентоване сінокосіння, яке має здійснюватися не раніше завершення основних фаз вегетації та обнасінення ценозоутворюючих видів. Необхідним є застосування мозаїчного косіння із чергуванням ділянок, що дозволяє зберегти популяції видів із різними екологічними вимогами. Випасання худоби має бути

контрольованим, із обмеженням навантаження на угіддя та недопущенням перевипасу або комплексного сінокісно-пасовищного одночасного використання. Натепер ділянки з вираженою пасовищною деградацією трапляються значно рідше, що пов'язано зі скороченням поголів'я великої рогатої худоби в господарствах населення, зменшенням практики традиційного випасання та поступовою концентрацією частини тваринництва у сільськогосподарських підприємствах із переважанням стійлово-вигульних або безприв'язних систем утримання, але окремі ділянки, як правило біля населених пунктів ще мають ознаки пасквальної дигресії (рис. 7.6) і потребують корекції режиму використання з дотриманням екологічно



Рис. 7.6. Ділянки із пасовищною трансформацією лучних угруповань долини р. Сули

обґрунтованих норм: пасовищних змін, навантаження на травостій в межах 3–4 голів ВРХ на гектар пасовища.

В той же час для значної частини лучних фітоценозів Лісостепу умовою

тривалого збереження є не повна відсутність антропогенного впливу, а його помірний і регулярний характер. Сінокосіння або контрольоване випасання підтримують відкриту структуру травостою, обмежують накопичення відмерлої фітомаси та стримують розвиток деревно-чагарникової рослинності. За таких умов лучні угруповання можуть тривалий час зберігати типовий видовий склад і не переходити до стадій самозаліснення. Це підтверджують і наші спостереження [17]: на ділянках, де режим сінокосіння зберігався тривалий час, ознаки лісоутворення невиражені або відсутніми (рис. 7.7).



Рис. 7.7. Відсутність самозаліснення за умов збереження сінокісного режиму

Умови воєнного стану та прикордонної області роблять антропогенний вплив більш контрастним. Так, у регіоні досліджень дедалі частіше реєструються випадки зниження або повного припинення традиційного господарського використання, зокрема сінокосіння та випасання. За таких умов спостерігається активізація процесів вторинної сукцесії [8]. Зазвичай це проявляється у заростанні лучних ділянок та зміні їхнього видового складу. Нами була проаналізована динаміка сукцесійних змін досліджуваних територій на прикладі заказника «Вовківці» (рис. 7.8, 7.9). Хоча при цьому на окремих ділянках й відбувається тимчасове підвищення різноманіття, у довгостроковій перспективі така динаміка матиме наслідком втрату як раритетного фіторізноманіття, так і типових лучних видів [98].

2001 рік, збійне пасовище



Фото: © Микола БАШТОВИЙ

2024 рік, самозаліснення



Фото: © Максим БОНДАРЄВ

Рис. 7.8. Сукцесійні зміни заплавних комплексів р. Сули за 20+ років: від пасовищної дигресії до самозаліснення

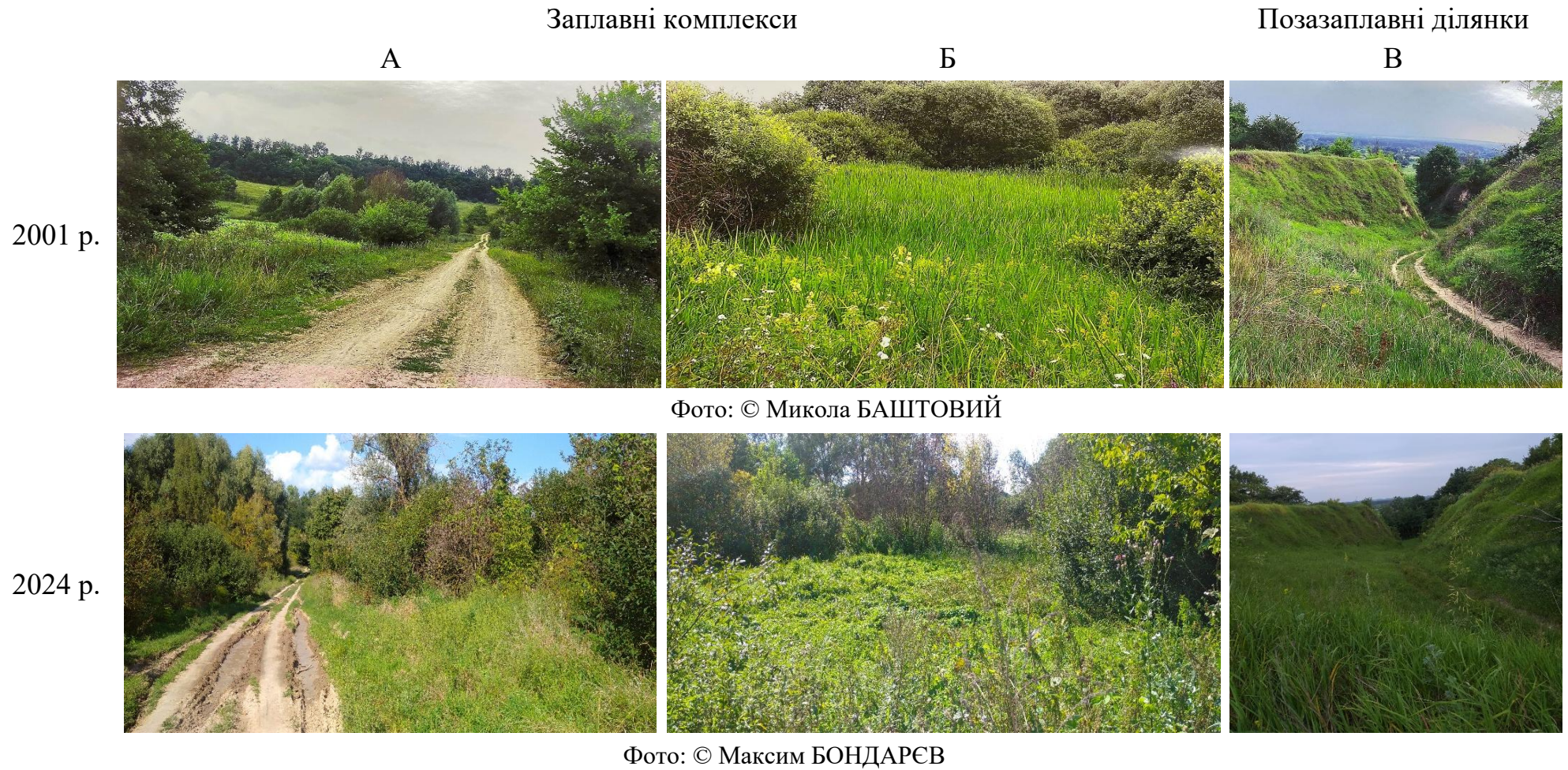


Рис. 7.9. Сукцесійні зміни рослинного покриву на ділянках долини р. Сули: А – узбіччя ґрунтової дороги в центральній заплаві; Б – прибережне болотисте угруповання; В – узбіччя ґрунтової дороги в межах надзаплавно-терасового комплексу

Також в умовах війни небезпека негативних впливів на біорізноманіття та екосистеми виникає й за умови виникнення та поширення пожеж [25]. Їхнім наслідком може бути як прояв деградаційних процесів (розрідження (фрагментація) травостою, зміна видового складу та структури у бік переважання терофітів) в екосистемах, так і їхнє повне знищення.

Лучні та прибережні комплекси виконують широкий спектр екосистемних послуг, поєднуючи регуляційні, підтримувальні, ресурсні та культурні функції. Вони беруть участь у регуляції водного режиму, підтриманні біорізноманіття, збереженні ґрунтового покриву, формуванні кормової бази та стабілізації природних процесів у заплавних екосистемах [37, 64]. Важливим є також їх значення для підтримання популяцій комах-запилювачів, оскільки у складі трав'янистих угруповань представлена значна частка квіткових та ентомофільних видів; подібна роль трав'яної рослинності як кормової бази для диких запилювачів показана і для трав'яних смуг агроландшафтів [178]. Не менш важливими є культурні та соціально-економічні екосистемні послуги лучних і прибережних комплексів. Вони створюють умови для рекреаційної діяльності, екологічної освіти та формування природоорієнтованого світогляду населення. Естетична цінність ландшафтів, можливості для відпочинку й туризму, а також роль цих екосистем у підтриманні традиційних форм природокористування підсилюють їхнє значення для забезпечення якості життя населення регіону.

В аспекті екологічно обґрунтованого природокористування важливим є регулювання рекреаційного навантаження на прибережні та лучні екосистеми долини р. Сули. В умовах воєнного стану та прикордонного положення Сумської області частина потенційних місць відпочинку біля води використовується менш активно або має обмежений доступ, тому загальна площа рекреаційно задіяних прибережних ділянок зменшується. Водночас рекреаційний тиск не зникає, а концентрується на доступних і звичних для населення місцях літнього відпочинку. Саме такі локальні осередки можуть зазнавати підвищеного навантаження, що проявляється у витоптуванні травостою, ущільненні ґрунту, засміченні, руйнуванні прибережної рослинності та локальній деградації природних комплексів. Тому

природоошадне регулювання рекреації має передбачати не лише обмеження доступу до найбільш цінних або небезпечних ділянок, а й упорядкування місць, які фактично залишаються рекреаційно використовуваними. Доцільним є облаштування обмеженої кількості спеціально визначених зон відпочинку з дотриманням вимог безпеки людей на водних об'єктах, організованим збором відходів, інформаційними стендами та недопущенням стихійного розширення рекреаційних ділянок у межі цінних лучних і прибережно-болотних угруповань. Такий підхід дозволяє поєднати рекреаційні потреби населення з охороною природних комплексів і зменшити неконтрольований антропогенний вплив на прибережні екосистеми [78].

Задля виявлення негативних тенденцій у стані фіторізноманіття, зокрема поширення інвазійних видів, необхідний системний моніторинг лучних і прибережних екосистем. Особливої уваги потребують порушені ділянки, узбіччя, місця рекреаційного навантаження та фрагменти з розрідженим травостоєм, де створюються сприятливі умови для закріплення адвентивних видів. У межах досліджуваних територій такі процеси ілюструє поява інвазійних рослин, зокрема *Ambrosia artemisiifolia* L. та видів роду *Solidago* L. (рис. 7.10), що засвідчує необхідність раннього виявлення осередків їх поширення та недопущення подальшої трансформації природних угруповань [221]. За необхідності, у тому числі за результатами моніторингу – здійснювати застосування наукового обґрунтованих компенсаційних та (або) відновлювальних заходів, спрямованих на збереження, підтримання природного фіторізноманіття.

Із реалізацією принципу екологічно обґрунтованого природокористування пов'язано формування в межах досліджуваних екосистем регіону мережі екологічних маршрутів і стежок. Це сприятиме регламентації та упорядкуванню антропопресії, пов'язаної з рекреацією та еколого-освітньою діяльністю. Прокладання таких маршрутів, які зможуть продемонструвати найважливіші ознаки, принади природних комплексів, разом з тим забезпечуючи керованість антропогенного впливу на мозаїчність території та вразливі компоненти біорізноманіття, буде мати значний позитивний ефект як в освітньому, так і в

природоохоронному плані. Безумовно, в умовах війни такі заходи мають здійснюватися з дотриманням визначених обмежень і вимог безпеки.



Asclepias syriaca L.



Solidago sp.



Ambrosia artemisiifolia L.



Рис. 7.10. Осередки поширення інвазійних видів на порушених ділянках долини р. Сули

Принцип адаптивного управління передбачає врахування сучасних кліматичних змін і динаміки гідрологічного режиму. Наявні дані об'єктивно засвідчують, що в регіоні досліджень уже тривалий час реєструються зміни середніх температурних показників (у напрямку зростання). На тлі кліматичних змін, трансформації гідрологічного режиму та пов'язаних із ними можливих змін у стані ґрунтів, значущості набувають регулярний моніторинг рослинного покриву та коригування заходів природокористування. При цьому має відбуватися

відстеження не лише видового складу флори, а й змін у її структурі, зокрема представленості рослин різних життєвих форм та різних екологічних амплітуд. Останнє засвідчує актуальність оцінки значень RWN як об'єктивного показника адаптаційного потенціалу видів та одного з індикаторів змін і майбутнього стану рослинного покриву.

Особливої уваги потребують види з вузькою екологічною амплітудою, оскільки саме вони можуть першими реагувати на зміну умов середовища. За результатами наших досліджень у флорі долини р. Сули такі стенобіонтні компоненти представлені, зокрема, серед раритетних видів, у тому числі видів ЧКУ та регіонально рідкісних. Зменшення їхньої участі або випадання з угруповань може бути ранньою ознакою трансформації екотопів, тоді як зростання частки еврибіонтних, синантропних чи інвазійних видів свідчитиме про спрощення екологічної структури флори.

У зазначеному аспекті інформативними є також зміни у стані популяцій лучних видів. Результати комплексного популяційного аналізу *Potentilla reptans* і *Potentilla anserina* показали, що їхній віталітетний стан пов'язаний не лише зі структурою травостою та рівнем антропогенного навантаження, а й з едафічними та кліматичними параметрами місцезростань. Тому моніторинг популяцій модельних лучних видів доцільно використовувати як додатковий інструмент оцінки змін середовища: *P. reptans* є чутливішим до надмірної трансформації фітоценозу, тоді як *P. anserina* краще відображає порушення травостою, зміну ґрунтових умов і просторове освоєння трансформованих ділянок.

В умовах сучасних викликів, пов'язаних із воєнними діями на території України та відносною близькістю досліджуваного регіону до зон активного та прямого воєнного впливу, формулювання засад раціонального природокористування лучними та прибережними екосистемами долини р. Сули потребує суттєвого розширення. Наразі в межах досліджуваного регіону та екосистем, охоплених вивченням, приклади прямого знищення й трансформації природних комплексів унаслідок війни мають обмежену поширеність. Відповідно, аналіз, представлений нижче, здебільшого має характер прогностичного вивчення

можливих ризиків як засіб оцінки ступеня небезпеки й завчасного визначення засад реагування на них та подолання можливих негативних впливів на фіторізноманіття регіону досліджень.

Одним із найбільш поширених наслідків війни є порушення ґрунтового покриву. Вони зазвичай супроводжується зміною фізико-хімічних властивостей ґрунтів, зокрема їхньої аерації, кислотності, вмісту нітрогену та солей та часто ще й хімічним забрудненням [68, 75, 87] що робить особливо актуальним здійснення моніторингу за станому ґрунту [74].

Окрім того, ділянки порушень стають осередками концентрації, поширення рудеральних, інвазивних видів [40, 98] За таких умов формується небезпека зміни видового складу флори та її структури, трансформації популяцій, чутливих до едафічних впливів, та, у підсумку, змін у представленості фітоценозів.

Така рудералізація має не лише флористико-ценотичні наслідки, а й може позначатися на здатності рослинного покриву виконувати захисні та стабілізуючі функції. Зокрема, за даними досліджень [168], цезій був найбільш поширеним у рудеральних екосистемах, тоді як вплив стронцію був вищим у рудеральних і псамофітних екосистемах порівняно з луками. Це свідчить, що трансформовані екосистеми можуть бути осередками підвищеної біоконцентрації радіоактивних елементів.

Потенційно небезпечним є руйнування природних і штучних водорегулюючих систем, яке матиме наслідком порушення гідрологічного режиму територій, зміни рівня ґрунтових вод і режиму зволоження. Це становить особливу загрозу для прибережних та заплавлених екосистем із досить широким спектром наслідків: від часткової трансформації видового складу та структури до повного знищення. Безумовно, зміни у гідрологічному режимі насамперед вплинуть на гідрофільні види (особливо стенобіонти за водним режимом) при їхній вірогідній заміні більш ксерофітними або синантропними рослинами. Таким чином, результати аналізу зазначених ризиків засвідчують, що в умовах воєнного впливу до системи принципів раціонального природокористування доцільно додатково включити принципи екологічної безпеки та пріоритетного відновлення територій,

порушених воєнними діями. Водночас принцип адаптивного управління має розглядатися також з позицій оцінки впливу війни на довкілля.

З нашої точки зору для лучних та прибережних екосистем досліджуваного регіону:

- **принцип екологічної безпеки** передбачає врахування потенційного хімічного та радіоактивного [168] забруднення територій, мінної небезпеки, механічного пошкодження ґрунтового й рослинного покриву та інших чинників, що можуть обмежувати або унеможлиблювати господарське, рекреаційне чи ресурсне використання окремих ділянок.

Особливо важливим це є для територій господарського, рекреаційного використання та місць потенційної заготівлі лікарської рослинної сировини, оскільки їх використання має ґрунтуватися не лише на ресурсній достатності екосистем, а й на попередній оцінці безпечності місцезростань [144] в т.ч. і на відсутність небезпечного забруднення.

- **принцип пріоритетного відновлення територій, порушених воєнними діями** спрямований на виявлення, оцінювання та поступову реабілітацію ділянок, що зазнали прямого або опосередкованого впливу бойових дій, із урахуванням стану ґрунтів, рослинного покриву, гідрологічного режиму та ризику поширення інвазійних видів [76].

Практична реалізація цих принципів має включати екологічну диференціацію території з виділенням ділянок різного ступеня воєнної трансформації та безпечності для людини, при продовженні користування безпечними ділянками і запровадженні обмеження або тимчасової заборони господарської діяльності на порушених чи потенційно небезпечних територіях. Для трансформованих територій можливим (за умови належного вивчення та наукового обґрунтування) є розробка та проведення заходів із рекультивації, відновлення рослинного покриву (підсів автохтонних видів, обмеження інвазійних тощо).

Висновки за розділом 7

На основі закономірностей структурної організації флори лучних і прибережних екосистем долини р. Сули та стану популяцій модельних видів обґрунтовано засади раціонального природокористування, що передбачають диференційоване й адаптивне управління природними комплексами. Визначено необхідність збереження екологічної мозаїчності території, регламентування сінокосіння і випасання, охорони місцезростань раритетних та стенобіонтних видів, підтримання природного гідрологічного режиму заплав, контролю ґрунтового покриву й екологічно обґрунтованого використання ресурсів. Реалізація цих підходів є умовою відновлення та підтримання екосистемних послуг, зокрема регулювання гідрологічного режиму, стабілізації ґрунтового покриву, підтримання біорізноманіття та ресурсного потенціалу.

За умов воєнного впливу система раціонального природокористування має доповнюватися принципами екологічної безпеки й пріоритетного відновлення трансформованих територій, спрямованими на відтворення порушених регулювальних і середовищевірних екосистемних послуг.

Отже, за сучасних умов раціональне природокористування лучними та прибережними екосистемами слід розглядати не лише як комплекс заходів сталого використання ресурсів, а й як складову екологічної безпеки, відновлення екосистем і підтримання їхньої здатності забезпечувати екосистемні послуги. Як за умов традиційного природокористування, так і на тлі впливу війни особливої уваги потребують стенобіонтні види, найбільш чутливі до змін середовища, тоді як види з широкою екологічною амплітудою можуть бути індикаторами стабільності екосистем. У цьому контексті доцільний системний моніторинг рослинного покриву з використанням показника відносної ширини еконіші (RWN), що дозволить оцінювати рівень трансформації, зміни у реалізації екосистемних функцій і послуг, а також ефективність впроваджених заходів.

ВИСНОВКИ

На основі результатів дослідження провідних кількісних та якісних ознак флористичної структури, особливостей і закономірностей функціонування популяцій модельних видів, а також визначення засад раціонального природокористування лучними та прибережними екосистемами долини р. Сули у межах Сумської області, були сформульовані наступні висновки:

1. Флористичне ядро досліджуваних екосистем репрезентовано 385 видами, що належать до 50 родин та 194 родів при переважанні представників *Poaceae* (53 види 25 родів), *Asteraceae* (47 видів 30 родів) та *Cyperaceae* (29 видів 5 родів). Значну питому вагу (42,6 %) становлять рослини із лікарськими властивостями, серед яких репрезентовано 22 офіційальні види (за Державною фармакопеею України) та 25 видів із Європейської фармакопеї. У складі флори представлені види державного, регіонального та міжнародного рангів охорони: три види включені до Червоної книги України (2021), дев'ять видів – до Офіційного переліку регіонально рідкісних видів рослин Сумської області (2011), та один вид – до Додатка I Бернської конвенції (1979).

2. У спектрі біоморф переважають стрижнекореневі (39,22 %), довгокореневищні (19,48 %) та короткореневищні (12,21 %) рослини, а у спектрі життєвих форм – гемікриптофіти (63,37 %). У складі географічної структури провідні позиції посідають види євразійського та європейського типів ареалів, частка яких, відповідно, становить 57,14% та 22,08 %.

3. За результатами поглибленого екологічного аналізу з опорою на уніфіковані екошкали Я.П. Дідуха, встановлено, що за 11 чинниками з 12 (окрім водного режиму ґрунту) досліджувана флора охоплює увесь діапазон відповідної екошкали. При цьому рослини розподіляються за 17 градаціями сполучення мінімальних та максимальних значень бальних показників чинника освітленості, за 34–57 градаціями чинників вмісту нітрогену в ґрунті, його кислотності, змінності зволоження, аерованості, вмісту карбонатів та терморезиму, за 60–63 градаціями

кріорежиму та вмісту солей, 74–85 градаціями континентальності, омброрежиму та водного режиму ґрунту.

4. За екочинниками чітко виділяється одна (у вмісту нітрогену в ґрунті, кислотності ґрунту, аерованості ґрунту, омброрежиму, континентальності, освітленості), дві (у водного режиму ґрунту, змінності зволоження, вмісту солей та карбонатів в ґрунті, кріорежиму) чи три (у терморежиму) градації, на які припадає найбільше рослин: в абсолютних значеннях зазвичай від 21 до 72 видів, а у відсотковому – від 5,94 до 18,75. У складі екологічної структури за усіма чинниками широко представлені, сумарно охоплюючи 64,7 – 86,5 % флористичного складу, градації, репрезентовані лише 1 – 9 видами.

5. За кожним із 12 екочинників види розподіляються за показниками ширини еконіші, яка була оцінена при використанні оригінального показника її відносної ширини (RWN). Встановлено, що частка видів із високою екологічною пластичністю ($RWN > 60\%$), залежно від чинника, становить 4,0 – 40,0 %, тоді як стенобіонти ($RWN < 30\%$) здебільшого складають 0,26 – 6,30 %. У складі флори переважають види із середнім рівнем екологічної пластичності (при RWN у межах 30 – 60%).

6. Еколого-ценотичний аналіз популяцій модельних видів *Potentilla reptans* і *Potentilla anserina* встановив їх поширення у широкому спектрі лучних і прибережних фітоценозів – від природних болотистих і мезофітних луків до антропогенно трансформованих рекреаційних та дорожніх екотопів. Обидва види зростають переважно на слабокислих достатньо родючих ґрунтах із помірним вмістом нітрогену за умов помірного зволоження, однак *P. reptans* більшою мірою приурочений до мезофітних помірно зволжених угруповань, тоді як *P. anserina* характеризується ширшою екологічною амплітудою та високою здатністю домінувати у порушених місцезростаннях.

7. Установлено, що за місцезростаннями популяції *P. reptans* і *P. anserina* статистично достовірно відрізняються значеннями морфопараметрів. Ці види реалізують різні морфоадаптивні стратегії просторового освоєння середовища: у *P. reptans* зі зростанням антропогенного навантаження відбувається перехід від

експансивного до стрес-толерантного морфотипу, тоді як *P. anserina* за зниження ценотичної конкуренції посилює клональне розселення. Найбільш інформативними морфоіндикаторами змін середовища для *P. reptans* є довжина черешка, стolonів, LAR і LWR, для *P. anserina* – довжина стolonів, репродуктивне зусилля та показники листкового апарату.

8. За подібної стolonоносної розеткової біоморфи *P. reptans* і *P. anserina* відрізняються характером проходження етапів онтогенезу. У популяціях *P. reptans* чіткіше простежується повний онтогенетичний ряд при представленості рослин генеративного та постгенеративних станів. У *P. anserina* онтогенез є більш поліваріантним: частина автономних клональних фрагментів може швидко переходити до вегетативного розмноження й тривалий час підтримувати цей процес або випадати з травостою, так і не досягаючи тривалої генеративної фази, внаслідок чого постгенеративні етапи розвитку зазвичай представлені слабо. Це зумовлює тенденцію до постійного оновлення популяційної структури за рахунок дочірніх розеток, а за окремих умов порушення чи перезволоження – також корневих відприсків. Така особливість узгоджується з більш вираженою експлерентною життєвою стратегією *P. anserina*.

9. Для *P. reptans* зміна онтогенетичних спектрів уздовж градієнта ценотичних та антропогенних умов проявляється у поступовому переході від переважання частки генеративних і старіючих особин за умов щільного болотистого травостою до посилення участі молодих вегетативних фрагментів у більш трансформованих угрупованнях. Найбільш сприятливим для виду виявляється не повна відсутність впливу, а помірне розрідження травостою, тоді як за надмірного рекреаційного навантаження омолодження онтогенетичного спектра є проявом стресової реакції популяції та поєднується з ослабленням її генеративної частини.

10. Аналіз онтогенетичної структури популяцій *P. anserina* показав, що реакція виду на антропогенну трансформацію визначається не лише її інтенсивністю, а передусім характером впливу. За помірного або локального механічного впливу вид реалізує експлерентну стратегію через активне оновлення чи підтримання генеративного ядра, тоді як тривале хаотичне рекреаційно-сінокісне виснаження

переводить популяцію до компенсаторного вегетативного відновлення з накопиченням рослин іматурних і віргінільних станів. На тлі зростання антропогенного навантаження в популяціях обох видів зазвичай проявляється нерівномірне проходження рослинами етапів індивідуального розвитку, а їх онтогенетичні спектри стають структурно контрастнішими: посилюються кількісні відмінності у представленості частки рослин різних станів, відбувається зростання вираженості неповноти спектрів та/або їх біомодальності.

11. Виявлено, що в помірно порушених, але структурно збережених лучних фітоценозах формуються процвітаючі популяції *P. reptans* і *P. anserina* із найвищими значеннями індексу якості (Q), тоді як у природно-конкурентних високотравних та надмірно антропогенно трансформованих угрупованнях переважають врівноважені або депресивні. При цьому *P. anserina* виявляє вищу стійкість до антропогенного навантаження, ніж *P. reptans*. Встановлено, що ключовими чинниками змін віталітетної структури обох видів є кислотність ґрунту, терморегімі, континентальність клімату та ценотичні параметри травостою (загальне проєктивне покриття, висота й щільність рослинного покриву).

Для лучних і прибережних екосистем регіону досліджень сформульовано та обґрунтовано шість провідних принципів раціонального природокористування. Результати комплексного аналізу популяцій та еколого-ценотичних зв'язків модельних видів підтверджують доцільність використання *P. reptans* як індикатора кліматично зумовлених змін лучних екосистем, а *P. anserina* – як індикатора трансформацій, пов'язаних зі змінами ґрунтових умов і порушенням рослинного покриву. У сучасних умовах, з огляду на ризики, спричинені широкомасштабною війною, раціональне природокористування лучними та прибережними екосистемами слід розглядати не лише як систему сталого використання природних ресурсів, а й як важливу складову екологічної безпеки держави.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Аверчев О. В., Василенко Н. Є. Особливості формування агрофітоценозу рослинності багаторічних трав. The current state of fundamental and applied natural sciences research: scientific monograph. Riga, Latvia: Baltija Publishing, 2022. С. 1–27. DOI: <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-212-8-1>.
2. Андрієнко Т. Л., Перегрим М. М. Офіційні переліки регіонально рідкісних рослин адміністративних територій України: довідкове видання. Київ: Альтерпрес, 2012. 148 с.
3. Андрієнко Т. Л., Устименко П. М. Заплавні заказники Сумщини. Рідна природа. 1994. № 4. С. 44–46.
4. Андрієнко Т. Л. Біорізноманіття боліт України та його охорона. Конвенція про біологічне розмаїття: громадська обізнаність і участь. Київ, 1997. С. 69–74.
5. Андрієнко Т. Л. Стан та проблеми охорони рослинного світу в Україні. Рідкісні та корисні рослини флори Чернігівщини в природі та культурі. Київ, 1997. С. 5–9.
6. Афанасьєв Д. Я. Господарська типологія природних лучних угідь рівнинної частини УРСР. Український ботанічний журнал. 1986. Т. 43, № 3. С. 62–69.
7. Афанасьєв Д. Я. Рослинність УРСР. Природні луки УРСР. Київ: Наукова думка, 1968. 257 с.
8. Афанасьєв Д. Я. Шляхи формування та сукцесійного розвитку низинних лук Українського Полісся. Український ботанічний журнал. 1984. Т. 41, № 4. С. 5–10.
9. Балашов Л. С., Соломаха В. А. Класифікація екосистем заплавних лук України. Український фітоценологічний збірник. Київ, 2005. Сер. С, вип. 1(23). С. 108–114.
10. Білова Н. А., Боговін А. В., Пташнік М. М., Дудник С. В. Відновлення продуктивних, екологічно стійких трав'янистих біогеоценозів на антропотрансформованих едафотопях. Київ: Центр учбової літератури, 2017. 356 с.
11. Бондарєв М. А., Бондарєва Л. М. Морфометричні характеристики модельних особин *Potentilla reptans* L. у лучних та прибережних фітоценозах долини річки Сули як прояв екологічної пластичності та адаптивного потенціалу популяцій. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2026. 64(1). С. 65–73. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2026.1.7>.

12. Бондарєв М. А., Бондарєва Л. М. Особливості лучної флори заплав малих річок Північного Сходу України з метою їх охорони та раціонального використання. Проблеми збереження природних екосистем: збірник Всеукраїнської наукової конференції, присвяченої 95-річчю Природного заповідника «Михайлівська цілина». Суми, 2023. С. 86–89.
13. Бондарєв М. А., Скляр В. Г. Екологічна структура флори лікарських рослин заплавних лук верхньої та середньої течії річки Сули. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2025. 61(3). С. 55–63. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2025.3.6>.
14. Бондарєв М. А. Луки в системі наукового вивчення. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2025. 60(2). С. 20–28. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2025.2.3>.
15. Бондарєв М. А. Популяційний аналіз у системі моніторингу ресурсів лікарської рослинної сировини. Матеріали науково-практичної конференції викладачів, аспірантів та студентів Сумського НАУ, 14–16 травня 2024 р. Суми, 2024. С. 40.
16. Бондарєв М. А. Роль гідрологічного заказнику «Вовківці» у збереженні заплавних природних комплексів. Екологічні дослідження ХХІ ст.: проблематика та перспективи: збірник матеріалів Міжнародної конференції студентів та молодих учених, м. Суми, 10 червня 2024 р. Суми: Сумський національний аграрний університет, 2024. С. 62–65.
17. Бондарєв М. А. Сукцесійні зміни заплавних трав'янистих угруповань р. Сули. Гончарівські читання: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 96-річчю з дня народження доктора сільськогосподарських наук, професора Гончарова Миколи Дем'яновича, 23–24 травня 2025 р. Суми, 2025. С. 149–151.
18. Бондарєв М. А. Сучасний стан, перспективи збереження та відновлення фіторізноманіття природних заплавних лук р. Сули. Матеріали Всеукраїнської наукової конференції студентів і аспірантів, присвяченої Міжнародному дню студента, 18–22 листопада 2024 р. Суми, 2024. С. 61.
19. Бондарєв М. А. Фітоіндикаційний підхід до оцінки факторів, що визначають популяційні показники лікарських рослин. Матеріали науково-практичної конференції викладачів, аспірантів та студентів Сумського НАУ, 17–21 листопада 2025 р. Суми, 2025. С. 55.
20. Бондарєв М. А. Фіторізноманіття заплавних фітоценозів р. Сули. Об'єкти природно-заповідного фонду Сумщини: сучасний стан та шляхи збереження біорізноманіття: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції з

- нагоди 25-ї річниці національного природного парку «Деснянсько-Старогутський» – перлини Українського Полісся. Шостка, 2024. С. 18–20.
21. Бондарєва Л. М., Бондарєв М. А., Попов І. Популяційні дослідження в контексті збереження біорізноманіття. Сучасний стан, проблеми та перспективи розвитку природничо-математичних наук та методик їх викладання: матеріали II Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції, м. Глухів, 30–31 жовтня 2025 р. Глухів, 2025. С. 115–118.
 22. Бондарєва Л. М., Бондарєв М. А. Визначення якості та ідентифікація лікарської рослинної сировини на прикладі *Matricariae flos*. Гончарівські читання: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 94-річчю з дня народження доктора сільськогосподарських наук, професора Гончарова Миколи Дем'яновича, 25 травня 2023 р. Суми, 2023. С. 140–142.
 23. Бондарєва Л. М., Бондарєв М. А. Макроскопічний аналіз лікарської рослинної сировини на прикладі *Filipendulae ulmariae herba*. Матеріали науково-практичної конференції викладачів, аспірантів та студентів Сумського НАУ, 25–28 квітня 2023 р. Суми, 2023. С. 22.
 24. Бондарєва Л. М., Скляр В. Г., Бондарєв М. А. Динаміка вегетативної та генеративної сфери популяцій звіробою звичайного. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія «Агрономія і біологія». 2023. Вип. 2 (52). С. 3–8. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2023.2.1>.
 25. Вагалюк Л. В. Екологічні злочини країни агресора та його вплив на біологічні ресурси України. Міждисциплінарні дослідження: гуманітарні та природничі науки: матеріали науково-практичної конференції, м. Одеса, 22–23 липня 2022 р. Одеса: Видавництво «Молодий вчений», 2022. С. 18–22.
 26. Вакал А. П., Литвиненко Ю. І. Поширення раритетних видів судинних рослин у басейні річки Сула у межах Сумської області. Український журнал природничих наук. 2026. № 17. С. 286–299. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.17.2026.28>.
 27. Вакал А. П. Фіторізноманіття басейну річки Ромен у межах території Роменського району Сумської області. Innovations in science: current research and advanced technologies: scientific monograph. Part 1. Riga, Latvia: Baltija Publishing, 2025. С. 285–309. DOI: <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-531-0-11>.
 28. Гаврилюк М. М., Кургак В. Г. Сучасні напрями досліджень у луківництві. Вісник аграрної науки. 2010. № 8. С. 14–18.

29. Гончаренко І. В. Аналіз рослинного покриву північно-східного Лісостепу України. Український фітоценологічний збірник. Серія А, Фітосоціологія. Київ: Фітосоціоцентр, 2003. Вип. 1(19). 203 с.
30. Григора І. М., Соломаха В. А. Рослинність України: еколого-ценотичний, флористичний та географічний нарис. Київ: Фітосоціоцентр, 2005. 452 с.
31. Григора І.М., Соломаха В.А. Основи фітоценології. Київ: Фітосоціоцентр, 2000. 240 с.
32. Державна фармакопея України: в 3 т. 2-ге вид. Харків: ДП «Український науковий фармакопейний центр якості лікарських засобів», 2015. Т. 3; із доповненнями 1–8 (2016–2025).
33. Діденко І. А., Бондар Ю. О., Курчій Б. О., Марченко О. А. Екологічні передумови формування продуктивності та оцінка потенціалу лікарських рослин у лучному, неморальному та рудеральному флороценотипах НПП «Голосіївський». Слобожанський науковий вісник. Серія: Природничі науки. 2025. № 1. С. 58–63. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturalspu/2025.1.9>.
34. Дідух Я. П., Плюта П. Г. Фітоіндикація екологічних факторів. Київ: Інститут ботаніки НАН України, 1994. 280 с.
35. Дубина Д. В., Дзюба Т. П., Ємельянова С. М., Багрікова Н. О., Борисова О. В., Борсукевич Л. М., Винокуров Д. С., Гапон С. В., Гапон Ю. В., Давидов Д. А., Дворецький Т. В., Дідух Я. П., Жмуд О. І., Козир М. С., Коніщук В. В., Куземко А. А., Пашкевич Н. А., Рифф Л. Є., Соломаха В. А., Фельбаба-Клушина Л. М., Фіцайло Т. В., Чорна Г. А., Чорней І. І., Шеляг-Сосонко Ю. Р., Якушенко Д. М. Продромус рослинності України/ відп. ред. Д. В. Дубина, Т. П. Дзюба; НАН України, Ін-т ботаніки ім. М. Г. Холодного. Київ: Наукова думка, 2019. 782 с.
36. Екологічний паспорт Сумської області станом на 01.01.2022 року. Суми, 2022. 165 с. URL: https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2022/11/Sumskaobl_2021.pdf.
37. Жук А. В. Екосистемні послуги як об'єкт трансдисциплінарної колаборації. Biological Systems: Theory and Innovation. 2024. Т. 15, № 2. С. 17–27. DOI: [https://doi.org/10.31548/biologiya15\(2\).2024.002](https://doi.org/10.31548/biologiya15(2).2024.002).
38. Жук М. В. Екологічна структура флори лук Роменсько-Полтавського геоботанічного округу. Біологія та екологія. 2023. Т. 9, № 1. С. 24–33. DOI: <https://doi.org/10.33989/2023.9.1.290168>.
39. Жук М. В. Систематична структура флори лук Роменсько-Полтавського геоботанічного округу. Біологія та екологія. 2022. Т. 8, № 2. С. 18–28. DOI: <https://doi.org/10.33989/2022.8.2.285300>.

40. Загороднюк І. В., Вишневецький Д. О. Втрати та зміни біорізноманіття в зонах тривалих бойових дій в Україні: теріологічна складова (2014–2022). Вісник Національної академії наук України. 2022. № 11. С. 60–78. DOI: <https://doi.org/10.15407/visn2022.11.060>.
41. Звіт про науково-дослідну роботу «Наукові дослідження природних лісових біогеоценозів області щодо збереження видів рослин, занесених до Червоної книги України, з метою виявлення територій, перспективних для подальшого створення нових об'єктів природно-заповідного фонду»: заключний звіт. Суми: СНАУ, 2020. 236 с.
42. Злобін Ю. А., Скляр В. Г., Бондарєва Л. М., Кирильчук К. С. Концепція морфометрії у сучасній ботаніці. Чорноморський ботанічний журнал. 2009. Т. 5, № 1. С. 5–22.
43. Злобін Ю. А., Скляр В. Г., Клименко Г. О. Біологія та екологія фітопопуляцій: монографія. Суми: Університетська книга, 2022. 512 с.
44. Злобін Ю. А. Алгоритм оцінки віталітету особин рослин і віталітетної структури фітопопуляцій. Чорноморський ботанічний журнал. 2018. Т. 14, № 3. С. 213–226.
45. Зубцова І. В., Скляр В. Г., Мельничук С. Д., Бондарєва Л. М. Віталітетна структура ценопопуляцій *Melilotus officinalis* (L.) Pall. в умовах заплавних лук Кролевецько-Глухівського геоботанічного району. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2019. № 1–2 (35–36). С. 10–15. DOI: <https://doi.org/10.32845/agrobio.2019.1-2.2>
46. Карпенко К. К., Ковтун В. А. Рослинність Сумської області, її сучасний стан і проблеми охорони. Стан природного середовища та проблеми його охорони на Сумщині. Кн. 1. Суми, 1996. С. 33–59.
47. Карпенко К. К., Тюленєва В. О., Вакал А. П., Родінка О. С., Книш М. П., Кравченко В. М. Гідрологічні заказники в заплаві р. Сула на Сумщині. Стан природного середовища та проблеми його охорони на Сумщині. Кн. 3. Суми: Джерело, 1999. С. 86–98.
48. Карпенко К. К., Тюленєва В. О., Книш М. П. Наукове обстеження гідрологічних заказників Верхньосульського, Недригайлівського, Біловодського, Андріяшівсько-Гудимівського. Суми, 1994. 147 с. Рукопис.
49. Кирильчук К. С., Бакуменко О. М., Верещагін І. В. RAPD-аналіз у системі комплексного еколого-аналітичного моніторингу популяцій конюшини лучної трав'яних фітоценозів Сумської області. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія «Агрономія і біологія». 2024. Вип. 2 (56). С. 34–41. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2024.2.5>.

50. Кисличенко В. С., Ленчик Л. В., Новосел О. М. та ін. Ресурсознавство лікарських рослин: посібник для студентів спеціальності «Фармація». Харків: НФаУ, 2015. 136 с.
51. Коваленко І. М. Структура популяцій основних домінантів трав'яно-чагарничкового ярусу в лісових масивах Деснянсько-Старогутського Національного природного парку: дис. ... канд. біол. наук: 03.00.05 / Коваленко Ігор Миколайович; Сумський національний аграрний ун-т. Суми, 2003. 303 с.
52. Куземко А.А., Буджак В.В., Чорней І.І., Токарюк А.І. Основи роботи в середовищі програм TURBOVEG та JUICE. Чернівці: Чернівецький нац. ун-т, 2015. 64 с.
53. Кузьмішина І. І. Флора і рослинність України: курс лекцій. Луцьк: Друк ПП Іванюк В. П., 2016. 152 с.
54. Куксін М. В. Природні кормові угіддя УРСР. Харків, 1935. 171 с.
55. Кургак В. Г., Волошин В. М. Накопичення кореневої маси та симбіотичного азоту в лучних травостоях. Збірник наукових праць Національного наукового центру «Інститут землеробства НААН». 2018. Вип. 2. С. 74–83. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/znpzeml_2018_2_9.
56. Кушніренко В., Ніколаєв М. Попереднє повідомлення про перебіг робіт експедиції по дослідженню луків Полтавської округи в 1930 році. Записки Полтавського сільськогосподарського інституту. Полтава, 1930. С. 118–141.
57. Литвиненко І. М. Заплавні луки Псла та їх поліпшення. Суми, 1958. 42 с.
58. Литвиненко І. М. Лучна рослинність заплавини р. Псла. Наукові записки Сумського державного педагогічного інституту. Біологічна серія. 1957. Т. 1, № 7. С. 85–137.
59. Малиновський К. А., Царик Й. В., Жилиєв Г. Г. Структура популяцій рідкісних видів флори Карпат. Київ: Наукова думка, 1998. 175 с.
60. Мінарченко В. М., Тимченко І. А., Соломаха Т. Д., Мінарченко О. М., Циганенко С. О. Науково-методичні основи обліку ресурсів лікарських рослин України: методичний посібник. Київ: Фітосоціоцентр, 2013. 72 с. ISBN 978–966–306–169–6.
61. Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України. Про затвердження переліків видів рослин та грибів, що заносяться до Червоної книги України (рослинний світ), та видів рослин та грибів, що виключені з Червоної книги України (рослинний світ): наказ від 15.02.2021 № 111. Зареєстровано в Міністерстві юстиції України 23.03.2021 за № 370/35992.

62. Москалик І. М., Жук А. В., Федоряк М. М. Проектування просторового каркасу живої лабораторії для відновлення оселищ диких запилювачів: експериментальний підхід RESTPOLL. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія «Агрономія і біологія». 2025. Вип. 3 (61). С. 135–142. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2025.3.16>.
63. Національний атлас України / голов. ред. Л. Г. Руденко; Інститут географії НАН України; Державна служба геодезії, картографії та кадастру. Київ: ДНВП «Картографія», 2007. 440 с. ISBN 978–966–475–067–4.
64. Національний каталог біотопів України. За ред. А. А. Куземко, Я. П. Дідуха, В. А. Онищенко, Я. Шеффера. Київ: ФОП Клименко Ю. Я., 2018. 442 с.
65. Ніколаєв М., Курінний Ф. Рослинність сіножатей на схилах правого берега долини р. Ворскла в околицях м. Полтави. Записки Полтавського інституту соціального виховання 1928–1930. Полтава: Поліграф-Трес, 1931. С. 195–206.
66. Омельченко В. С. Оптимізація стану долинних ландшафтів малих річок Середнього Побужжя. Landscape Science. 2024. № 6(2). С. 132–145. DOI: <https://doi.org/10.31652/2786-5665-2024-6-132-145>.
67. Онищенко В. А. Оселища України за класифікацією EUNIS. Київ: Фітосоціоцентр, 2016. 56 с.
68. Онищук І. П., Кичкирук О. Ю., Гаврилова А. М. Визначення вмісту іонів важких металів у ґрунтах, трансформованих у результаті вибухів. Український журнал природничих наук. 2025. № 13. С. 381–393. DOI: <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.13.2025.36>.
69. Орлова Л. Д. Основні чинники впливу на лучні фітоценози Лівобережного Лісостепу України. Світ медицини та біології. 2012. № 3. С. 146–149. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/S_med_2012_3_43.
70. Оцінка вразливості до зміни клімату Сумської міської територіальної громади та рекомендації з адаптації громади. Суми: ГО «Еколтава», 2023. 88 с. URL: <https://www.ekoltava.org/wp-content/uploads/2023/11/Otsinka-vrazlyvosti-do-zminy-klimatu-dlya-Sumskoyi-miskoyi-terytorialnoyi-gromady.docx.pdf>.
71. Павлова Н. Р. Вегетативна рухливість в онтоморфогенезі *Potentilla reptans* L. (Rosaceae). Чорноморський ботанічний журнал. 2009. Т. 5, № 4. С. 502–516.
72. Павлова Н. Р. Життєва форма, пагоноутворення і ритм сезонного розвитку *Potentilla anserina* L. Чорноморський ботанічний журнал. 2005. Т. 1, № 2. С. 70–78.

73. Панахид Г. Я. Вплив різних видів удобрення бобово-злакового травостою на зміну агрофізичних показників ґрунту. Передгірне та гірське землеробство і тваринництво. 2016. Вип. 60. С. 125–130.
74. Пивоварова А., Бутенко Є. Моніторинг земель, що зазнали негативного впливу воєнних дій в Україні. Використання й охорона земельних ресурсів та туристично-рекреаційний потенціал територій: матеріали II Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції, м. Дубляни, 14 травня 2024 р. Львів: Львівський національний університет природокористування, 2024. С. 55–56.
75. Пліско І. В., Романчук К. Ю., Криlach С. І. Механічна та фізична деградація орних ґрунтів внаслідок ведення воєнних дій в Україні. Вісник аграрної науки. 2023. Т. 101, № 10. С. 5–12. DOI: <https://doi.org/10.31073/agrovisnyk202310-01>.
76. Поповкіна О. С., Глевацька Н. М. Екоцид в Україні як наслідок російської військової агресії: аналіз впливу на природні екосистеми та довкілля. Конкурентоспроможна модель інноваційного розвитку економіки України: матеріали VII Міжнародної науково-практичної конференції, м. Кропивницький, 07–08 листопада 2024 р. Кропивницький: ЦНТУ, 2024. С. 283–285.
77. Природно-заповідний фонд Сумської області: атлас-довідник / уклад. Р. В. Бойченко, В. В. Вертель, О. Ю. Карлюкова та ін. 2-ге вид., випр. та допов. Київ: ТОВ «Українська Картографічна Група», 2019. 96 с. URL: <https://repo.snau.edu.ua/xmlui/handle/123456789/7849>.
78. Про затвердження Правил безпеки людей на водних об'єктах: наказ МВС України від 10.04.2017 № 301. База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/z0566-17>.
79. Про охорону навколишнього природного середовища: Закон України від 25.06.1991 № 1264-XII. База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/1264-12>.
80. Про природно-заповідний фонд України: Закон України від 16.06.1992 № 2456-XII. База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/2456-12>.
81. Про схвалення Водної стратегії України на період до 2050 року: розпорядження Кабінету Міністрів України від 09.12.2022 № 1134-р. База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/1134-2022-%D1%80>.

82. Про Цілі сталого розвитку України на період до 2030 року: Указ Президента України від 30.09.2019 № 722/2019. База даних «Законодавство України» / Верховна Рада України. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/go/722/2019>.
83. Пророченко С. С. Накопичення кореневої маси та протиерозійна стійкість ґрунту під лучними травостоями залежно від удобрення. Вісник аграрної науки Причорномор'я. 2018. Вип. 4(100). С. 82–87. DOI: [https://doi.org/10.31521/2313-092X/2018-4\(100\)-12](https://doi.org/10.31521/2313-092X/2018-4(100)-12).
84. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Сумській області у 2021 році. Суми: Сумська обласна державна адміністрація, Департамент захисту довкілля та енергетики, 2022. 217 с. URL: <https://mepr.gov.ua/wp-content/uploads/2023/12/Sum2021-zi-zminamy.pdf>.
85. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Сумській області у 2024 році. Суми: Сумська обласна державна адміністрація, Департамент захисту довкілля та природних ресурсів, 2025. 222 с.
86. Родінка О. С. Фітоіндикація едафотипів долини р. Сули. Український ботанічний журнал. 1995. Т. 52, № 1. С. 49–56.
87. Сакун А. О., Кутковий Д. О. Оцінка впливу наслідків військових дій на ґрунти. Екологічні науки. 2025. № 1(58). С. 350–353. DOI: <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2025.eco.1-58.56>.
88. Сипайлова Л. М., Соломаха В. А., Шеляг-Сосонко Ю. Р. Синтаксономічні зміни лучної рослинності заплави р. Десни. Український ботанічний журнал. 1987. Т. 44, № 5. С. 48–52.
89. Скляр Ю. Л., Троценко В. І., Псарьов В. В. Стан фіторізноманіття гідрологічних заказників Садівської територіальної громади Сумського району. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2024. Вип. 4 (58). С. 110–118. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2024.4.16>.
90. Скляр Ю. Л., Троценко В. І., Шерстюк С. М. Стан та актуальні питання забезпечення охорони біорізноманіття територій та об'єктів природно-заповідного фонду Степанівської територіальної громади. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2024. Вип. 3 (57). С. 66–74. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2024.3.9>.
91. Скробала В. М. Багатовимірна типологія рослинного покриву України: рівень типів рослинності. Вісник Львівського університету. Серія біологічна. 2009. Вип. 50. С. 44–51.
92. Соломаха В. А. Заплавні луки р. Ворскли. Український ботанічний журнал. 1982. Т. 39, № 4. С. 30–35.

93. Соломаха В. А. Зміни лучної рослинності басейну р. Ворскли. Український ботанічний журнал. 1984. Т. 41, № 3. С. 23–28.
94. Сорока М. І. Класифікація рослинності: основні підходи та перспективи розвитку. Український ліс. 2016. Вип. 1. С. 12–28.
95. Сумська обласна рада. Про заходи щодо посилення охорони рідкісних та зникаючих видів рослин, тварин і грибів, що підлягають особливій охороні на території Сумської області: рішення 11 сесії 6 скликання від 18.11.2011. URL: <https://sorada.gov.ua/dokumenty-oblrady/rishennja-oblasnoji-rady/6-sklykannja/category/67-rishennja-11-sesiji.html>.
96. Сумський обласний центр з гідрометеорології / Сумський ЦГМ <https://www.meteo.gov.ua/ua/Sumskii-CHM>.
97. Устименко П. М., Дубина Д. В., Фельбаба-Клушина Л. М. Рослинність верхів'я долини Тиси (Закарпатська область): сучасний стан, фітоценорізноманітність, антропогенна трансформація, охорона: монографія. Ужгород: ТОВ «ІВА», 2015. 128 с.
98. Шевера М. В., Протопопова В. В., Зав'ялова Л. В., Бурда Р. І., Буджак В. В., Коломійчук В. П., Бойко Н. С., Дойко Н. М., Кучер О. О., Конякін С. М., Двірня Т. С., Мордатенко І. Л., Міськова О. В. Актуальні напрями досліджень синантропізації рослинного покриву України. Вісник Національної академії наук України. 2025. № 11. С. 78–94. DOI: <https://doi.org/10.15407/visn2025.11.078>.
99. Шеляг-Сосонко Ю. Р., Дідух Я. П., Дубина Д. В. та ін. Прогномус рослинності України / відп. ред. К. А. Малиновський; АН УРСР, Інститут ботаніки ім. М. Г. Холодного. Київ: Наукова думка, 1991. 267 с. ISBN 5-12-001948-X.
100. Шеляг-Сосонко Ю.Р. Визначення та рівні організації біорізноманітності. Біорізноманітність Дунайського біосферного заповідника, збереження та управління. Київ: Наук. думка, 1999. С. 59–64.
101. Шерстюк М.Ю. Автохтонні заповідні дендрософити Українського Поллісся (флористичний і популяційний аналіз, оцінка декоративності та фітоценокомпозиції): дис. кандидата біологічних наук 06.03.01 "Лісові культури та фітомеліорація"; Національний університет біоресурсів і природокористування України. К., 2018. 414 с.
102. Шлапак А. В. Методика і норми рекреаційного навантаження на луки, болота та ґрунти і ліси прибережних акваторій природно-заповідного фонду. Умань: дендропарк «Софіївка», 2003. 12 с.

103. Якубенко Б. Є., Попович С. Ю., Устименко П. М., Дубина Д. В., Чурілов А. М. Геоботаніка: методичні аспекти досліджень: навчальний посібник. Київ: Ліра-К, 2018. 316 с.
104. Якубенко Б. Є. Природні кормові угіддя Лісостепу України: флора, рослинність, динаміка, оптимізація: автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 03.00.05. Київ, 2007. 47 с.
105. Anten N. P. R., Hirose T. Interspecific differences in above-ground growth patterns result in spatial and temporal partitioning of light among species in a tall-grass meadow. *Journal of Ecology*. 1999. Vol. 87, no. 4. P. 583–597.
106. Auffret A. G., Cousins S. A. O. Land uplift creates important meadow habitat and a potential original niche for grassland species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 2018. Vol. 285, no. 1876. Article 20172349. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2349>.
107. Bittebiere A.-K., Benot M.-L., Mony C. Clonal integration in plants: a key process for resource sharing in heterogeneous environments. *Annals of Botany*. 2020. Vol. 126, no. 3. P. 345–358. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcaa095>.
108. Bondariev M., Skliar V., Bondarieva L. Scientific basis for the rational use of natural resources and the conservation of ecosystem services in meadow and coastal ecosystems of the upper and middle courses of the Sula River. *CONNECT_ED: Strategic Partnerships for Global Academic Engagement: proceedings of the International Scientific Conference, Sumy, June 2–5, 2026*. Sumy: Sumy National Agrarian University, 2026. P. 51–52.
109. Bondarieva L., Skliar V., Bondariev M., Roshchupkin A., Butenko S., Antal T., Toryanik V., Mikulina M., Kytaihora A., Prokofiev D. Ecological Monitoring of Medicinal Plants Populations under Different Ecological-Cenotic and Anthropogenic Environmental Conditions. *Ecological Engineering & Environmental Technology*. 2024. Vol. 25, no. 8. P. 285–296. DOI: <https://doi.org/10.12912/27197050/190038>.
110. Botta-Dukát, Zoltán and Bartha, Dénes and Dancza, István and Lukács, Balázs András and Pinke, Gyula (2023) Adaptation of Life form Categorisation of Ellenberg and Mueller-Dombois to the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica*, 65 (1-2). pp. 1-34. ISSN 0236-6495. DOI: <https://doi.org/10.1556/034.65.2023.1-2.1>.
111. Box E. O., Fujiwara K. Vegetation types and their broad-scale distribution. *Vegetation Ecology*. 2nd ed. Chichester: Wiley-Blackwell, 2013. P. 455–485 <http://dx.doi.org/10.1002/9781118452592.ch15>.

112. Bozhanska T. Adaptive and productive characteristics of perennial meadow grasses in the conditions of the Central Balkan Mountain. *Bulgarian Journal of Agricultural Science*. 2022. Vol. 28, no. 1. P. 69–75. URL: <https://www.agrojournal.org/28/01-10.pdf>.
113. Bozhanska T., Petkova M., Bozhanski B., Iliev M. Botanical composition and nutritional value of fodder from species and varieties of perennial meadow grasses. *Scientific Papers. Series A. Agronomy*. 2022. Vol. 65, no. 1. URL: https://agronomyjournal.usamv.ro/pdf/2022/issue_1/Art33.pdf.
114. BSBI Distribution Database: electronic resource / Botanical Society of Britain and Ireland. 2026. URL: <https://database.bsbi.org/>.
115. Burdon J. J., Harper J. L. Relative growth rates of individual members of a plant population. *Journal of Ecology*. 1980. Vol. 68. P. 953–957.
116. Burgos E., Montefalcone M., Ferrari M., Paoli C., Vassallo P., Morri C., Bianchi C. N. Ecosystem functions and economic wealth: Trajectories of change in seagrass meadows. *Journal of Cleaner Production*. 2017. Vol. 168. P. 1108–1119.
117. Carlier L., Rotar I., Vlahova M., Vidican R. Importance and functions of grasslands. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*. 2009. Vol. 37, no. 1. P. 25–30.
118. Chen J.-S., Lei N.-F., Yu D. Differential effects of clonal integration on performance of ramets in heterogeneous environments. *Plant Biology*. 2015. Vol. 17. P. 117–123.
119. CITES. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Washington, 3 March 1973. United Nations Treaty Series. 1976. Vol. 993. P. 243–438. URL: <https://treaties.un.org/doc/Publication/UNTS/Volume%20993/volume-993-I-14537-English.pdf>.
120. Cole D. N., Bayfield N. G. Recreational trampling of vegetation: standard experimental procedures. *Biological Conservation*. 1993. Vol. 63, no. 3. P. 209–215. DOI: [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90714-C](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90714-C).
121. Coleman H. M., Levine J. M. Mechanisms underlying the impacts of exotic annual grasses in a coastal California meadow. *Biological Invasions*. 2007. Vol. 9. P. 65–71. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10530-006-9008-6>.
122. Convention on Biological Diversity. Text of the Convention. 1992. URL: <https://www.cbd.int/convention/text/>.
123. Council of Europe. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Bern, 19 September 1979. ETS No. 104. Strasbourg: Council of Europe, 1979. URL: <https://www.coe.int/en/web/conventions/-/council-of-europe->

[convention-on-the-conservation-of-european-wildlife-and-natural-habitats-ets-no-104-translations.](#)

124. Cullen-Unsworth L., Unsworth R. Seagrass meadows, ecosystem services, and sustainability. *Environment: Science and policy for sustainable development*. 2013. Vol. 55, no. 3. P. 14–28.
125. Dale V. H., Beyeler S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*. 2001. Vol. 1, no. 1. P. 3–10. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6).
126. de Kroon, H., & Hutchings, M. J. (1995). Morphological plasticity in clonal plants: the foraging concept reconsidered. *Journal of Ecology*, 83, 143-152.
127. Deru J., Schilder H., Van der Schoot J. R., Van Eekeren N. No trade-off between root biomass and aboveground production in *Lolium perenne*. *Grassland Science in Europe*. 2015. Vol. 20. P. 395–397.
128. Didukh Ya. P. The ecological scales for the species of Ukrainian flora and their use in synphytoindication. Kyiv: Phytosociocentre, 2011. 176 p.
129. Dix R. L., Smeins F. E. The prairie, meadow, and marsh vegetation of Nelson County, North Dakota. *Canadian Journal of Botany*. 1967. Vol. 45, no. 1. P. 21–58.
130. Dong M., de Kroon H. Plasticity in morphology and biomass allocation in *Cynodon dactylon*, a grass species forming stolons and rhizomes. *Oikos*. 1994. Vol. 70, no. 1. P. 99–106. DOI: <https://doi.org/10.2307/3545704>.
131. Duarte C. M. The future of seagrass meadows. *Environmental conservation*. 2002. Vol. 29, no. 2. P. 192–206.
132. Eliáš P. A new classification of communities dominated by *Potentilla reptans* in anthropogenic habitats of Western Slovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*. 1978. Vol. 13. P. 371–379. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02851939>.
133. Ellenberg H., Mueller-Dombois D. A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. *Berichte des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel*. 1967. Vol. 37. P. 56–73.
134. Elmore A. J., Manning S. J., Mustard J. F., Craine J. M. Decline in alkali meadow vegetation cover in California: the effects of groundwater extraction and drought. *Journal of Applied Ecology*. 2006. Vol. 43, no. 4. P. 770–779.
135. Eriksson O. a Mobility and space capture in the stoloniferous plant *Potentilla anserina* L. *Oikos*. 1986. Vol. 46, no. 1. P. 82–87.

136. Eriksson O. b Survivorship, reproduction and dynamics of ramets of *Potentilla anserina* on a Baltic seashore meadow. *Vegetatio*. 1986. Vol. 67. P. 17–25. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00040314>.
137. Eriksson O. Ramet behaviour and population growth in the clonal herb *Potentilla anserina*. *Journal of Ecology*. 1988. Vol. 76, no. 2. P. 522–536.
138. Eriksson O. Reproduction and clonal growth in *Potentilla anserina* L. (Rosaceae): the relation between growth form and dry weight allocation. *Oecologia*. 1985. Vol. 66. P. 378–380. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00378302>.
139. Eriksson O. Seedling dynamics and life histories in clonal plants. *Oikos*. 1989. Vol. 55. P. 231–238.
140. Euro+Med. Euro+Med PlantBase – the information resource for Euro-Mediterranean plant diversity: electronic resource. 2006–. URL: <https://euromedplus.org/>.
141. European Commission. Commission Notice. Assessment of plans and projects in relation to Natura 2000 sites – Methodological guidance on the provisions of Article 6(3) and (4) of the Habitats Directive 92/43/EEC. Official Journal of the European Union. 2021. C 437. P. 1–107. URL: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=oj:JOC_2021_437_R_0001.
142. European Medicines Agency, Committee on Herbal Medicinal Products. Guideline on Good Agricultural and Collection Practice (GACP) for starting materials of herbal origin. Final – Revision 1. EMA/HMPC/246816/2005. Amsterdam: European Medicines Agency, 2025. 18 p. URL: https://www.ema.europa.eu/en/documents/scientific-guideline/guideline-good-agricultural-collection-practice-gacp-starting-materials-herbal-origin-revision-1_en.pdf.
143. European Pharmacopoeia. 11th ed. Strasbourg: Council of Europe, 2023; Supplements 11.1–11.8 (2023–2025).
144. FairWild Foundation. The FairWild Standard. Version 3.0. Approved 19 December 2023. FairWild Foundation, 2023. 42 p. URL: <https://www.fairwild.org/>.
145. Garda A. A., Da Silva J. M. C., Baião P. C. Biodiversity conservation and sustainable development in the Amazon. *Systematics and Biodiversity*. 2010. Vol. 8, no. 2. P. 169–175.
146. Grime J. P. Plant strategies and vegetation processes. Chichester: John Wiley & Sons, 1979. 222 p.

147. Gruntman M., Groß D., Májeková M., Tielbörger K. Decision-making in plants under competition. *Nature Communications*. 2017. Vol. 8, no. 1. Article 2235. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02147-2>
148. Hammersmark C. T., Dobrowski S. Z., Rains M. C., Mount J. F. Simulated effects of stream restoration on the distribution of wet-meadow vegetation. *Restoration Ecology*. 2010. Vol. 18, no. 6. P. 882–893. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00519.x>.
149. Hejcman M., Hejcmanová P., Pavlů V., Beneš J. Origin and history of grasslands in Central Europe – a review. *Grass and Forage Science*. 2013. Vol. 68, no. 3. P. 345–363. DOI: <https://doi.org/10.1111/gfs.12066>.
150. Herben T., Klimešová J. Clonal growth and plant ecology: patterns and processes. *Plant Ecology*. 2020. Vol. 221. P. 1–16.
151. Hölzel N., Otte A. Ecological significance of seed germination characteristics in flood-meadow species. *Flora*. 2004. Vol. 199, no. 1. P. 12–24. DOI: <https://doi.org/10.1078/0367-2530-00132>.
152. Hutchings M. J., Wijesinghe D. K. Performance of clonal plants in patchy environments: effects of environmental heterogeneity on plant responses. *Biological Reviews*. 2008. Vol. 83. P. 199–217.
153. IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2025–2. 2026. URL: <https://www.iucnredlist.org> ISSN 2307–8235.
154. Juknevičius S., Sabienė N. The content of mineral elements in some grasses and legumes. *Ekologija*. 2007. Vol. 53, no. 1. P. 44–52. URL: https://gamtostyrimai.lt/wp-content/uploads/2022/06/651_05583b61a61c467113d137f303ecf9c1.pdf.
155. Kangas P. Tropical sustainable development and biodiversity. *Biodiversity II: Understanding and Protecting Our Biological Resources*. Washington, 1997. P. 389–409.
156. Klapp E. *Wiesen und Weiden: eine Grünlandlehre*. 4., neubearb. Aufl. Berlin; Hamburg: Paul Parey, 1971. 620 S.
157. Kleyer M., Bekker R. M., Knevel I. C., Bakker J. P., Thompson K., Sonnenschein M., Poschlod P., van Groenendael J. M., Klimeš L., Klimešová J., Klotz S., Rusch G. M., Hermy M., Adriaens D., Boedeltje G., Bossuyt B., Dannemann A., Endels P., Götzenberger L., Hodgson J. G., Jackel A. K., Kühn I., Kunzmann D., Ozinga W. A., Römermann C., Stadler M., Schlegelmilch J., Steendam H. J., Tackenberg O., Wilmann B., Cornelissen J. H. C., Eriksson O., Garnier E., Peco B. The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology*. 2008. Vol. 96, no. 6. P. 1266–1274.

158. Klimeš L., Klimešová J., Hendriks R., van Groenendael J. Clonal plant architecture: a comparative analysis of form and function. *Ecology*. 1997. Vol. 78. P. 246–257.
159. Klimešová J., Danihelka J., Chrtek J., de Bello F., Herben T. CLO-PLA: a database of clonal and bud-bank traits of the Central European flora. *Ecology*. 2017. Vol. 98, № 4. P. 1179. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.1745>.
160. Klimešová J., Klimeš L. Bud banks and their role in vegetative regeneration - a literature review and proposal for simple classification and assessment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 2007. Vol. 8. P. 115–129.
161. Kluse J. S., Diaz B. H. A. Importance of soil moisture and its interaction with competition and clipping for two montane meadow grasses. *Plant Ecology*. 2005. Vol. 176. P. 87–99.
162. Kołodziejek J., Patykowski J., Wala M. Dormancy, germination, and sensitivity to salinity stress in five species of *Potentilla* (Rosaceae). *Botany*. 2019. Vol. 97, no. 8. P. 452–462. DOI: <https://doi.org/10.1139/cjb-2019-0038>
163. Kretz L., Bondar-Kunze E., Hein T., Richter R., Schulz-Zunkel C., Seele-Dilbat C., van der Plas F., Vieweg M., Wirth C. Vegetation characteristics control local sediment and nutrient retention on but not underneath vegetation in floodplain meadows. *PLoS ONE*. 2021. Vol. 16. Article e0252694. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252694>.
164. Law R. The cost of reproduction in annual meadow grass. *The American Naturalist*. 1979. Vol. 113, no. 1. P. 3–16.
165. Liu Y., Schieving F., Stuefer J. F., Anten N. P. R. The effects of mechanical stress and spectral shading on the growth and allocation of ten genotypes of a stoloniferous plant. *Annals of Botany*. 2007. Vol. 99, no. 1. P. 121–130. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcl230>.
166. Louâpre P., Bittebière A.-K., Clément B., Pierre J.-S., Mony C. How past and present influence the foraging of clonal plants? *PLoS ONE*. 2012. Vol. 7, no. 6. Article e38288. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038288>.
167. Lukash O., Strilets S., Miroshnyk I., Sazonova O. The natural flora plants use by the local inhabitants of the historical rural localities of Chernihiv Polesie (Ukraine). *Studia Quaternaria*. 2023. Vol. 40, № 2. P. 115–126. DOI: <https://doi.org/10.24425/sq.2023.148036>.
168. Lukash O., Yakovenko O., Miroshnyk I., Tkaczenko H., Szikura A., Strilets S., Kurhaluk N. Assessment of radioisotope concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the herbaceous phytocenoses plants of the Dnieper river floodplain ecosystems (northern Ukraine). *Journal of Hazardous Materials*. 2025. Vol. 494. Article 138406. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.138406>.

169. Marty C., Pornon A., Escaravage N., Winterton P., Lamaze T. Complex interactions between a legume and two grasses in a subalpine meadow. *American Journal of Botany*. 2009. Vol. 96, no. 10. P. 1814–1820. DOI: <https://doi.org/10.3732/ajb.0800405>.
170. Meusel H., Jäger E., Rauschert S., Weinert E. *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora*. Bd. 2. Jena: Gustav Fischer Verlag, 1978. 421 S.
171. Meusel H., Jäger E. *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora*. Bd. 3. Jena; Stuttgart; New York: Gustav Fischer Verlag, 1992. 503 S.
172. Meusel H., Jäger E., Weinert E. *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora*. Bd. 1. Jena: Gustav Fischer Verlag, 1965. 583 S.
173. Midolo G., Axmanová I., Divíšek J., Dřevojan P., Lososová Z., Večeřa M., Karger D. N., Thuiller W., Bruelheide H., Aćić S., Attorre F., Biurrun I., Boch S., Bonari G., Čarni A., Chiarucci A., Čušterevska R., Dengler J., Dziuba T., Garbolino E., Jandt U., Lenoir J., Marcenò C., Růsina S., Šibík J., Škvorc Ž., Stančić Z., Stanišić-Vujačić M., Svenning J.-C., Swacha G., Vassilev K., Chytrý M. Diversity and distribution of Raunkiaer's life forms in European vegetation. *Journal of Vegetation Science*. 2024. Vol. 35. Article e13229. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.13229>.
174. Midolo G., Herben T., Axmanová I., Marcenò C., Pätsch R., Bruelheide H., Karger D. N., Aćić S., Bergamini A., Bergmeier E., Biurrun I., Bonari G., Čarni A., Chiarucci A., De Sanctis M., Demina O., Dengler J., Dziuba T., Fanelli G., Chytrý M. Disturbance indicator values for European plants. *Global Ecology and Biogeography*. 2023. Vol. 32. P. 24–34. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.13603>.
175. Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Washington, DC: Island Press, 2003. 245 p.
176. Miyanishi K., Eriksson O., Wein R. W. The biology of Canadian weeds. 98. *Potentilla anserina* L. *Canadian Journal of Plant Science*. 1991. Vol. 71, no. 3. P. 791–801. DOI: <https://doi.org/10.4141/cjps91-113>.
177. Moeslund J. E., Arge L., Bøcher P. K., Nygaard B., Svenning J. C. Geographically comprehensive assessment of salt-meadow vegetation-elevation relations using LiDAR. *Wetlands*. 2011. Vol. 31. P. 471–482. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0179-2>.
178. Moskalyk I., Fylypchuk T., Zhuk A., Moskalyk H., Sytnikova I., Zarochentseva O., Fedoriak M. Phytodiversity of herbaceous wild vegetation strips as a determinant of wild pollinator conservation. *International Journal of Ecosystems and Ecology Science*. 2025. Vol. 15, № 4. P. 161–170. DOI: <https://doi.org/10.31407/ijees15.420>.

179. Mosyakin S. L., Fedoronchuk M. M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. Kiev: M. G. Kholodny Institute of Botany, National Academy of Sciences of Ukraine, 1999. xxiv + 345 p.
180. Nahirniak T. Ecological aspects of meadow phytocenoses. Scientific Messenger of LNU of Veterinary Medicine and Biotechnologies. Series: Agricultural Sciences. 2023. Vol. 25, no. 98. P. 137–141. DOI: <https://doi.org/10.32718/nvlvet-a9823>.
181. Norton B. A., Bending G. D., Clark R., Corstanje R., Dunnett N., Evans K. L., Grafius D. R., Gravestock E., Grice S. M., Harris J. A., Hilton S., Hoyle H., Lim E., Mercer T. G., Pawlett M., Pescott O. L., Richards J. P., Southon G. E., Warren P. H. Urban meadows as an alternative to short mown grassland: effects of composition and height on biodiversity. Ecological Applications. 2019. Vol. 29, no. 6. Article e01946. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1946>.
182. Noss R. F. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. Conservation Biology. 1990. Vol. 4, no. 4. P. 355–364.
183. Ockendon D. J., Walters S. M. Studies in *Potentilla anserina* L. Watsonia. 1970. Vol. 8. P. 135–144.
184. Olennikov D. N., Kashchenko N. I., Chirikova N. K., Kuz'mina S. S. Phenolic profile of *Potentilla anserina* L. (Rosaceae) herb of Siberian origin and development of a rapid method for simultaneous determination of major phenolics in *P. anserina* pharmaceutical products by microcolumn RP-HPLC-UV. Molecules. 2015. Vol. 20, № 1. P. 224–248. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules20010224>.
185. Ondiviela B., Losada I. J., Lara J. L., Maza M., Galván C., Bouma T. J., van Belzen J. The role of seagrasses in coastal protection in a changing climate. Coastal Engineering. 2014. Vol. 87. P. 158–168.
186. Peng F., Xue X., Xu M., You Q., Jian G., Ma S. Warming-induced shift towards forbs and grasses and its relation to the carbon sequestration in an alpine meadow. Environmental Research Letters. 2017. Vol. 12, no. 4. Article 044010. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa6508>.
187. Pérez-Harguindeguy N., Díaz S., Garnier E., Jaureguiberry P., Poorter L., Jaureguiberry P., Bret-Harte M. S., Cornwell W. K., Craine J. M., Gurvich D. E., Urcelay C., Veneklaas E. J., Reich P. B., Poorter H., Wright I. J., Ray P., Enrico L., Pausas J. G., de Vos A. C., Buchmann N., Funes G., Quétier F., Hodgson J. G., Thompson K., Morgan H. D., ter Steege H., van der Heijden M. G. A., Sack L., Blonder B., Poschlod P., Vaieretti M. V., Conti G., Staver A. C., Aquino S., Cornelissen J. H. C. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany. 2013. Vol. 61, no. 3. P. 167–234. DOI: <https://doi.org/10.1071/BT12225>.

188. Petermann J. S., Buzhdygan O. Y. Grassland biodiversity. *Current Biology*. 2021. Vol. 31, no. 19. P. R1195–R1201. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2021.06.060>.
189. Pontes L., Carrère P., Andueza D., Louault F., Soussana J. F. Seasonal productivity and nutritive value of temperate grasses found in semi-natural pastures in Europe: responses to cutting frequency and N supply. *Grass and Forage Science*. 2007. Vol. 62, no. 4. P. 485–496. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2007.00604.x>.
190. Poorter H., Van der Werf A. Inherent variation in plant growth: physiological mechanisms and ecological consequences. Leiden: Backhuys Publishers, 1998. 362 p.
191. POWO. Plants of the World Online: electronic resource / facilitated by the Royal Botanic Gardens, Kew. 2026. URL: <https://powo.science.kew.org/>.
192. Radovanović A. M., Cupara S. M., Popović S. L., Tomović M. T., Slavkovska V. N., Janković S. M. Cytotoxic effect of *Potentilla reptans* L. rhizome and aerial part extracts. *Acta Poloniae Pharmaceutica – Drug Research*. 2013. Vol. 70, № 5. P. 851–854.
193. Ramsar Convention Secretariat. Wise use of wetlands: concepts and approaches for the wise use of wetlands. Ramsar handbooks for the wise use of wetlands. 4th ed. Vol. 1. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat, 2010. URL: <https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/hbk4-01.pdf>.
194. Raunkiaer C. The life forms of plants and statistical plant geography. Oxford: Clarendon Press, 1934. 632 p.
195. Reheul D., Cougnon M., de Cauwer B., Swanckaert J., Pannecouque J., D’hose T., van den Nest T., de Caestecker E., Vaes R., Peeters A., Baert J., de Vliegher A. Production potential of grassland and fodder crops in high-output systems in the Low Countries in north western Europe and how to deal with limiting factors. *Grassland Science in Europe*. 2015. Vol. 20. P. 139–150. URL: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/pdf/10.5555/20153417747>.
196. Rimondini L., Kimberley A., Cousins S. A. O. Habitat loss and isolation threaten specialist flora in Baltic coastal meadows. *Journal of Vegetation Science*. 2024. Vol. 35, no. 4. Article e13290. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.13290>.
197. Sabiniaż A., Kozłowski S. Forage aspects of the Czersk Meadows. *Łąkarstwo w Polsce*. 2009. Vol. 9. P. 155–163.
198. Scholtz R., Twidwell D. The last continuous grasslands on Earth: Identification and conservation importance. *Conservation Science and Practice*. 2022. Vol. 4, no. 3. Article e626. DOI: <https://doi.org/10.1111/csp2.626>.

199. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. The Ecosystem Approach. CBD Guidelines. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2004. 50 p. URL: <https://www.cbd.int/doc/publications/ea-text-en.pdf>.
200. Singh J. S., Lauenroth W. K., Milchunas D. G. Geography of grassland ecosystems. Progress in physical geography. 1983. Vol. 7, no. 1. P. 46–80.
201. Snaydon R. W. An analysis of competition between plants of *Trifolium repens* L. populations collected from contrasting soils. Journal of Applied Ecology. 1971. Vol. 8. P. 687–697.
202. Song Y.-B., Yu F.-H., Keser L. H., Dawson W., Fischer M., Dong M., van Kleunen M. United we stand, divided we fall: a meta-analysis of experiments on clonal integration and its relationship to invasiveness. Oecologia. 2013. Vol. 171. P. 317–327.
203. Squires V. R., Dengler J., Hua L., Feng H. Grasslands of the World: Diversity, Management and Conservation. Boca Raton: CRC Press, 2018. 426 p. DOI: <https://doi.org/10.1201/9781315156125>.
204. Stevens C. J., Basto S., Bell M. D., Hao T., Kirkman K., Ochoa-Hueso R. Research progress on the impact of nitrogen deposition on global grasslands. Frontiers of Agricultural Science and Engineering. 2022. Vol. 9, no. 3. P. 425–444.
205. Strömberg C. A. Evolution of grasses and grassland ecosystems. Annual review of Earth and planetary sciences. 2011. Vol. 39, no. 1. P. 517–544.
206. Stuefer J. F. Two types of division of labour in clonal plants: benefits, costs and constraints. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics. 1998. Vol. 1. P. 47–60.
207. Tomczyk M., Latté K. P. *Potentilla* – a review of its phytochemical and pharmacological profile. Journal of Ethnopharmacology. 2009. Vol. 122, № 2. P. 184–204. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jep.2008.12.022>.
208. Tomić Z., Lugić Z., Radović J., Sokolović D., Nešić Z., Krnjaja V. Perennial legumes and grasses stable source of quality livestock fodder feed. Biotechnology in Animal Husbandry. 2007. Vol. 23, no. 5–6. P. 559–572. DOI: <https://doi.org/10.2298/BAH0701559T>.
209. Tomović M. T., Cupara S. M., Popović-Milenković M. T., Ljujić B. T., Kostić M. J., Janković S. M. Antioxidant and anti-inflammatory activity of *Potentilla reptans* L. Acta Poloniae Pharmaceutica – Drug Research. 2015. Vol. 72, № 1. P. 137–145.
210. Turkington R., Harper J. The growth, distribution and neighbour relationships of *Trifolium repens* in a permanent pasture: II. Inter- and intra-specific contact. Journal of Ecology. 1979. Vol. 67. P. 219–230. DOI: <https://doi.org/10.2307/2259346>.

211. Tutova H., Panchenko K., Lisovets O., Kunakh O., Zhukov O. Vegetation diversity and ecological factor assessment via phytoindication on the arena terrace of the Dnipro valley. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*. 2025. Vol. 16, no. 3. Article e25131. DOI: <https://doi.org/10.15421/0225131>.
212. Tykhonova O., Skliar V., Sherstiuk M., Butenko A., Kyrylchuk K., Bashtovyi M. Analysis of *Setaria glauca* (L.) P. Beauv. population's vital parameters in grain agrophytocenoses. *Journal of Environmental Research, Engineering and Management*. 2021. Vol. 77, no. 1. P. 36–46. DOI: <https://doi.org/10.5755/j01.erem.77.1.25489>.
213. Van der Maarel, E. (2005). Vegetation ecology – an overview. *Vegetation ecology*, 3, 1-51.
214. Venterink H. O., Güsewell S. Competitive interactions between two meadow grasses under nitrogen and phosphorus limitation. *Functional Ecology*. 2010. Vol. 24, no. 4. P. 877–886. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01692.x>.
215. Vermeulen P. J., Anten N. P. R., Schieving F., Werger M. J. A., During H. J. Height convergence in response to neighbour growth: genotypic differences in the stoloniferous plant *Potentilla reptans*. *New Phytologist*. 2008. Vol. 177, no. 3. P. 688–697. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02301.x>.
216. Vermeulen P. J., During H. J. Genotype–density interactions in a clonal, rosette-forming plant: cost of increased height growth? *Annals of Botany*. 2010. Vol. 105, no. 1. P. 79–88. DOI: <https://doi.org/10.1093/aob/mcp265>.
217. Wang Z., van Kleunen M., During H. J., Werger M. J. A. Root foraging increases performance of the clonal plant *Potentilla reptans* in heterogeneous nutrient environments. *PLoS ONE*. 2013. Vol. 8, no. 3. Article e58602. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0058602>.
218. Ward A., Nielsen A. L., Møller H. Rapid assessment of mineral concentration in meadow grasses by near infrared reflectance spectroscopy. *Sensors*. 2011. Vol. 11. P. 4830–4839. DOI: <https://doi.org/10.3390/s110504830>.
219. WFO. World Flora Online: electronic resource. 2026. URL: <http://www.worldfloraonline.org/>.
220. Yu F., Chen Y., Dong M. Clonal integration enhances survival and performance of *Potentilla anserina*, suffering from partial sand burial on Ordos plateau, China. *Evolutionary Ecology*. 2001. Vol. 15, no. 4. P. 303–318. DOI: <https://doi.org/10.1023/A:1016032831038>.

221. Zhylina T. M., Lukash O. V., Yakovenko O. I., Shevchenko V. L. The invasive effect of *Solidago canadensis* L. on the structural characteristics of soil nematode communities in the ecosystems of the eu-mesophytic meadows. Agricultural Science and Practice. 2025. Vol. 12, № 1. P. 46–62. (Web of Science Core Collection, ESCI). DOI: <https://doi.org/10.15407/agrisp12.01.046>.
222. Zlobin Yu., Kovalenko I., Klymenko H., Kyrylchuk K., Bondarieva L., Tykhonova O., Zubtsova I. Vitality analysis algorithm in the study of plant individuals and populations. The Open Agriculture Journal. 2021. Vol. 15. P. 119–129. DOI: <https://doi.org/10.2174/1874331502115010119>.

ДОДАТКИ

ДОДАТОК А

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті у наукових фахових виданнях України

1. **Бондарєв М. А.**, Бондарєва Л. М. Морфометричні характеристики модельних особин *Potentilla reptans* L. у лучних та прибережних фітоценозах долини річки Сули як прояв екологічної пластичності та адаптивного потенціалу популяцій. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2026. 64(1). С. 65–73. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2026.1.7>.

2. **Бондарєв М. А.** Луки в системі наукового вивчення. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2025. 60(2). С. 20–28. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2025.2.3>.

3. **Бондарєв М. А.**, Скляр В. Г. Екологічна структура флори лікарських рослин заплавлених лук верхньої та середньої течії річки Сули. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2025. 61(3). С. 55–63. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2025.3.6>.

4. Бондарєва Л. М., Скляр В. Г., **Бондарєв М. А.** Динаміка вегетативної та генеративної сфери популяцій звіробою звичайного. Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія. 2023. 52(2). С. 3–8. DOI: <https://doi.org/10.32782/agrobio.2023.2.1>.

Публікація у науковому періодичному виданні, проіндексованому у наукометричній базі Scopus

Bondarieva L., Skliar V., **Bondariev M.**, Roshchupkin A., Butenko S., Antal T., Toryanik V., Mikulina M., Kytaihora A., Prokofiev D. Ecological monitoring of medicinal plants populations under different ecological-cenotic and anthropogenic environmental conditions. Ecological Engineering & Environmental Technology. 2024. 25(8). P. 285–296. DOI: <https://doi.org/10.12912/27197050/190038>.

Тези наукових доповідей

1. **Bondariev M.**, Skliar V., Bondarieva L. Scientific basis for the rational use of natural resources and the conservation of ecosystem services in meadow and coastal ecosystems of the upper and middle courses of the Sula River. CONNECT_ED: Strategic Partnerships for Global Academic Engagement: proceedings of the International

Scientific Conference, Sumy, June 2–5, 2026. Sumy: Sumy National Agrarian University, 2026. P. 51–52.

2. **Бондарєв М. А.** Сукцесійні зміни заплавних трав'янистих угруповань р. Сули. Гончарівські читання: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 96-річчю з дня народження доктора сільськогосподарських наук, професора Гончарова Миколи Дем'яновича, 23–24 травня 2025 р. Суми, 2025. С. 149–151.

3. **Бондарєв М. А.** Роль гідрологічного заказнику «Вовківці» у збереженні заплавних природних комплексів. Екологічні дослідження XXI ст.: проблематика та перспективи: збірник матеріалів Міжнародної конференції студентів та молодих учених, м. Суми, 10 червня 2024 р. Суми: Сумський національний аграрний університет, 2024. С. 62–65.

4. Бондарєва Л. М., **Бондарєв М. А.**, Попов І. Популяційні дослідження в контексті збереження біорізноманіття. Сучасний стан, проблеми та перспективи розвитку природничо-математичних наук та методик їх викладання: матеріали II Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції, м. Глухів, 30–31 жовтня 2025 р. Глухів, 2025. С. 115–118.

5. **Бондарєв М. А.** Фітоіндикаційний підхід до оцінки факторів, що визначають популяційні показники лікарських рослин. Матеріали науково-практичної конференції викладачів, аспірантів та студентів Сумського НАУ, 17–21 листопада 2025 р. Суми, 2025. С. 55.

6. **Бондарєв М. А.** Сучасний стан, перспективи збереження та відновлення фіторізноманіття природних заплавних лук р. Сули. Матеріали Всеукраїнської наукової конференції студентів і аспірантів, присвяченої Міжнародному дню студента, 18–22 листопада 2024 р. Суми, 2024. С. 61.

7. **Бондарєв М. А.** Фіторізноманіття заплавних фітоценозів р. Сули. Об'єкти природно-заповідного фонду Сумщини: сучасний стан та шляхи збереження біорізноманіття: матеріали Всеукраїнської науково-практичної конференції з нагоди 25-ї річниці національного природного парку «Деснянсько-Старогутський» – перлини Українського Полісся. Шостка, 2024. С. 18–20.

8. **Бондарєв М. А.** Популяційний аналіз у системі моніторингу ресурсів лікарської рослинної сировини. Матеріали науково-практичної конференції викладачів, аспірантів та студентів Сумського НАУ, 14–16 травня 2024 р. Суми, 2024. С. 40.

9. Бондарєва Л. М., **Бондарєв М. А.** Визначення якості та ідентифікація лікарської рослинної сировини на прикладі *Matricariae flos*. Гончарівські читання: матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої 94-річчю з дня народження доктора сільськогосподарських наук, професора Гончарова Миколи Дем'яновича, 25 травня 2023 р. Суми, 2023. С. 140–142.

10. Бондарєва Л. М., **Бондарєв М. А.** Макроскопічний аналіз лікарської рослинної сировини на прикладі *Filipendulae ulmariae herba*. Матеріали науково-практичної конференції викладачів, аспірантів та студентів Сумського НАУ, 25–28 квітня 2023 р. Суми, 2023. С. 22.

11. **Бондарєв М. А.**, Бондарєва Л. М. Особливості лучної флори заплав малих річок Північного Сходу України з метою їх охорони та раціонального використання. Проблеми збереження природних екосистем: збірник Всеукраїнської наукової конференції, присвяченої 95-річчю Природного заповідника «Михайлівська цілина». Суми, 2023. С. 86–89.

УКРАЇНА



СВІДОЦТВО

про реєстрацію авторського права на твір

№ 120612

Стаття «Динаміка вегетативної та генеративної сфери популяцій звіробою звичайного»

(вид, назва твору)

Автор(и) **Бондарєва Людмила Миколаївна, Скляр Вікторія Григорівна, Бондарєв Максим Андрійович**

(повне ім'я, псевдонім (за наявності))

Дата реєстрації 19 липня 2023 р.

Директор
Державної організації
«Український національний
офіс інтелектуальної власності
та інновацій»



Олена ОРЛЮК



ДОДАТОК Б

АКТИ ПРО ВПРОВАДЖЕННЯ РЕЗУЛЬТАТІВ ДИСЕРТАЦІЙНОГО ДОСЛІДЖЕННЯ

«СУМИФІТОФАРМАЦІЯ»
ТОВАРИСТВО З ОБМЕЖЕНОЮ
ВІДПОВІДАЛЬНІСТЮ

вул. Заливна, буд. 11, 1 поверх,
м. Суми, Україна, 40035
url: www.fitofarm.com
e-mail: info@fitofarm.com
тел./факс. +380542606359



«SUMYFITOFARMACIA»
LIMITED
LIABILITY COMPANY

11 Zaluyna str, 1 floor, Sumy,
Ukraine, 40035
url: www.fitofarm.com
e-mail: info@fitofarm.com
Tel/fax +380542606359

Вих. № 43 від 25.05.2016 р.

АКТ

про впровадження результатів дисертаційного дослідження
аспіранта кафедри екології та ботаніки
Сумського національного аграрного університету

Бондарєва Максима Андрійовича

на тему:

**«Лучні та прибережні екосистеми долини річки Сули у межах Сумської області:
флора, популяції лікарських рослин, засади раціонального
природокористування»**

Даним актом підтверджується, що результати дисертаційного дослідження Бондарєва Максима Андрійовича на тему: «Лучні та прибережні екосистеми долини річки Сули у межах Сумської області: флора, популяції лікарських рослин, засади раціонального природокористування», представленого на здобуття ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 «Екологія», прийнято до використання у практичній діяльності ТОВ «Сумифітофармація».

У діяльності підприємства враховуються матеріали дисертаційної роботи щодо флористичної структури лучних і прибережних екосистем долини річки Сули, еколого-ценотичних особливостей місцезростань популяцій перспективних ресурсно цінних видів, зокрема *Potentilla reptans* L. і *Potentilla anserina* L., а також науково обґрунтованих підходів до оцінювання стану природної сировинної бази лікарської рослинної сировини.

Результати дослідження використовуються як інформаційно-аналітична основа під час визначення екологічної доцільності заготівлі дикорослої рослинної сировини, уточнення природоохоронних обмежень її використання та формування підходів щодо раціонального використання фіторесурсів лучних і прибережних екосистем. Особливе значення мають положення роботи щодо необхідності врахування проєктивного покриття видів, запасу надземної фітомаси, життєвого стану популяцій, структури фітоценозів, рівня антропогенної трансформації місцезростань та екологічної безпечності сировинної бази.

Впровадження результатів дисертаційного дослідження сприяє підвищенню наукової обґрунтованості ресурсознавчої, заготівельно-аналітичної та консультативної роботи підприємства, мінімізації ризиків виснаження природних популяцій і узгодженню використання дикорослої лікарської рослинної сировини з принципами сталого природокористування та збереження біорізноманітності.

Директор ТОВ
«Сумифітофармація»



Юрій ЗЮРІН

Продовження Додатку Б

ЗАТВЕРДЖУЮ

Проректор з науково-педагогічної та
навчальної роботи Сумського
національного аграрного університету
Маргарита ЛИШЕНКО

2026 року

АКТ

про впровадження результатів дисертаційного дослідження
аспіранта кафедри екології та ботаніки
Сумського національного аграрного університету**Бондарева Максима Андрійовича**на тему: «Лучні та прибережні екосистеми долини річки Сули у межах
Сумської області: флора, популяції лікарських рослин, засади раціонального
природокористування»

Даним актом стверджується, що результати дисертаційного дослідження Бондарева Максима Андрійовича на тему: «Лучні та прибережні екосистеми долини річки Сули у межах Сумської області: флора, популяції лікарських рослин, засади раціонального природокористування», яка представлена на здобуття ступеня доктора філософії за спеціальністю 101 «Екологія», впроваджено у навчальну програму викладання дисциплін «Біологія», «Геоботаніка з основами популяційної екології», «Збалансоване природокористування», «Лікарські рослини та основи ресурсознавства», «Природно-ресурсний потенціал України: стан, природоохоронні аспекти, екосистемні послуги», «Методологія та організація наукових досліджень», «Раціональне використання, захист та охорона ландшафтів».

Результати дисертаційної роботи Бондарева М.А. щодо особливостей флори, структури популяцій лікарських рослин долини річки Сули, основних підходів щодо раціонального використання природних лучних та прибережних екосистем використовуються викладачами кафедри екології та ботаніки Сумського НАУ для проведення наукових досліджень, підготовки і викладання лекцій та лабораторно-практичних занять при підготовці фахівців ОС «Бакалавр» та «Магістр» спеціальності «Екологія».

Розглянуто і схвалено на засіданні кафедри екології та ботаніки Сумського національного аграрного університету (протокол №10 від 12 березня 2026 року).

Завідувач кафедри екології та ботаніки
кандидат біологічних наук, доцент

Інна ЗУБЦОВА

ДОДАТОК В
УНІФІКОВАНІ ЕКОШКАЛИ Я.П. ДІДУХА [34, 128]
Додаток В.1. Екошкала водного режиму ґрунту (Hd)¹⁷

№	Назва градації	Характеристика
1.	Пустельний	дуже незначне нерегулярне промочування атмосферними опадами, яких випадає до 100 мм на рік, з різким дефіцитом запасів води
3.	Напівпустельний	дуже незначне нерегулярне промочування атмосферними опадами, яких випадає до 300 мм на рік, з постійним дефіцитом запасів води
5.	Сухостеповий	незначне нерегулярне весняне промочування атмосферними опадами, кількість яких досягає 400 мм на рік
7.	Степовий	незначне нерегулярне нерегулярне весняне промочування атмосферними опадами, кількість яких досягає 450-500 мм на рік
9.	Лучностеповий	помірне весняне промочування атмосферними опадами, унаслідок чого у другій половині літа відчувається дефіцит вологи. Ґрунтові води на глибині біля 10 м.
11.	Сухолісолучний	цілковите весняне промочування атмосферними опадами, з доповненням на схилах транзитним стоком. В другій половині літа відчувається дефіцит вологи, ґрунтові води на глибині 5-7 м.
13.	Вологолісолучний	зволоженість капілярно-підперто-підвішеною вологою, ґрунтові води на глибині 1-2 м.
15.	Сиролісолучний	максимальне капілярне зволоження, ґрунтові води на глибині менше 1 м.
17.	Мокроболотнолісолучний	обводнення за рахунок виходу до поверхні ґрунтових вод застійного та проточного характеру, капілярна кайма досягає поверхні, інтенсивні процеси оглеєння та торфоутворення
19.	Болотний	з режимом затоплення, формуванням мочажин, капілярна кайма виходить на поверхню, що сприяє інтенсивному торфонакопиченню
21.	Прибережно-водний	з застійним або проточним постійним водним режимом
23.	Водний	з водною товщею понад 1 м.

¹⁷ Тут і в усіх інших екошкалах парні бальні значення екочинника відповідають умовам, перехідним між суміжними градаціями

Додаток В.2. Екошкала змінності зволоження (fH)

№	Назва градації та її характеристика
1.	Постійне зволоження
3.	Відносно постійне зволоження
5.	Слабко змінне зволоження
7.	Помірно змінне зволоження
9.	Досить змінне зволоження
11.	Різко змінне зволоження

Додаток В.3. Екошкала вмісту нітрогену в ґрунті (Nt)

№	Назва градації та її характеристика
1.	Безазотисті ґрунти
3.	Дуже бідні на мінеральний нітроген ґрунти (вміст 0,05–0,20 %)
5.	Бідні на мінеральний нітроген ґрунти (0,2–0,3 %)
7.	Досить забезпечені нітрогеном ґрунти (0,3–0,4 %)
9.	Багаті нітрогеном ґрунти (0,4–0,5 %)
11.	Надлишково багаті на нітроген ґрунти (> 0,5 %)

Додаток В.4. Екошкала вмісту солей в ґрунті (Sl)

№	Назва градації	Характеристика
1.	Особливо бідні солями сильно вилуговані мінеральні підзолисті ґрунти	35-37 мг/л; жорсткість води боліт 0,6-1,4; HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- - відсутні
3.	Бідні сильно вилуговані ґрунти	80-90 мг/л; жорсткість 2,0-4,5; HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- - відсутні
5.	Небагаті солями підзолисті ґрунти	95-150 мг/л; жорсткість 4,5-6,5; HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- - відсутні
7.	Досить багаті солями вилуговані чорноземи	160-200 мг/л; жорсткість 7,0-10,0; HCO_3^- - 4-16/100 г ґрунту; SO_4^{2-} , Cl^- - сліди
9.	Багаті солями чорноземні та каштанові ґрунти	200 мг/л при відсутності ознак засолення; HCO_3^- - 30-50/100 г ґрунту; SO_4^{2-} , Cl^- - сліди
11.	Слабкозасолені солончакуваті чорноземні ґрунти	SO_4^{2-} - 0,01-0,05%; Cl^- - 0,01-0,03%
13.	Середньозасолені ґрунти	SO_4^{2-} - 0,1-0,3%; Cl^- - 0,05-0,1%
15.	Сильнозасолені ґрунти	SO_4^{2-} - 0,5%; Cl^- - 0,3%
17.	Різкозасолені ґрунти	SO_4^{2-} , Cl^- - до 2%
19.	Злісні солончаки, покриті солями	-

Додаток В.5. Екошкала вмісту карбонатів в ґрунті (Са)

№	Характеристика градації
1.	Ґрунти не містять карбонатів
3.	Вміст карбонатів 0,05%
5.	Вміст карбонатів 0,5%
7.	Вміст карбонатів 0,5-1,5%
9.	Вміст карбонатів 1,5-5%
11.	Вміст карбонатів 5-10%
13.	Вміст карбонатів більший за 10 %

Додаток В.6. Екошкала вмісту кислотності ґрунту (Rc)

№	Назва градації та її характеристика
1.	Дуже кислі ґрунти (pH < 3,5)
3.	Досить кислі ґрунти (pH = 3,7–4,5)
5.	Кислі ґрунти (pH = 4,5–5,5)
7.	Слабокислі ґрунти (pH = 5,5–6,5)
9.	Нейтральні ґрунти (pH = 6,5–7,1)
11.	Слаболужні ґрунти (pH=7,2–7,7)
13.	Лужні ґрунти (pH = 7,7–8,2)

Додаток В.7. Екошкала вмісту кислотності ґрунту (Ae)

№	Характеристика градації
1.	Аерованість 95-100 %
3.	Аерованість 80–95 %
5.	Аерованість 50–80 %
7.	Аерованість 35–50 %
9.	Аерованість 20–35 %
11.	Аерованість 3–20 %
13.	Аерованість 1–3 %
15.	Аерованість менше 1%

Додаток В.8. Екошкала за чинником терморезиму (Тm)

№	Назва градації	Показник радіаційного балансу, ккал/см ² /рік
1.	Арктична термозона	5
2.		10

Продовження додатку В.8

№	Назва градації	Показник радіаційного балансу, ккал/см ² /рік
3.	Субарктична термозона	15
4.		20
5.	Бореальна термозона	25
6.		30
7.	Суббореальна термозона	35
8.		40
9.	Неморальна термозона	45
10.		50
11.	Субсередземноморська термозона	55
12.		60
13.	Середземноморська термозона	65
14.		70
15.	Тропічна термозона	75
16.		80
17.	Екваторіальна термозона	85

Додаток В.9. Екошкала за чинником омброрежиму (Om)

№	Назва градації	Om, мм
1.	Гіперарідний	Менше ніж - 2200 –
2.		-2020 – -
3.	Ортоарідний	-2000 – -
4.		-1800 – -
5.	Еуаридний	-1600 – -
6.		-1400 – -
7.	Семиарідний	-1200 – -1000
8.		-1000 – -800
9.	Мезоаридний	-800 – -600
10.		-600 – -400
11.	Субаридний	-400 – -200
12.		-200 – 0
13.	Субгумідний	0 – 200
14.		200 – 400
15.	Мезогумідний	400 – 600
16.		600 – 800
17.	Семигумідний	800 – 1000
18.		1000 – 1200
19.	Еугумідний	1200 – 1400

Продовження додатку В.9

№	Назва градації	Ом, мм
20.		1400 – 1600
21.	Ортогумідний	1600 – 1800
22.		1800 – 2000
23.	Гіпергумідний	Більше ніж 2000

Додаток В.10. Екошкала за чинником континентальності клімату (Кп)

№	Назва градації	Кп, %
1.	Надто океанічний	до 61
2.		61–70
3.	Океанічний	71–80
4.		81–90
5.	Субокеанічний	91–100
6.		101–110
7.	Геміокеанічний	111–120
8.		121–130
9.	Геміконтинентальний	131–140
10.		141–150
11.	Субконтинентальний	151–160
12.		161–170
13.	Континентальний	171–180
14.		181–190
15.	Різко континентальний	191–200
16.		201–210
17.	Надто континентальний	більше 210 %

Додаток В.11. Екошкала за чинником кріорежиму (Cr)

№	Назва градації	Cr
1.	Дуже суворі зими	< –34 °C
2.		–34 – –30 °C
3.	Суворі зими	–30 – –26 °C
4.		–26 – –22 °C
5.	Досить суворі зими	–22 – –18 °C
6.		–18 – –14 °C
7.	Зими помірно суворі	–14 – –10 °C
8.		–10 – –6 °C
9.	М'які зими	>15 °C

Продовження додатку В.11

№	Назва градації	Cr
10.		-2 – +2 °C
11.	Зими теплі	2–6 °C
12.		6–10 °C
13.	Зими дуже теплі	10–13 °C
14.		13–15 °C
15.	Зими не виражені	> 15 °C

Додаток В.12. Екошкала за чинником освітленості (Lc)

№	Характеристика градації
1.	Рослини глибокого затінку та відносного освітлення до 1 %, рідше більше 3 %
3.	Тіньові рослини, що ростуть за відносного освітлення до 5 %, зрідка на відкритих місцях
5.	Напівтіньові рослини відносного освітлення менше 10 %, зрідка повного освітлення
7.	Напівосвітлені умови для рослин, більшість яких росте за повного освітлення, але витримують затінення
9.	Світлолюбні рослини, що ростуть тільки за повного освітлення, окремі витримують відносне освітлення до 50 %

ДОДАТОК Д
СПИСОК ВИДІВ ЛІКАРСЬКИХ РОСЛИН У СКЛАД ЯДРА ФЛОРИ
ДОЛИНИ р. СУЛИ

№	Лат. назва виду	Назва ЛРС (ДФУ ¹⁸ , Ph Eu ¹⁹)
1.	<i>Achillea setacea</i> Waldst. & Kit.	
2.	<i>Achillea millefolium</i> L.	<i>Millefolii herba</i> ДФУ, Ph Eu
3.	<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	
4.	<i>Acorus calamus</i> L.	<i>Acori calami rhizomata</i> ДФУ, Ph Eu
5.	<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	<i>Agrimoniae herba</i> ДФУ, Ph Eu
6.	<i>Ajuga genevensis</i> L.	
7.	<i>Ajuga reptans</i> L.	
8.	<i>Allium oleraceum</i> L.	
9.	<i>Allium sphaerocephalon</i> L.	
10.	<i>Allium vineale</i> L.	
11.	<i>Althaea officinalis</i> L.	<i>Althaeae folium, Althaeae herba, Althaeae radix</i> ДФУ, Ph Eu
12.	<i>Angelica sylvestris</i> L.	
13.	<i>Angelica archangelica</i> L.	<i>Angelicae archangelicae radix</i> ДФУ, Ph Eu
14.	<i>Aristolochia clematitis</i> L.	
15.	<i>Artemisia absinthium</i> L.	<i>Absinthii herba</i> ДФУ, Ph Eu
16.	<i>Artemisia austriaca</i> Jacq.	
17.	<i>Artemisia marschalliana</i> Spreng.	
18.	<i>Artemisia scoparia</i> Waldst. & Kit.	
19.	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	
20.	<i>Barbarea vulgaris</i> R.Br.	
21.	<i>Betonica officinalis</i> L. s. l.	
22.	<i>Bidens cernua</i> L.	
23.	<i>Bidens tripartita</i> L.	
24.	<i>Bistorta officinalis</i> Delarbre	<i>Bistortae rhizoma</i> ДФУ, Ph Eu
25.	<i>Caltha palustris</i> L.	
26.	<i>Campanula glomerata</i> L.	
27.	<i>Campanula patula</i> L.	
28.	<i>Campanula rapunculus</i> L.	
29.	<i>Campanula sibirica</i> L. s. l.	
30.	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	
31.	<i>Carlina biebersteinii</i> Bernh. ex Hornem.	
32.	<i>Carum carvi</i> L.	<i>Carvi fructus</i> ДФУ, Ph Eu
33.	<i>Centaurea jacea</i> L.	
34.	<i>Centaurea phrygia</i> L.	

¹⁸ Державна фармакопея України: в 3 т. – 2-ге вид. – Харків: ДП «Український науковий фармакопейний центр якості лікарських засобів», 2015. — Т. 3; із доповненнями 1–8 (2016–2025).

¹⁹ European Pharmacopoeia. - 11th ed. – Strasbourg: Council of Europe, 2023; Supplements 11.1 – 11.8 (2023–2025).

Продовження додатку Д

№	Лат. Назва виду	Назва ЛРС (ДФУ, Ph Eu)
35.	<i>Centaurium erythraea</i> Rafn	
36.	<i>Chaiturus marrubiastrum</i> (L.) Rchb.	
37.	<i>Cichorium intybus</i> L.	<i>Cichorii radix</i> Ph Eu
38.	<i>Cicuta virosa</i> L.	
39.	<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	
40.	<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	
41.	<i>Clinopodium vulgare</i> L.	
42.	<i>Conium maculatum</i> L.	
43.	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	
44.	<i>Coronaria flos-cuculu</i> (L.) Fourr.	
45.	<i>Cynoglossum officinale</i> L.	
46.	<i>Daucus carota</i> L.	
47.	<i>Dianthus armeria</i> L.	
48.	<i>Dianthus barbatus</i> L.	
49.	<i>Dianthus deltoides</i> L.	
50.	<i>Echium vulgare</i> L.	
51.	<i>Epilobium hirsutum</i> L.	
52.	<i>Epilobium palustre</i> L.	
53.	<i>Epilobium parviflorum</i> Schereb.	
54.	<i>Equisetum arvense</i> L.	<i>Equiseti herba</i> ДФУ, Ph Eu
55.	<i>Equisetum palustre</i> L.	
56.	<i>Equisetum pratense</i> L.	
57.	<i>Eryngium campestre</i> L.	
58.	<i>Eryngium planum</i> L.	
59.	<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	
60.	<i>Euphrasia brevipila</i> Burn. & Gremli	
61.	<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	<i>Filipendulae ulmariae herba</i> ДФУ, Ph Eu
62.	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench	
63.	<i>Fumaria officinalis</i> L.	<i>Fumariae herba</i> Ph Eu
64.	<i>Galium mollugo</i> L.	
65.	<i>Galium verum</i> L.	
66.	<i>Gentiana pneumonanthe</i> L.	
67.	<i>Geranium pratense</i> L.	
68.	<i>Geum rivale</i> L.	
69.	<i>Glechoma hederaceae</i> L.	
70.	<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	
71.	<i>Gratiola officinalis</i> L.	
72.	<i>Herniaria glabra</i> L.	
73.	<i>Hierochloe odorata</i> (L.) P.Beauv.	
74.	<i>Hypericum elegans</i> Stephan ex Willd.	
75.	<i>Hypericum perforatum</i> L.	<i>Hyperici herba</i> ДФУ, Ph Eu
76.	<i>Inula britannica</i> L.	
77.	<i>Inula helenium</i> L.	
78.	<i>Iris pseudacorus</i> L.	

Продовження додатку Д

№	Лат. Назва виду	Назва ЛРС (ДФУ, Ph Eu)
79.	<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	
80.	<i>Leonurus cardiaca</i> L.	<i>Leonuri cardiacaе herba</i> ДФУ, Ph Eu
81.	<i>Leonurus villosus</i> Desf. ex D'Urv.	
82.	<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	
83.	<i>Linum catharticum</i> L.	
84.	<i>Lycopus europaeus</i> L.	
85.	<i>Lysimachia nummularia</i> L.	
86.	<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	
87.	<i>Lythrum salicaria</i> L.	<i>Lythri herba</i> Ph Eu
88.	<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	<i>Meliloti herba</i> ДФУ, Ph Eu
89.	<i>Menyanthes trifoliata</i> L.	<i>Menyanthidis trifoliatae folium</i> ДФУ, Ph Eu
90.	<i>Mentha aqatica</i> L.	
91.	<i>Mentha arvensis</i> L.	
92.	<i>Myosotis scorpioides</i> L.	
93.	<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench	
94.	<i>Odontites vulgaris</i> Moench	
95.	<i>Oenanthe aqvatica</i> (L.) Poir.	
96.	<i>Orchis palustris</i> Jacq.	
97.	<i>Origanum vulgare</i> L.	<i>Origani vulgaris herba</i> ДФУ <i>Origani herba</i> Ph Eu
98.	<i>Ostericum palustre</i> (Besser) Besser	
99.	<i>Parnassia palustris</i> L.	
100.	<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre	
101.	<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre	
102.	<i>Persicaria maculosa</i> S.F.Gray	
103.	<i>Petasites spurius</i> (Retz.) Rchb.	
104.	<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Moench	
105.	<i>Phalacroloma annuum</i> (L.) Dumort.	
106.	<i>Phalaroides arundinaceae</i> (L.) Rausch.	
107.	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	
108.	<i>Plantago lanceolata</i> L.	<i>Plantaginis lanceolatae folium</i> ДФУ, Ph Eu
109.	<i>Plantago major</i> L.	<i>Plantaginis majoris folium</i> ДФУ
110.	<i>Poa palustris</i> L.	
111.	<i>Polygala comosa</i> Schkuhr	
112.	<i>Polygala vulgaris</i> L.	
113.	<i>Polygonum aviculare</i> L.s.str.	<i>Polygoni avicularis herba</i> ДФУ, Ph Eu
114.	<i>Potentilla anserina</i> L.	
115.	<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.	<i>Tormentillae rhizoma</i> ДФУ, Ph Eu
116.	<i>Potentilla palustris</i> (L.) Scop.	
117.	<i>Potentilla reptans</i> L.	
118.	<i>Pulicaria vulgaris</i> Gaertn.	
119.	<i>Ranunculus acris</i> L.	
120.	<i>Ranunculus flammula</i> L.	

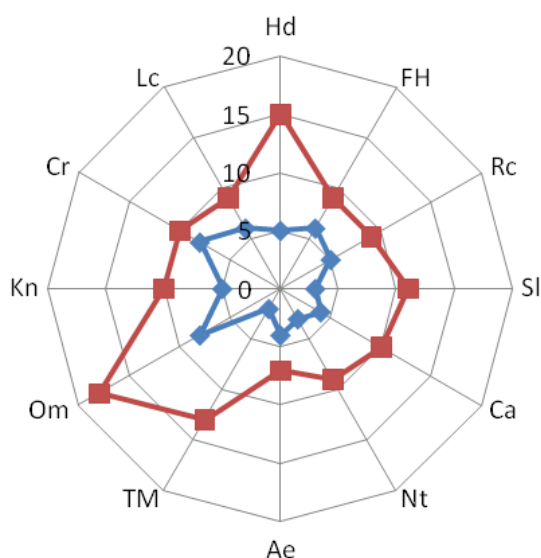
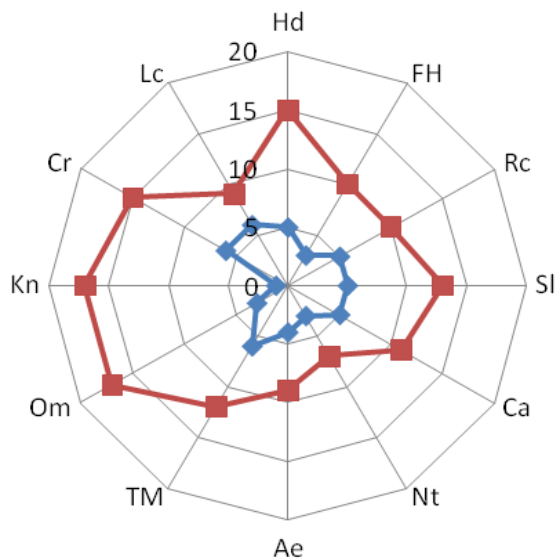
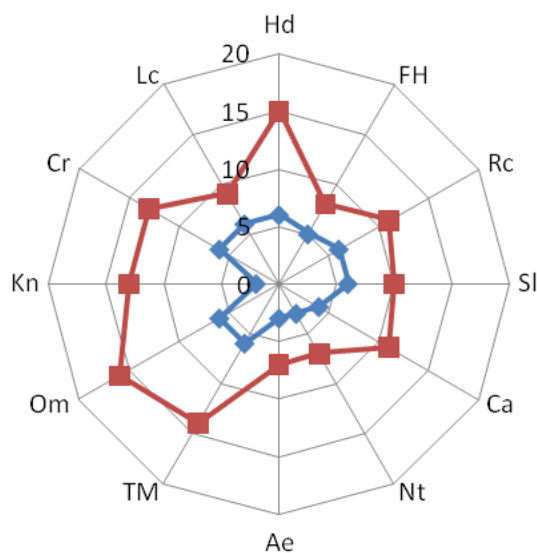
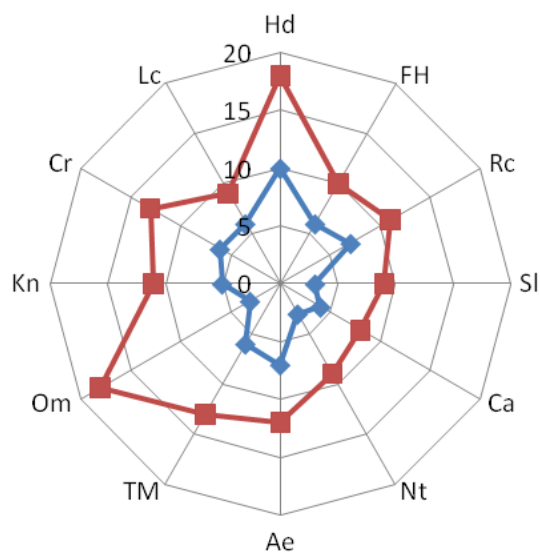
Продовження додатку Д

№	Лат. Назва виду	Назва ЛРС (ДФУ, Ph Eu)
121.	<i>Ranunculus lingua</i> L.	
122.	<i>Ranunculus repens</i> L.	
123.	<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	
124.	<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser	
125.	<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	
126.	<i>Salvia pratensis</i> L.	
127.	<i>Salvia verticillata</i> L.	
128.	<i>Sanquisorba officinalis</i> L.	<i>Sanguisorbae radix</i> ^{Ph Eu}
129.	<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	
130.	<i>Scutellaria galericulata</i> L.	
131.	<i>Scutellaria hastifolia</i> L.	
132.	<i>Senecio tataricus</i> Less.	
133.	<i>Silaum silaus</i> (L.) Schinz & Thell.	
134.	<i>Sium latifolium</i> L.	
135.	<i>Solanum dulcamara</i> L.	
136.	<i>Sonchus palustris</i> L.	
137.	<i>Sparganium erectum</i> L.	
138.	<i>Sparganium minimum</i> Wallr.	
139.	<i>Stachys palustris</i> L.	
140.	<i>Stellaria palustris</i> Retz.	
141.	<i>Symphitum officinale</i> L.	
142.	<i>Tanacetum vulgare</i> L.	
143.	<i>Taraxacum officinale</i> Wegg. aggr.	
144.	<i>Teucrium scordium</i> L.	
145.	<i>Thalictrum flavum</i> L.	
146.	<i>Thalictrum lucidum</i> L.	
147.	<i>Thymus marschallianus</i> Willd.	
148.	<i>Trifolium fragiferum</i> L.	
149.	<i>Trifolium hybridum</i> L.	
150.	<i>Trifolium repens</i> L.	
151.	<i>Triglochin maritimum</i> L.	
152.	<i>Triglochin palustre</i> L.	
153.	<i>Trollius europaeus</i> L.	
154.	<i>Typha angustifolia</i> L.	
155.	<i>Typha latifolia</i> L.	
156.	<i>Typha laxmanii</i> Lepech.	
157.	<i>Urtica dioica</i> L.	<i>Urticae folium, Urticae radix</i> ^{ДФУ, Ph Eu}
158.	<i>Urtica galeopsifolia</i> Wierzb. ex Opiz	
159.	<i>Verbascum thapsus</i> L.	<i>Verbasci flos</i> ^{ДФУ, Ph Eu}
160.	<i>Verbena officinalis</i> L.	<i>Verbenae herba</i> ^{ДФУ, Ph Eu}
161.	<i>Veronica anagallis-aqatica</i> L.	
162.	<i>Veronica anagalloides</i> Guss.	
163.	<i>Veronica officinalis</i> L.	
164.	<i>Viola palustris</i> L.	

ДОДАТОК Е

УЗАГАЛЬНЮЮЧІ ДІАГРАМИ ЕКООЗНАК ВИДІВ ЗА 12 ЕКОЛОГІЧНИМИ ЧИННИКАМИ²⁰

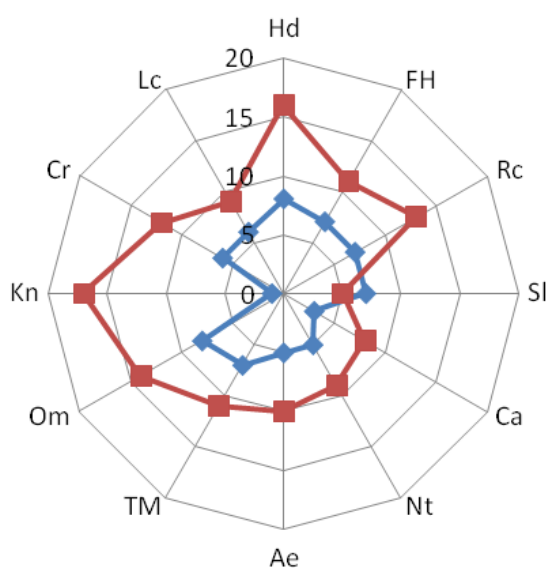
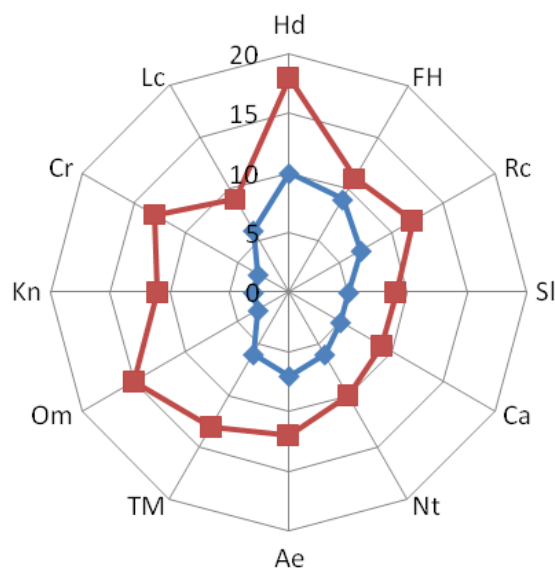
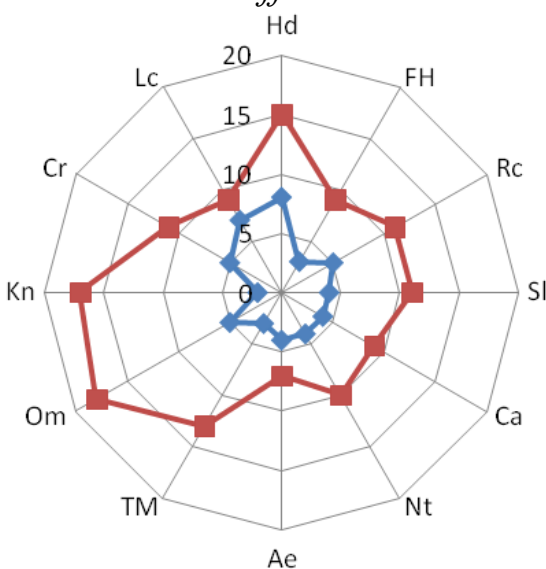
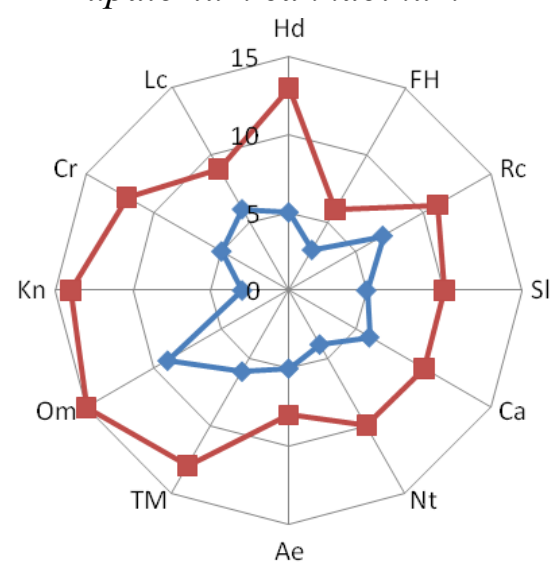
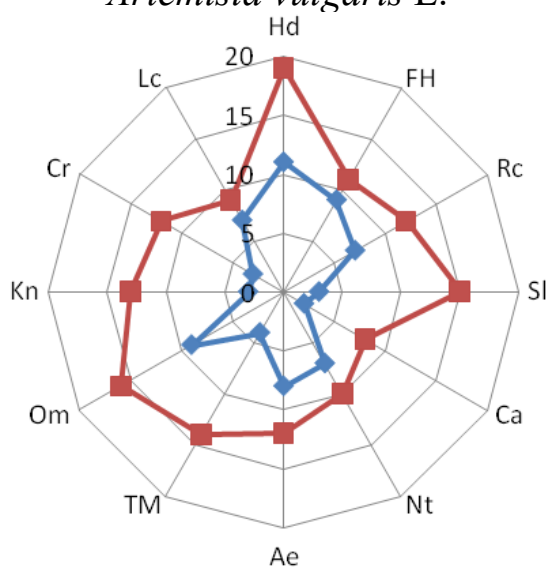
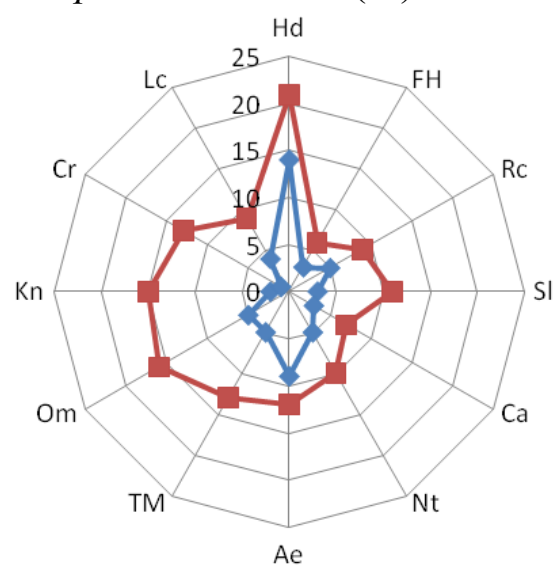
ЛІКАРСЬКІ РОСЛИНИ

*Achillea millefolium* L.*Daucus carota* L.*Agrimonia eupatoria* L.*Epilobium parviflorum* Schreb.

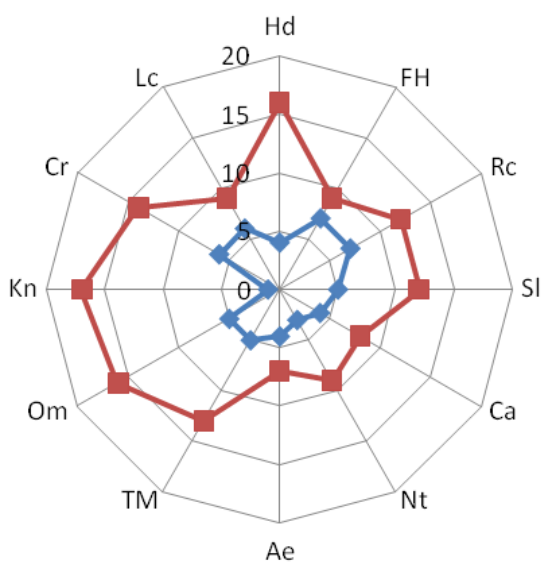
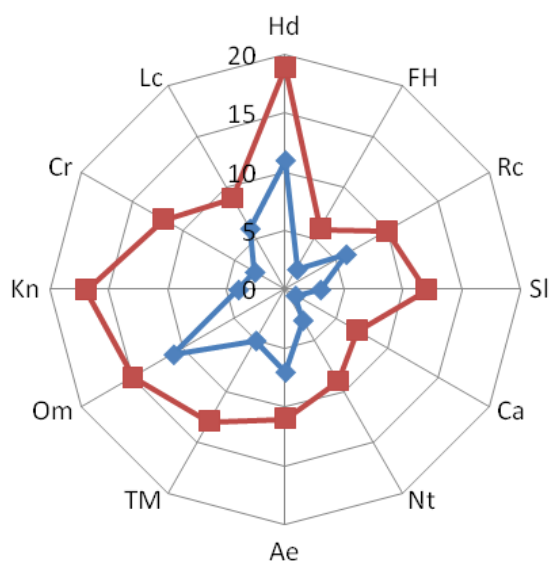
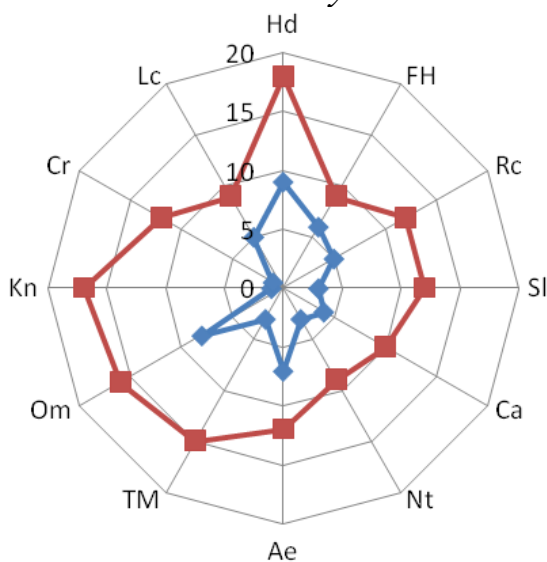
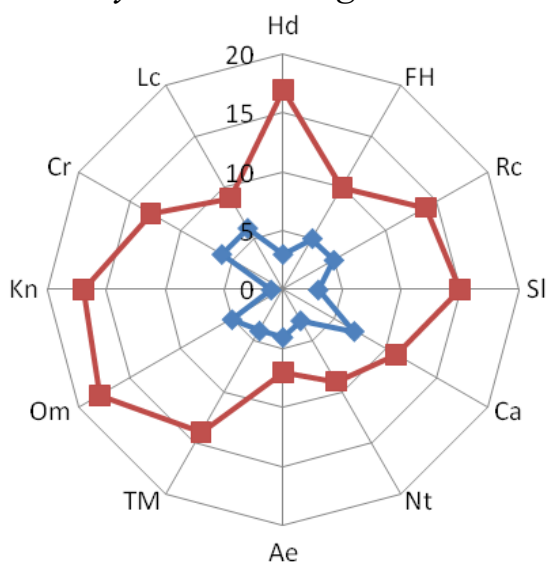
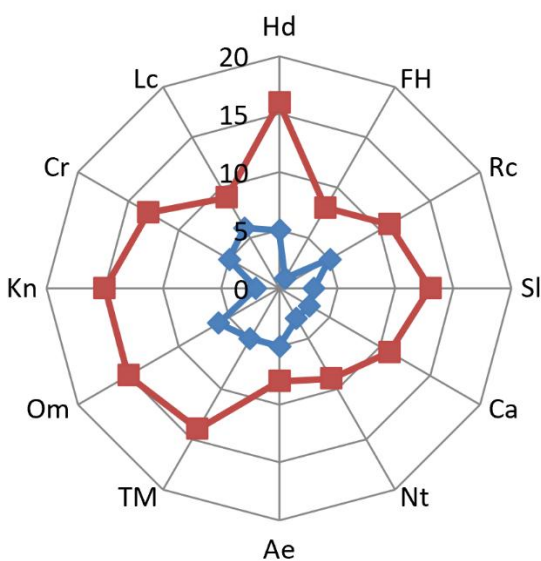
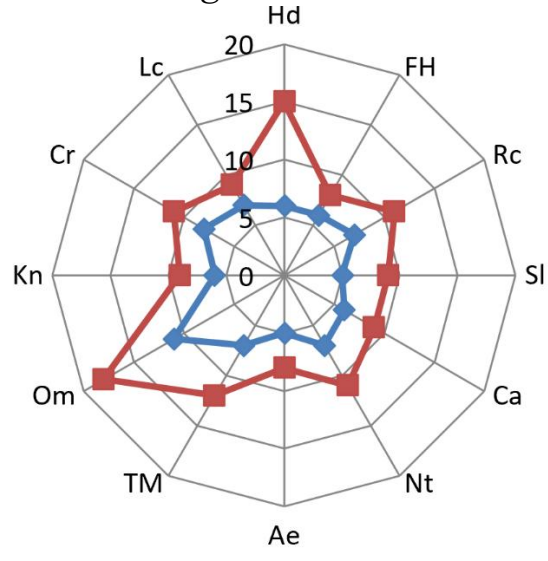
20

— мінімальні значення кожного із чинників
 — максимальні значення кожного із чинників

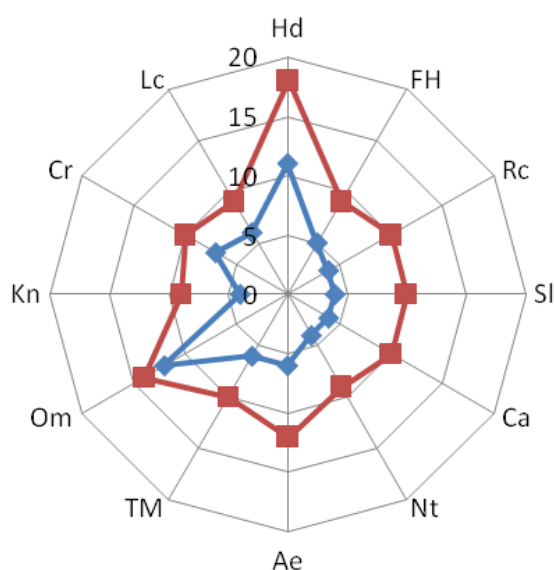
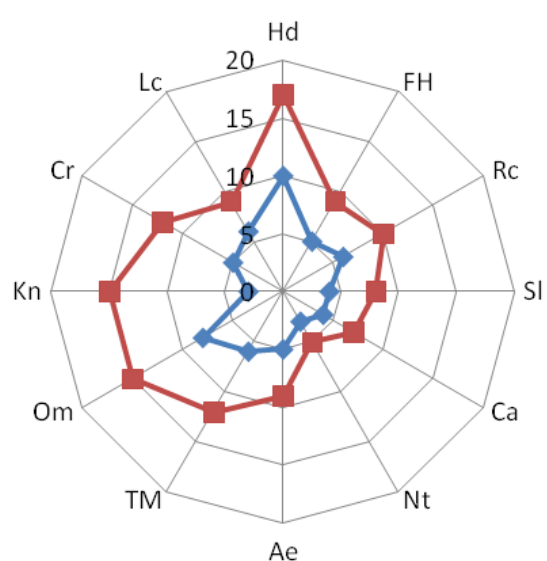
Продовження додатку Е

*Althaea officinalis* L.*Eupatorium cannabinum* L.*Artemisia vulgaris* L.*Filipendula ulmaria* (L.) Maxim.*Bidens tripartita* L.*Lycopodium europaeus* L.

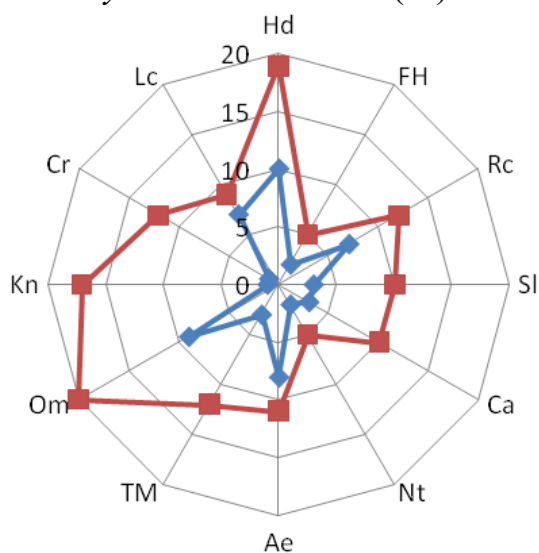
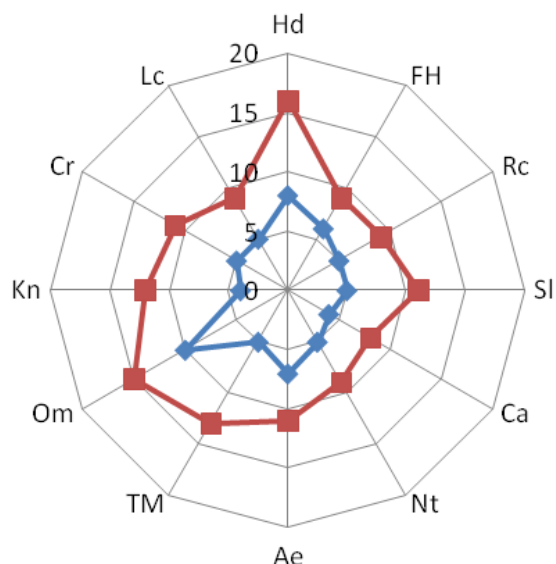
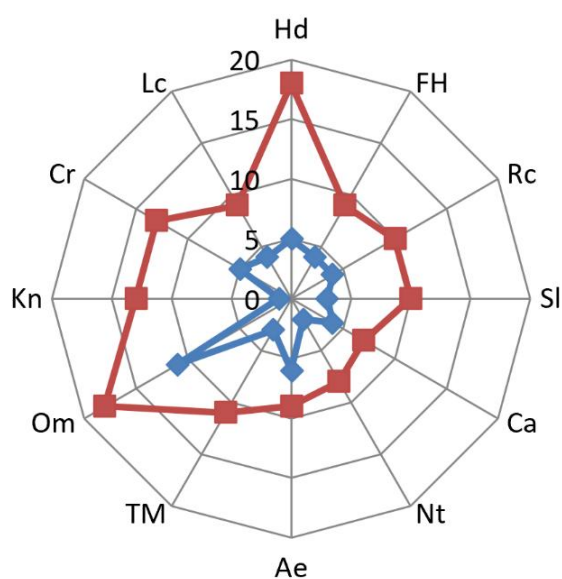
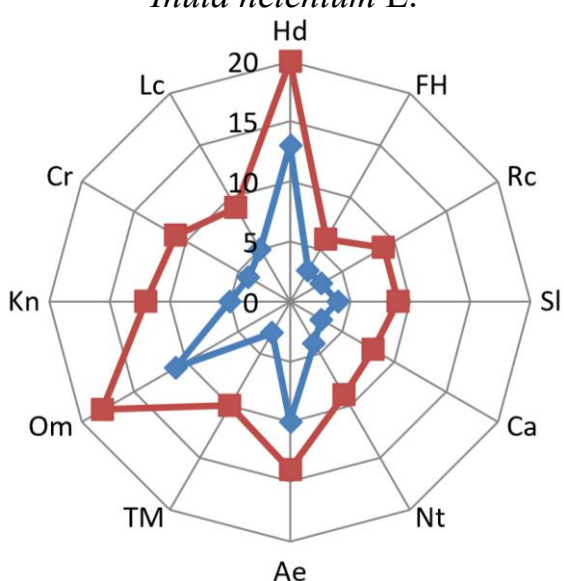
Продовження додатку Е

*Cichorium intybus* L.*Lysimachia vulgaris* L.*Mentha arvensis* L.*Plantago lanceolata* L.*Hypericum perforatum* L.*Leonurus cardiaca* L.

Продовження додатку Е

*Dactylorhiza incarnata* (L.) Soó*Gentiana pneumonanthe* L.

РАРИТЕТНА ФЛОРА

*Parnassia palustris* L.*Inula helenium* L.*Potentilla erecta* (L.) Raeusch.*Carex cespitosa* L.

ДОДАТОК Ж

**ПОРІВНЯЛЬНА ТАБЛИЦЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ СТРУКТУРИ ФЛОРИ ЛУЧНИХ ТА ПРИБЕРЕЖНИХ ЕКОСИСТЕМ
ДОЛИНИ Р. СУЛИ (У МЕЖАХ СУМСЬКОЇ ОБЛАСТІ) ТА АВТОХТОННИХ ДЕНДРОСОЗОФІТІВ
УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ**

(за представленістю категорій, репрезентованих найбільшою часткою рослин)

Екочинник	Флора лучних та прибережних екосистем			Автохтонні дендрозофіти Українського Полісся (за даними М.Ю. Шерстюк [101])		
	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)
	мінімальне	максимальне		мінімальне	максимальне	
<i>Водний режим грунту</i>	8. Перехідний від степового до лучностепового	17. Мокро-болотний лісолучний	5,94	5. Сухостеповий	13. Вологий лісолучний	14,0
	5. Сухостеповий	13. Вологий лісолучний	5,43	8. Перехідний від степового до лучностепового	15. Сирий лісолучний	12,0
	8. Перехідний від степового до лучностепового	16. Перехідний від сирого лісолучного до мокро-болотного лісолучного	4,65	8. Перехідний від степового до лучностепового	16. Перехідний від сирого лісолучного до мокро-болотного лісолучного	10,0
<i>Змінність зволоження</i>	6. Перехідне від слабозмінного до помірно змінного зволоження	9. Досить змінне зволоження	9,61	3. Відносно постійне зволоження	7. Помірно змінне зволоження	12,2
	4. Перехідне від відносно постійного до слабозмінного зволоження	9. Досить змінне зволоження	8,31	4. Перехідне від відносно постійного до слабозмінного зволоження	7. Помірно змінне зволоження	10,4
	5. Слабозмінне зволоження	9. Досить змінне зволоження	7,53	4. Перехідне від відносно постійного до слабозмінного зволоження	9. Досить змінне зволоження	10,4

Продовження додатку Ж

Екочинник	Флора лучних та прибережних екосистем			Автохтонні дендрософіти Українського Полісся (за даними М.Ю. Шерстюк [101])		
	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)
	мінімальне	максимальне		мінімальне	максимальне	
<i>Вміст нітрогену</i>	3. Дуже бідні на мінеральний нітроген ґрунти (0,05–0,20 %)	9. Багаті на нітроген ґрунти (0,4–0,5 %)	14,55	1. Ґрунти, які не містять нітрогена	5. Бідні на мінеральний нітроген ґрунти (0,2–0,3 %)	12,2
	3. Дуже бідні на мінеральний нітроген ґрунти (0,05–0,20 %)	7. Досить забезпечені нітрогеном ґрунти (0,3–0,4 %)	9,80	2. Перехідні ґрунти, які не містять нітрогена, до дуже бідних на мінеральний нітроген	6. Перехідні ґрунти від бідних на мінеральний нітроген до досить забезпечених нітрогеном	12,2
<i>Вміст солей</i>	5. Небагаті солями підзолисті ґрунти	11. Слабозасолені солончакуваті чорноземні ґрунти	8,56	1. Особливо бідні солями сильно вилуговані мінеральні підзолисті ґрунти	3. Бідні сильно вилуговані ґрунти	6,2
	5. Небагаті солями підзолисті ґрунти	10. Перехідні відбагатих солями чорноземів та каштанових ґрунтів до слабозасолених солончакуватих чорноземних ґрунтів	7,01	1. Особливо бідні солями сильно вилуговані мінеральні підзолисті ґрунти	4. Перехідні від бідних сильно вилугованих до небагатих солями підзолистих ґрунтів	6,2
	3. Бідні сильно вилуговані ґрунти	9. Багаті солями чорноземи та каштанові ґрунти	6,23	2. Перехідні від особливо бідних солями сильно вилугованих мінеральних підзолистих до бідних сильно вилугованих ґрунтів	7. Досить багаті солями вилуговані чорноземи	6,2

Продовження додатку Ж

Екочинник	Флора лучних та прибережних екосистем			Автохтонні дендрозофіти Українського Полісся (за даними М.Ю. Шерстюк [101])		
	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)
	мінімальне	максимальне		мінімальне	максимальне	
<i>Вміст солей</i>	3. Бідні сильно вилуговані ґрунти	11. Слабозасолені солончакуваті чорноземні ґрунти	6,0	2. Перехідні від особливо бідних солями сильно вилугованих мінеральних підзолистів до бідних сильно вилугованих ґрунтів	8. Перехідні від досить багатих солями вилугованих чорноземів до багатих солями чорноземів та каштанових ґрунтів	6,2
	3. Бідні сильно вилуговані ґрунти	13. Середньозасолені ґрунти	4,16	3. Бідні сильно вилуговані ґрунти	8. Перехідні від досить багатих солями вилугованих чорноземів до багатих солями чорноземів та каштанових ґрунтів	6,2
				3. Бідні сильно вилуговані ґрунти	9. Багаті солями чорноземи та каштанові ґрунти	6,2
				5. Небагаті солями підзолисті ґрунти	10. Перехідні відбагатих солями чорноземів та каштанових ґрунтів до слабозасолених солончакуватих чорноземних ґрунтів	6,2
				5. Небагаті солями підзолисті ґрунти	12. Перехідні від слабозасолених солончакуватих чорноземних до середньозасолених ґрунтів	6,2

Продовження додатку Ж

Екочинник	Флора лучних та прибережних екосистем			Автохтонні дендрософіти Українського Полісся (за даними М.Ю. Шерстюк [101])		
	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)
	мінімальне	максимальне		мінімальне	максимальне	
<i>Вміст карбонатів</i>	4. Вміст карбонатів від 0,05 до 0,5 %	7. Вміст карбонатів 0,5–1,5%	11,69	5. Вміст карбонатів 0,5%	11. Вміст карбонатів 5–10%	8,6
	4. Вміст карбонатів від 0,05 до 0,5 %	9. Вміст карбонатів 1,5–5%	8,83	1. Ґрунти не містять карбонатів	4. Вміст карбонатів від 0,05 до 0,5 %	6,1
	3. Вміст карбонатів 0,05%	7. Вміст карбонатів 0,5–1,5%	7,53	8. Вміст карбонатів близько 1,5 % або дещо більше	12. Вміст карбонатів близько або дещо більше 10 %	6,1
<i>Кислотність ґрунту</i>	7. Слабокислі ґрунти (pH = 5,5–6,5)	11. Слаболужні ґрунти (pH = 7,2–7,7)	16,36	5. Кислі ґрунти (pH=4,5)	11. Слаболужні ґрунти (pH=7,2–7,7)	16,5
	5. Кислі ґрунти (pH=4,5)	9. Нейтральні ґрунти (pH = 6,5–7,1)	12,21	7. Слабокислі ґрунти (pH = 5,5–6,5)	11. Слаболужні ґрунти (pH = 7,2–7,7)	12,5
	5. Кислі ґрунти (pH=4,5)	11. Слаболужні ґрунти (pH = 7,2–7,7)	10,91	5. Кислі ґрунти (pH = 4,5)	9. Нейтральні ґрунти (pH = 6,5–7,1)	8,2
<i>Аерованість</i>	4. Аерованість близько 80 % або дещо менша	7. Аерованість 35–50 %	12,21	4. Аерованість близько 80 % або дещо менша	7. Аерованість 35–50 %	20,5
	3. Аерованість 80–95 %	7. Аерованість 35–50 %	8,31	5. Аерованість 50–80 %	8. Аерованість близько 35 % або дещо менша	14,6
<i>Терморезим</i>	4. Перехідна термозона від субарктичної до борельної, РБ = 20 ккал/см ² /рік	13. Середземноморська термозона, РБ = 65 ккал/см ² /рік	7,03	7. Суббореальна термозона, РБ = 35 ккал/см ² /рік	11. Субсередземноморська термозона, РБ=55 ккал/см ² /рік	11,9

Продовження додатку Ж

Екоцинік	Флора лучних та прибережних екосистем			Автохтонні дендрософїти Українського Полісся (за даними М.Ю. Шерстюк [101])		
	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)
	мінімальне	максимальне		мінімальне	максимальне	
<i>Терморезим</i>	6. Перехідна термозона від бореальної до суббореальної, РБ = 30 ккал/см ² /рік	12. Перехідна термозона від субсередземноморської до середземноморської, РБ = 60 ккал/см ² /рік	6,77	4. Перехідна термозона від субарктичної до борельної, РБ = 20 ккал/см ² /рік	8. Перехідна термозона від суббореальної до неморальної, РБ = 40 ккал/см ² /рік	8,3
	4. Перехідна термозона від субарктичної до борельної, РБ = 20 ккал/см ² /рік	12. Перехідна термозона від субсередземноморської до середземноморської, РБ = 60 ккал/см ² /рік	6,51			
<i>Омброрезим</i>	10. Om = -600 – -400 мм	18. Om = 1000 – 1200 мм	6,0	11. Om = -400 – -200 мм	14. Om = 200 – 400 мм	12,5
	3. Om = -2000 – -1800 мм	18. Om = 1000 – 1200 мм	4,69	10. Om = -600 – -400 мм	13. Om = 0 – 200 мм	8,3
<i>Континентальність клімату</i>	1. Надто океанічний (Kn до 61%)	17. Надто континентальний (Kn більше 210 %)	18,75	5. Субокеанічний (Kn = 91–100 %)	17. Надто континентальний (Kn більше 210 %)	8,3
	2. Перехідний від надто океанічного до океанічного (Kn = 61–70 %)	17. Надто континентальний (Kn більше 210 %)	4,18	1. Надто океанічний (Kn до 61%)	17. Надто континентальний (Kn більше 210 %)	6,3
<i>Кріорезим</i>	5. Досить суворі зими (Cr = -22 – -18 °C)	12. Перехідні зими від теплих до дуже теплих (Cr = 6–10 °C)	7,6	6. Перехідні зими від досить суворих до помірно суворих (Cr = -18 – -14 °C)	10. Перехідні зими від м'яких до теплих (Cr = -2 – +2 °C)	8,3
	5. Досить суворі зими (Cr = -22 – -18 °C)	11. Зими теплі (Cr = 2–6 °C)	7,29	7. Зими помірно суворі (Cr = -14 – -10 °C)	11. Зими теплі (Cr = 2–6 °C)	8,3
				9. М'які зими (Cr = -6 – -2 °C)	11. Зими теплі (Cr = 2–6 °C)	8,3

Продовження додатку Ж

Екочинник	Флора лучних та прибережних екосистем			Автохтонні дендрософіти Українського Полісся (за даними М.Ю. Шерстюк [101])		
	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)	діапазон бальних показників (значення та характеристика)		частка видів (%)
	мінімальне	максимальне		мінімальне	максимальне	
<i>Освітленість</i>	6. Перехідні умови для рослин від напівтіньових до напівосвітлених	9. Світлолюбні рослини, що ростуть тільки за повного освітлення, окремі витримують відносно освітлення до 50 %	40,21	6. Перехідні умови для рослин від напівтіньових до напівосвітлених	9. Світлолюбні рослини, що ростуть тільки за повного освітлення, окремі витримують відносно освітлення до 50 %	33,2
	7. Напівосвітлені умови для рослин, більшість яких росте за повного освітлення, але витримують затінення	9. Світлолюбні рослини, що ростуть тільки за повного освітлення, окремі витримують відносно освітлення до 50 %	26,2	5. Напівтіньові рослини, що ростуть за відносного освітлення менше 10 %, зрідка за повного освітлення	9. Світлолюбні рослини, що ростуть тільки за повного освітлення, окремі витримують відносно освітлення до 50 %	20,8

ДОДАТОК К

СТАТИСТИЧНЕ ОБҐРУНТУВАННЯ ВІДБОРУ КЛЮЧОВИХ МОРФОМЕТРИЧНИХ ПАРАМЕТРІВ ДЛЯ
ВІТАЛІТЕТНОГО АНАЛІЗУ ПОПУЛЯЦІЙ МОДЕЛЬНИХ ВИДІВДодаток К.1. Матриця коефіцієнтів кореляції морфопараметрів *Potentilla reptans* L.

	W	W _F	N _L	W _L	A	LWR	LAR	RE	BDI	L _P	L _{St}	ΣL _{St}	N _{St}	L _F	N _F	BDI ₂
W	1,0000	0,4115	0,7291	0,9120	0,9120	-0,2423	-0,2423	-0,1217	0,8823	0,0910	0,5863	0,7792	0,5226	0,5067	0,3188	0,5615
W _F	0,4115	1,0000	0,6530	0,4738	0,4738	0,0839	0,0839	0,7313	0,2733	0,2700	0,3578	0,6172	0,4507	0,5920	0,8454	-0,0681
N _L	0,7291	0,6530	1,0000	0,7573	0,7573	-0,0230	-0,0230	0,2458	0,7467	-0,0816	0,2359	0,7623	0,7164	0,5684	0,4883	0,2616
W _L	0,9120	0,4738	0,7573	1,0000	0,9981	0,1392	0,1392	-0,0203	0,8406	0,1298	0,4696	0,7136	0,5251	0,5414	0,4010	0,5053
A	0,9120	0,4738	0,7573	0,9981	1,0000	0,1392	0,1392	-0,0203	0,8406	0,1298	0,4696	0,7136	0,5251	0,5414	0,4010	0,5053
LWR	-0,2423	0,0839	-0,0230	0,1392	0,1392	1,0000	0,9073	0,2503	-0,2122	0,1126	-0,1470	-0,1603	-0,0906	0,0242	0,0794	-0,2239
LAR	-0,2423	0,0839	-0,0230	0,1392	0,1392	0,9073	1,0000	0,2503	-0,2122	0,1126	-0,1470	-0,1603	-0,0906	0,0242	0,0794	-0,2239
RE	-0,1217	0,7313	0,2458	-0,0203	-0,0203	0,2503	0,2503	1,0000	-0,2167	0,3717	0,0772	0,1251	0,0842	0,3158	0,6967	-0,3693
BDI	0,8823	0,2733	0,7467	0,8406	0,8406	-0,2122	-0,2122	-0,2167	1,0000	-0,1621	0,2005	0,6000	0,5536	0,3644	0,1819	0,7073
L _P	0,0910	0,2700	-0,0816	0,1298	0,1298	0,1126	0,1126	0,3717	-0,1621	1,0000	0,3232	-0,0100	-0,2338	0,3497	0,4611	-0,0858
L _{St}	0,5863	0,3578	0,2359	0,4696	0,4696	-0,1470	-0,1470	0,0772	0,2005	0,3232	1,0000	0,5764	0,0229	0,2399	0,2914	0,1420
ΣL _{St}	0,7792	0,6172	0,7623	0,7136	0,7136	-0,1603	-0,1603	0,1251	0,6000	-0,0100	0,5764	1,0000	0,7991	0,5104	0,5096	0,0079
N _{St}	0,5226	0,4507	0,7164	0,5251	0,5251	-0,0906	-0,0906	0,0842	0,5536	-0,2338	0,0229	0,7991	1,0000	0,4075	0,4064	-0,1554
L _F	0,5067	0,5920	0,5684	0,5414	0,5414	0,0242	0,0242	0,3158	0,3644	0,3497	0,2399	0,5104	0,4075	1,0000	0,5322	0,0707
N _F	0,3188	0,8454	0,4883	0,4010	0,4010	0,0794	0,0794	0,6967	0,1819	0,4611	0,2914	0,5096	0,4064	0,5322	1,0000	-0,1583
BDI ₂	0,5615	-0,0681	0,2616	0,5053	0,5053	-0,2239	-0,2239	-0,3693	0,7073	-0,0858	0,1420	0,0079	-0,1554	0,0707	-0,1583	1,0000

Додаток К.2. Матриця коефіцієнтів варіації *Potentilla reptans* L.

Морфопараметр	$\bar{X}$	Range	Variance	Std.Dev	CV, %
W, г	2,55	5,780	1,728	1,314	51,470
W _F , г	0,08	0,340	0,005	0,070	91,382
N _L , шт.	6,08	13,000	16,274	4,034	66,367
W _L , г	0,88	1,890	0,190	0,435	49,750
A, см ²	34,03	73,482	286,636	16,930	49,750
LWR, г/г	0,35	0,427	0,007	0,085	24,029
LAR, см ² /г	13,73	16,621	10,883	3,299	24,029
RE, %	3,17	16,431	8,087	2,844	89,736
BDI, %	5,99	11,171	6,186	2,487	41,540
L _P , см	10,58	16,138	11,627	3,410	32,238
L _{St} , см	25,19	38,300	74,551	8,634	34,271
ΣL _{St} , см	36,67	102,600	447,509	21,154	57,681
N _{St} , шт.	1,45	2,000	0,373	0,610	42,066
L _F , см	6,13	8,900	3,273	1,809	29,506
N _F , шт.	1,86	4,000	0,961	0,980	50,621
BDI ₂ , %	4,78	6,802	2,468	1,571	32,838

Додаток К.3. *Potentilla reptans* L. Факторне рішення

Морфопараметр	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3
W, г	0,892047	0,367023	0,054264
W _F , г	0,734527	-0,529413	-0,180986
N _L , шт.	0,884324	0,017081	0,151680
W _L , г	0,881038	0,134573	0,369983
LWR, г/г	-0,102660	-0,600335	0,778422
LAR, см ² /г	-0,102660	-0,600335	0,778422
RE, %	0,240107	-0,815776	-0,232984
BDI, %	0,776635	0,509489	0,254423
L _P , см	0,149833	-0,484226	-0,265406
L _{St} , см	0,506944	0,010535	-0,266185
ΣL _{St} , см	0,884859	0,028135	-0,103074
N _{St} , шт.	0,695007	0,021696	0,048732
L _F , см	0,685719	-0,262173	-0,054361
N _F , шт.	0,638458	-0,595793	-0,254923
BDI ₂ , %	0,302476	0,635182	0,246897
<i>Expl. Var</i>	6,090211	3,142268	1,809682
<i>Prp. Totl</i>	0,406014	0,209485	0,120645

Додаток К. 4. Матриця коефіцієнтів кореляції морфопараметрів *Potentilla anserina* L.

	W	N _L	L _L	W _L	L _{St}	BDI	LADI	A	LWR	LAR	RE	L _F	N _F	W _F
W	1,0000	0,2719	0,4260	0,8920	-0,2497	0,0379	0,7975	0,8920	-0,2991	-0,2952	-0,2582	0,6210	0,1495	0,1401
N _L	0,2719	1,0000	-0,4412	0,2635	-0,4783	0,6303	0,0310	0,2635	-0,1157	-0,1176	-0,1911	0,0005	-0,0823	-0,0439
L _L	0,4260	-0,4412	1,0000	0,6541	0,0604	-0,3696	0,4025	0,6540	0,4658	0,4709	-0,0016	0,4966	0,2315	0,1566
W _L	0,8920	0,2635	0,6541	1,0000	0,0171	-0,3092	0,7528	0,9998	0,1408	0,1450	-0,2400	0,6412	0,1787	0,1191
L _{St}	-0,2497	-0,4783	0,0604	0,0171	1,0000	-0,9084	0,4196	0,0171	0,3476	0,3480	0,5612	0,0073	0,0607	0,9744
BDI	0,0379	0,6303	-0,3696	-0,3092	-0,9084	1,0000	-0,2539	-0,3092	-0,6441	-0,6445	-0,6726	-0,3671	-0,2060	-0,9515
LADI	0,7975	0,0310	0,4025	0,7528	0,4196	-0,2539	1,0000	0,7528	-0,1518	-0,1513	-0,3627	0,4635	0,0938	-0,0191
A	0,8920	0,2635	0,6540	0,9998	0,0171	-0,3092	0,7528	1,0000	0,1408	0,1450	-0,2400	0,6412	0,1787	0,1190
LWR	-0,2991	-0,1157	0,4658	0,1408	0,3476	-0,6441	-0,1518	0,1408	1,0000	0,9998	0,0412	-0,0148	-0,0309	-0,0920
LAR	-0,2952	-0,1176	0,4709	0,1450	0,3480	-0,6445	-0,1513	0,1450	0,9998	1,0000	0,0400	-0,0128	-0,0269	-0,0920
RE	-0,2582	-0,1911	-0,0016	-0,2400	0,5612	-0,6726	-0,3627	-0,2400	0,0412	0,0400	1,0000	0,2676	0,7004	0,9016
L _F	0,6210	0,0005	0,4966	0,6412	0,0073	-0,3671	0,4635	0,6412	-0,0148	-0,0128	0,2676	1,0000	0,3044	0,4947
N _F	0,1495	-0,0823	0,2315	0,1787	0,0607	-0,2060	0,0938	0,1787	-0,0309	-0,0269	0,7004	0,3044	1,0000	0,7993
W _F	0,1401	-0,0439	0,1566	0,1191	0,9744	-0,9515	-0,0191	0,1190	-0,0920	-0,0920	0,9016	0,4947	0,7993	1,0000

Додаток К.5. Матриця коефіцієнтів варіації *Potentilla anserina* L.

Морфопараметр	$\bar{X}$	Range	Variance	Std.Dev	CV, %
W, г	3,91	8,240	2,748	1,658	42,379
N _L , шт.	3,94	5,000	1,404	1,185	30,079
L _L , см	22,12	36,940	107,196	10,354	46,816
W _L , г	3,15	8,370	2,213	1,488	47,213
L _{St} , см	31,43	27,788	213,094	14,598	46,450
BDI, %	6,28	4,925	5,456	2,336	37,195
LADI, %	3,90	4,510	0,707	0,841	21,582
A, см ²	67,75	179,960	1023,203	31,988	47,213
LWR, г/г	0,81	0,540	0,027	0,163	20,146
LAR, см ² /г	17,39	11,790	12,343	3,513	20,200
RE, %	3,01	6,800	4,560	2,136	71,022
L _F , см	8,99	10,000	6,998	2,645	29,426
N _F , шт.	1,82	3,000	0,727	0,853	46,904
W _F , г	0,10	0,260	0,006	0,075	72,237

Додаток К.6. *Potentilla anserina* L. Факторне рішення *Potentilla anserina* L.

Морфопараметр	Фактор 1	Фактор 2	Фактор 3
W, г	-0,839242	-0,474889	-0,201251
N _L , шт	-0,060421	-0,421136	-0,120429
L _L , см	-0,747051	0,295109	0,353315
W _L , г	-0,950301	-0,233267	0,117936
LADI, %	-0,746033	-0,429479	-0,007844
L _{St} , см	-0,449998	0,684110	0,209626
A, см ²	-0,950296	-0,233292	0,117968
LWR, г/г	-0,164797	0,565317	0,758547
LAR, см ² /г	-0,168692	0,565188	0,758552
RE, %	-0,006573	0,802981	-0,572312
L _F , см	-0,765194	0,085212	-0,272495
N _F , шт	-0,361560	0,529949	-0,568225
W _F , г	-0,344010	0,607138	-0,685081
<i>Expl. Var</i>	4,721509	3,191785	2,596471
<i>Prp. Totl</i>	0,363193	0,245522	0,199729

ДОДАТОК Л

КОЕФІЦІЄНТИ КОРЕЛЯЦІЇ МІЖ ЕКОЛОГО-ЦЕНОТИЧНИМИ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ ФІТОЦЕНОЗУ ТА ІНДЕКСОМ ЯКОСТІ ПОПУЛЯЦІЙ *Potentilla reptans* L. ТА *Potentilla anserina* L.

	К-ть видів	<i>P. rept.</i> cover, %	<i>P. ans.</i> cover, %	Вис. трав., см	Tot.. cover, %	Hd_ mea_p	Rc_ mea_p	Nt_ mea_p	Tr_ mea_p	Lc_ mea_p	Fh_ mea_p	Tm_ mea_p	Cn_ mea_p	Cr_ mea_p	Ca_ mea_p	<i>P rept.</i> Q	<i>P ans.</i> Q
К-ть видів	1,000	-0,443	-0,834	0,922	0,359	0,992	0,122	-0,764	-0,820	-0,988	-0,779	-0,476	-0,490	-0,913	-1,000	-0,228	-0,217
<i>P. reptans</i> , cover, %	-0,443	1,000	0,864	-0,756	-0,996	-0,554	0,836	0,917	0,876	0,577	0,907	0,999	0,999	0,770	0,438	-0,772	-0,780
<i>P. anser</i> , cover, %	-0,834	0,864	1,000	-0,983	-0,814	-0,898	0,445	0,993	1,000	0,910	0,996	0,882	0,889	0,987	0,831	-0,346	-0,357
Вис. трав, см	0,922	-0,756	-0,983	1,000	0,693	0,964	-0,273	-0,955	-0,978	-0,971	-0,961	-0,780	-0,790	-1,000	-0,919	0,168	0,179
Tot.. cover, %	0,359	-0,996	-0,814	0,693	1,000	0,476	-0,883	-0,877	-0,829	-0,500	-0,865	-0,992	-0,990	-0,709	-0,354	0,827	0,833
Hd_mea_p	0,992	-0,554	-0,898	0,964	0,476	1,000	-0,007	-0,841	-0,887	-1,000	-0,853	-0,585	-0,598	-0,958	-0,991	-0,101	-0,090
Rc_mea_p	0,122	0,836	0,445	-0,273	-0,883	-0,007	1,000	0,547	0,468	0,034	0,528	0,815	0,806	0,294	-0,127	-0,994	-0,995
Nt_mea_p	-0,764	0,917	0,993	-0,955	-0,877	-0,841	0,547	1,000	0,996	0,855	1,000	0,931	0,937	0,961	0,761	-0,454	-0,464
Tr_mea_p	-0,820	0,876	1,000	-0,978	-0,829	-0,887	0,468	0,996	1,000	0,899	0,998	0,894	0,900	0,982	0,817	-0,370	-0,381
Lc_mea_p	-0,988	0,577	0,910	-0,971	-0,500	-1,000	0,034	0,855	0,899	1,000	0,867	0,607	0,619	0,965	0,987	0,074	0,062
Fh_mea_p	-0,779	0,907	0,996	-0,961	-0,865	-0,853	0,528	1,000	0,998	0,867	1,000	0,922	0,928	0,967	0,775	-0,433	-0,444
Tm_mea_p	-0,476	0,999	0,882	-0,780	-0,992	-0,585	0,815	0,931	0,894	0,607	0,922	1,000	1,000	0,793	0,471	-0,748	-0,755
Cn_mea_p	-0,490	0,999	0,889	-0,790	-0,990	-0,598	0,806	0,937	0,900	0,619	0,928	1,000	1,000	0,803	0,485	-0,737	-0,745
Cr_mea_p	-0,913	0,770	0,987	-1,000	-0,709	-0,958	0,294	0,961	0,982	0,965	0,967	0,793	0,803	1,000	0,911	-0,189	-0,201
Ca_mea_p	-1,000	0,438	0,831	-0,919	-0,354	-0,991	-0,127	0,761	0,817	0,987	0,775	0,471	0,485	0,911	1,000	0,233	0,222
<i>P reptans</i> Q	-0,228	-0,772	-0,346	0,167	0,827	-0,101	-0,994	-0,453	-0,369	0,074	-0,433	-0,747	-0,737	-0,189	0,233	1,000	0,999
<i>P anser</i> Q	-0,217	-0,779	-0,357	0,179	0,833	-0,089	-0,995	-0,464	-0,380	0,062	-0,444	-0,755	-0,745	-0,200	0,222	0,999	1,000

ДОДАТОК М

**ПЕРЕЛІК ТЕРИТОРІЙ ТА ОБ'ЄКТІВ ПЗФ В ДОЛИНІ р. СУЛИ, У МЕЖАХ
ЯКИХ ОХОРОНЯЮТЬСЯ ЛУЧНІ ТА (АБО) ПРИБЕРЕЖНІ
ЕКОСИСТЕМИ²¹**

№ з/п	Назва території / об'єкта ПЗФ (тип)	Площа, га	Територіальна громада	Землекористувачі (площа, га)
<i>Заказники загальнодержавного значення</i>				
1	«Андріяшівсько-Гудимівський» (гідрологічний)	1509,6	Андріяшівська сільська ОТГ	Роменська районна державна адміністрація – 1 473,8 Роменський агролісгосп – 35,8
2	«Біловодський» (гідрологічний)	1515,7	Роменська міська ОТГ Андріяшівська сільська ОТГ	Роменська районна державна адміністрація – 1263,5 Роменський агролісгосп – 252,2
<i>Заказники місцевого значення</i>				
3	«Миколаївський» (гідрологічний)	163,7	Роменська міська ОТГ	Роменська міська ОТГ Роменський агролісгосп – 3,2
4	«Хмелівський» (ботанічний)	82,0	Хмелівська сільська ОТГ	Роменський держлісгосп – 82,0
5	«Борозенківський» (ботанічний)	295,0	Роменська міська ОТГ	Роменський держлісгосп – 295,0
6	«Гора Золотуха» (загальногеологічний)	14,952	Роменська міська ОТГ	Роменська міська ОТГ та власники паїв
7	«Байбачий» (загальнозоологічний)	9,6	Роменська міська ОТГ	СЗАТ “Україна” – 9,6
8	«Новогребельський» (гідрологічний)	447,0	Андріяшівська сільська ОТГ	Андріяшівська сільська ОТГ Роменський агролісгосп – 62,3
9	«Ведмежівський» (загальнозоологічний)	71,2	Роменська міська ОТГ	Роменська міська ОТГ Роменський агролісгосп – 49,4
10	«Коржівський» (ландшафтний)	23,3	Роменська міська ОТГ	Роменський агролісгосп – 23,3
11	«Сурмачівський» (ботанічний)	53,3	Андріяшівська сільська ОТГ	Андріяшівська сільська ОТГ Роменський агролісгосп – 20,1
12	«Громадська дума» (ботанічний)	72,4	Андріяшівська сільська ОТГ	Андріяшівська сільська ОТГ Роменський агролісгосп – 26,1 Роменський держлісгосп – 4,4

²¹ Сформовано автором за даними [3, 47, 48, 77, 85]

№ з/п	Назва території / об'єкта ПЗФ (тип)	Площа, га	Територіальна громада	Землекористувачі (площа, га)
13	«Дубинський» (ботанічний)	39,4	Андріяшівська сільська ОТГ	Андріяшівська сільська ОТГ Роменський агролісгосп – 3,7
14	«Засулля» (ботанічний)	13,5	Роменська міська ОТГ	Роменський агролісгосп – 13,5
15	«Джерельні розсипи» (ботанічний)	172,78	Роменська міська ОТГ	Роменська міська ОТГ
16	«Вошилиха» (ландшафтний)	74,3	Хмелівська сільська ОТГ	Хмелівська сільська ОТГ Роменський агролісгосп – 19,5
17	«Вовківці» (гідрологічний)	462,9	Роменська міська ОТГ Хмелівська сільська ОТГ	Роменська міська ОТГ Хмелівська сільська ОТГ Роменський агролісгосп – 79,0
18	«Пустовійтівський» (гідрологічний)	337,2	Роменська міська ОТГ Хмелівська сільська ОТГ	Роменська міська ОТГ Хмелівська сільська ОТГ Роменський агролісгосп – 53,2
19	«Сульський» (гідрологічний)	316,5	Роменська міська ОТГ	Роменська міська ОТГ Роменський агролісгосп – 11,6
20	«Косарівщина» (ландшафтний)	58,97	Хмелівська сільська ОТГ	Роменська райдержадмін. – 37,1 Роменський агролісгосп – 11,6
21	«Овлаші» (ландшафтний)	65,0	Роменська міська ОТГ	Роменська райдержадмін. – 52,17 Роменський агролісгосп – 6,8
22	«Холодниківський» (ботанічний)	54,8	Андріяшівська сільська ОТГ	Роменська райдержадмін. – 54,8
23	«Губарівщина» (ландшафтний)	14,9969	Андріяшівська сільська ОТГ	Роменська райдержадмін. – 14,9969
24	«Перекопівський» (ландшафтний)	213,0	Андріяшівська сільська ОТГ	ДП «Роменське лісове господарство» – 213,0
25	«Пшінчине» (ландшафтний)	37,5	Хмелівська сільська рада	Хмелівська сільська рада – 37,5
26	«Недригайлівський» (гідрологічний)	917,6	Коровинська сільська ОТГ Недригайлівська селищна ОТГ	Коровинська сільська ОТГ Недригайлівська селищна ОТГ Недригайлівський агролісгосп – 247,6
27	«Голубців» (ботанічний)	16,0	Недригайлівська селищна ОТГ	Недригайлівська селищна ОТГ
28	«Комишанський» (ентомологічний)	4,0	Вільшанська сільська ОТГ	Недригайлівський агролісгосп – 4,0

№ з/п	Назва території / об'єкта ПЗФ (тип)	Площа, га	Територіальна громада	Землекористувачі (площа, га)
29	«Верхньосульський» (гідрологічний)	1133,1	Вільшанська сільська ОТГ Миколаївська селищна ОТГ – 100,0 Лебединська міська ОТГ	Недригайлівська райдержадміністрація – 377,2 Роменський держлісгосп – 197,4 Недригайлівський агролісгосп – 346,7 Миколаївська селищна ОТГ – 64,4 Білопільський агролісгосп – 35,6 Лебединська райдержадміністрація – 68,6 Лебединський агролісгосп – 61,4
30	«Дібрівка» (ландшафтний)	64,5	Недригайлівська селищна ОТГ	Недригайлівська селищна ОТГ
31	«Коровинський» (ботанічний)	65,5	Коровинська сільська ОТГ	Коровинська сільська ОТГ
32	«Голубівський» (гідрологічний)	15,2	Садівська сільська ОТГ	Лебединська районна державна адміністрація – 15,2
33	«Верхньосульський-2» (гідрологічний)	230,6	Садівська сільська ОТГ	Садівська сільська ОТГ – 167,4 Сумський агролісгосп – 63,2
<i>Комплексна пам'ятка природи місцевого значення</i>				
34	«Оксютинські кургани»	2,55	Роменська міська ОТГ; Хмелівська сільська ОТГ	Роменська райдержадмін. – 2,55
<i>Парк-пам'ятка садово-паркового мистецтва місцевого значення</i>				
35	«Огнівщина»	43,4	Роменська міська ОТГ (м. Ромни)	Головне управління господарства Роменської міської ради – 43,4
36	«Півний ліс»	5,0	Роменська міська ОТГ (м. Ромни)	Головне управління господарства Роменської міської ради – 5,0
<i>Пам'ятки природи місцевого значення</i>				
37	«Криниця Свята» (гідрологічна)	13,7	Роменська міська ОТГ	Роменська райдержадмін. – 13,7
38	«Криниця в Редьчиному яру» (гідрологічна)	3,35	Роменська міська ОТГ	Сумський національний аграрний університет – 3,35