

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ЧЕРНІВЕЦЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ ЮРІЯ ФЕДЬКОВИЧА**

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

ЖУК АЛІНА ВОЛОДИМИРІВНА

УДК 574.4+502.75]:502.25:631.95

**ДИСЕРТАЦІЯ
ТЕОРЕТИКО-МЕТОДОЛОГІЧНІ ОСНОВИ АДАПТИВНИХ СТРАТЕГІЙ
ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА ПІДТРИМАННЯ
ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ В АГРОЛАНДШАФТАХ**

03.00.16 – Екологія

Подається на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук

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

 **А. В. ЖУК**

Науковий консультант: **ФЕДОРЯК Марія Михайлівна**, доктор біологічних наук, професор

Чернівці – 2024

АНОТАЦІЯ

Жук А.В. Теоретико-методологічні основи адаптивних стратегій збереження біорізноманіття та підтримання екосистемних послуг в агроландшафтах. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук за спеціальністю 03.00.16 – Екологія. Інститут агроекології і природокористування НААН, Київ, 2024.

Дисертаційна робота пропонує авторський концептуально-методологічний інтегративний підхід до системних досліджень для вирішення проблем збереження біорізноманіття та підтримання екосистемних послуг в довгостроковій перспективі із використанням сукупності прийомів, засобів і методів супутникових, польових, лабораторних і соціоекологічних досліджень на ландшафтному рівні.

Обґрунтовано теоретичні засади інтеграції концепції екосистемних послуг у стратегії збереження біорізноманіття й оптимізації агроландшафтів. На підставі аналізу вітчизняного та закордонного досвіду застосування ландшафтного підходу до організації й оптимізації природокористування поліструктурність ландшафту прийнято за опорний концепт для дослідження екосистемних послуг на регіональному рівні. Узагальнено, доповнено та конкретизовано дотичні категорії в концепціях екосистемних послуг і соціоекосистеми з урахуванням ландшафтного підходу.

З огляду на значну просторову та часову гетерогенність у реалізації екосистемних послуг, показано, що використання геопросторових даних ефективно для розробки теоретичних основ системних екологічних досліджень у агроландшафтах з різним ступенем антропогенної трансформації. На прикладі гірської, передгірської та рівнинної модельних територій, які формують просторовий каркас дисертаційного дослідження, проаналізовано особливості формування агроландшафтів, кількісно оцінено композиційну і конфігураційну гетерогенність, динамічну організацію, продемонстровано вплив різних форм землекористування на біорізноманіття та окремі аспекти реалізації екосистемних

послуг в агроландшафтах. За комплексом ландшафтних метрик на макрорівні показано чітку тенденцію до зростання ландшафтно-антропоічного різноманіття у ряді гори – передгір'я – рівнина.

Складено екологічні профілі модельних територій. Констатовано залежність домінуючих видів землекористування від топографії ресурсної системи. Показано, що на гірській модельній території ліс є матричним елементом ландшафту і має великий потенціал для забезпечення підтримуючих екосистемних послуг: підтримання флористичного і фауністичного біорізноманіття, лісових генетичних ресурсів, формування природних оселищ різного соціологічного статусу на лісових і післялісових фрагментах ландшафту. Протиерозійні та протизсувні, водоохоронні та водорегулювальні функції лісу не лише забезпечують стійкість ландшафту, але і слугують підґрунтям екологічної безпеки регіону. Продемонстровано, що передгірська модельна територія виявляє властивості геоекотону, повторюючи регіональні ландшафтні риси в меншому масштабі. Як наслідок, вона характеризується найвищим ступенем фрагментованості наземного покриву та поєднанням лісогосподарської діяльності із сільськогосподарським виробництвом. Фрагментованість і високий ступінь розчленованості ландшафтів розглянуті як спільна риса передгірських і пригірських геоекотонів, яка формує передумови для підтримання біорізноманіття на різних ієрархічних рівнях. Встановлено, що ландшафти рівнинної модельної території зазнали найбільшої антропогенної трансформації. Активний розвиток садівництва надає додаткові можливості для продукування і споживання екосистемних послуг, водночас спричиняючи додаткові ризики й небезпеки, пов'язані з застосуванням інтенсивної системи вирощування садів.

Детально проаналізовано два контрастних класи наземного покриву, які віддзеркалюють специфіку землекористування у всіх трьох модельних територіях: деревний покрив і сільськогосподарські угіддя. Встановлене прогресуюче знеліснення в гірській і передгірській модельних територіях (18% і 17% втраченого деревного покриву відповідно), що ставить під загрозу біорізноманіття ендеміків, природні оселища а також потоки регулювальних та підтримуючих екосистемних послуг.

Встановлено укрупнення площ під технічними монокультурами з одночасним занепадом традицій присадибного господарювання в передгірських агроландшафтах та розвиток інтенсивного садівництва з необґрунтованими схемами агрохімічної обробки – в рівнинних. Як наслідок деградують екосистемні послуги запилення і регуляції чисельності шкідників.

Проаналізовано аранеокомплекси приґрунтового ярусу яблуневого саду та прилеглих територій із різним ступенем пестицидного навантаження. За комплексом синекологічних показників встановлено, що угруповання павуків-герпетобіонтів саду з інтенсивною обробкою засобами захисту рослин зазнають істотних деструктивних змін, які відображаються, перш за все у зниженні видового багатства. Чисельність і динамічна щільність *Trochosa ruricola* (De Geer, 1778) знижується по мірі віддалення від регулярно оброблюваного пестицидами саду, що свідчить про високу толерантність до пестицидних навантажень і вказує на можливість його використання як індикатора.

Досліджено комплекс показників структурно-функціонального складу рослинних угруповань, сформованих на плантаціях багаторічних трав'яних енергетичних культур *Miscanthus × giganteus* J. M. Greef, Deuter ex Hodk., Renvoize і *Panicum virgatum* L., а також проаналізовано їх трирічні зміни. Встановлено, що в перші роки біоенергетичні плантації сприяють формуванню асоційованого біорізноманіття, переважно з представників рудеральної та сегетальної флори. Із 71 виду, визначеного на досліджених агрофітоценозах, 64 належать до синантропної фракції, третина з якої належить до антропофітів та понад 60% – до апофітів. Отримані результати динамічної структури угруповань характеризують процеси, описані для перебігу ранніх стадій вторинної сукцесії на колишніх орних землях, зайнятих перелогами.

Отримано кількісні показники для компонентів вуглецевого балансу у лісових екосистемах на рівні ландшафтів. Чистий вуглецевий обмін у лісах гірської модельної території складає 426 тис. тонн CO₂-екв. за рік (6,3 т/га), передгірської – 276 тис. тонн CO₂-екв. за рік (4,9 т/га), рівнинної – 117 тис. т CO₂-екв./рік (5,8 т/га). Сумарно надземна біомаса лісів гірської модельної території

оцінена в 11×10^6 т, передгірської – $10,4 \times 10^6$ т, рівнинної – $2,15 \times 10^6$ т. Встановлено, що ефективність біопродукційного процесу прямо залежить від площі фрагменту деревного покриву і обернено – від протяжності його меж. На прикладі лісів усіх трьох модельних територій підтверджено, що конверсія угідь із лісових у післялісові супроводжується порушенням балансу між процесами гуміфікації і мінералізації й надходженням додаткових кількостей двоокису вуглецю в атмосферу. Подібні наслідки має і масове всихання шпилькових порід на гірській та передгірській модельних територіях.

Уперше оцінено масштаби зимових втрат бджолиних колоній в Україні в рамках міжнародного моніторингу COLOSS. Середній загальний рівень втрат для України за вісім років участі у моніторингу COLOSS становить 12,3 % порівняно з багаторічним міжнародним середнім показником 16 %. Доведено залежність фатальних проблем з матками та загибель через негативні природні явища від розміру пасіки: щорічно найбільших втрат зазнають малі пасіки на 1–50 вуликів. Виокремлено основні фактори ризику, розкрито ключову роль *A. mellifera* як мобільного агента комплексу екосистемних послуг. Доведено, що фізико-хімічні показники поліфлорного меду відображають ландшафтну специфіку і геоботанічні умови медозбору. Встановлено достовірну відмінність між зразками із різних модельних територій за цукровим профілем, вмістом редуруючих цукрів, проліну, а також за електропровідністю і водневим показником.

Проаналізовано та структуровано регіональну мережу стейкхолдерів екосистемних послуг лісових та агроекосистем. Показано їх можливий вплив на успішність реалізації екосистемних послуг. Ідентифіковані функціональні кластери стейкхолдерів екосистемних послуг лісових екосистем та агроекосистем краю. Для кожного функціонального кластеру окреслено узагальнену сферу інтересів і наведено приклади екосистемних послуг, які являють цінність на різних рівнях: від локального до міжнародного, а також висвітлено категорії вигод, визначено систему екологічних знань та показані можливі форми участі в екосистемному менеджменті. Розвинуто практику партисипативних досліджень для невиснажливого природокористування.

Розроблено алгоритм спільного продукування знань на базі фокусованого групового інтерв'ю відкритого типу із послідовним застосуванням SWOT-аналізу, нечіткого когнітивного картування і партисипативного моделювання для налагодження зв'язків соціального капіталу типу «згуртування».

Досліджено передумови впровадження адаптивних стратегій збереження біорізноманіття й підтримання екосистемних послуг. Встановлено позитивний вплив комахозапилення на окремі показники врожайності автофертильних гібридів *Helianthus annuus* L. та розроблено рекомендації щодо розміщення цих гібридів у комбінованих посівах. Проаналізовано комплекс противароозних заходів, практикованих українськими бджолярами та надано рекомендації щодо корекції зимових втрат бджолиних колоній. Для передгірських і рівнинних ландшафтів оцінено актуальний стан систем лісомеліоративних насаджень. Встановлено недостатній рівень полезахисної лісистості та визначено ареали перспективної реставрації багатофункціональної агролісомеліоративної мережі.

Ключові слова: біорізноманіття, екосистемні послуги, агроландшафти, оптимізація, *Apis mellifera*, вуглецевий баланс, партисипативне управління.

ABSTRACT

Zhuk A.V. Theoretical and methodological foundations of adaptive strategies for biodiversity conservation and ecosystem services maintenance in agricultural landscapes. – Manuscript.

Thesis for Doctor degree in Biological Sciences, Speciality 03.00.16 – Ecology. Institute of Agroecology and Environmental Management National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine. Kyiv, 2024

The dissertation presents an original conceptual-methodological integrative approach to systemic research aimed at addressing the long-term challenges of biodiversity conservation and ecosystem service maintenance. This approach uses a combination of satellite, field, laboratory, and socio-ecological research techniques at the landscape level.

Theoretical principles and foundations for integrating the concept of ecosystem services into biodiversity conservation strategies and agricultural landscape

optimization are validated. Based on an analysis of national and international experience in applying the landscape approach to natural resource management, considering polystructural nature of agricultural landscapes is adopted as a key concept for studying biodiversity and ecosystem service potential at the regional level. We have summarized, supplemented, and specified relevant categories in the concepts of ecosystem services and socio-ecosystems, taking into account the landscape approach.

Given the significant spatial and temporal heterogeneity in the implementation of ecosystem services, the use of geospatial data is shown to be effective in developing the theoretical basis for systematic ecological research in agricultural landscapes with varying degrees of anthropogenic transformation. Through case studies of mountainous, foothill, and plain model areas, we analysed the formation characteristics of agricultural landscapes, quantitatively assessed compositional and configurational heterogeneity, dynamic organization, and demonstrated the impact of different land use forms on biodiversity and specific aspects of ecosystem service implementation in agricultural landscapes. Based on a set of landscape metrics at the macro level, a clear trend of increasing landscape-anthropic diversity in the mountain – foothill – plain sequence has been demonstrated.

We developed comprehensive environmental profiles for three model areas and established that the dominant types of land use are influenced by the topography of the resource system. Our findings indicate that in the mountainous model area, the forest serves as a matrix element of the landscape and possesses significant potential for providing supporting ecosystem services. These services include maintaining floristic and faunal biodiversity, preserving forest genetic resources, and forming natural habitats of various conservation statuses in both forested and post-forested landscape fragments. The forest's anti-erosion, anti-landslide, water protection, and water regulation functions not only ensure landscape stability but also serve as the foundation for regional ecological security. We demonstrated that the foothill model area exhibits the characteristics of a geocotone, reflecting regional landscape features on a smaller scale. Consequently, it is characterized by the highest degree of land cover fragmentation and a mix of forestry and agricultural production. Fragmentation and

high dissection of landscapes are common features of foothill and sub-mountain geocotones, creating conditions conducive to maintaining biodiversity at various hierarchical levels. We found that the landscapes of the plain model area have experienced the greatest anthropogenic transformation. The active development of horticulture provides additional opportunities for the production and consumption of ecosystem services, while also introducing additional risks and hazards associated with intensive orchard cultivation systems.

We analysed in details two contrasting land cover classes – tree cover and cropland – that reflect the specific land use in all three model areas. Notably, we identified progressive deforestation in mountainous and foothill areas (18% and 17% loss of tree cover, respectively), threatening endemic biodiversity, natural habitats, and the flow of regulatory and supporting ecosystem services. We described the expansion of technical monocultures alongside the decline of traditional household farming in foothill agricultural landscapes and the development of intensive horticulture with unsubstantiated agrochemical treatments in plains. Consequently, pollination and pest regulation services are degrading.

We conducted an analysis of the epigeal spider assemblages in an apple orchard and adjacent areas with varying levels of pesticide exposure. Using a set of synecological indicators, we found that the epigeal spider assemblages in the intensively treated orchard undergo significant destructive changes, primarily manifested in reduced species richness. The abundance and dynamic density of *Trochosa ruricola* (De Geer, 1778) decrease with increasing distance from the regularly pesticide-treated orchard, indicating a high tolerance to pesticide loads and suggesting its potential use as an indicator species.

We investigated a set of structural and functional indicators of plant communities formed on plantations of perennial herbaceous energy crops, *Miscanthus × giganteus* J. M. Greef, Deuter ex Hodk., Renvoize, and *Panicum virgatum* L., and analyzed their changes over three years. Our findings indicate that in the initial years, bioenergy plantations contribute to the formation of associated biodiversity, predominantly composed of ruderal and segetal flora. Of the 71 species identified in the studied

agricultural plant communities, 64 belong to the synanthropic fraction, with one-third being anthropophytes and over 60% apophytes. The results on the dynamic structure of the communities characterize processes typical of the early stages of secondary succession on former arable lands now left fallow.

We obtained quantitative indicators for carbon balance components in forest ecosystems at the landscape level. We found that mountainous coniferous forests contribute most significantly to atmospheric carbon absorption (7.3–13.4 t/ha of net exchange). The relationship between assimilation and emission processes indicates a considerable balance in the carbon cycle of the plain model area, where broadleaf forests, with maximum annual carbon assimilation rates (5.1–9.3 t/ha), account for 71%. Net carbon exchange in the forests of the mountainous model area is 426 thousand tons of CO₂-eq per year, foothill area – 276 thousand tons CO₂-eq per year, and plain area – 117 thousand tons CO₂-eq per year. We established that the efficiency of the bioproduction process is directly proportional to tree cover and inversely proportional to forest edge length. Using forests from all three model areas as examples, we confirmed that the conversion of land from forested to post-forested states disrupts the balance between humification and mineralization processes, leading to increased carbon dioxide emissions into the atmosphere. Similar consequences are observed with the mass die-off of coniferous species in the mountainous and foothill model areas.

We assessed for the first time the rates of honey bee winter colony losses in Ukraine as part of the international COLOSS monitoring. We compiled a national database of honey bee winter colony losses over an eight-year period. The average overall winter loss rate for Ukraine's eight years of participation in COLOSS monitoring is 12.3%, compared to the multi-year international average of 16%. In Chernivtsi region this rate is 9.5%. Mortality predominates in the structure of honey bee winter colony losses. We identified key risk factors for honey bee colony losses in the agricultural landscapes of the model areas, showing the impact of apiary size, bee migration, and food resources on overall loss levels. The critical role of *Apis mellifera* as a mobile agent of a complex of ecosystem services is revealed. It has been

demonstrated that the physicochemical properties of multifloral honey reflect the landscape specificity and geobotanical conditions of nectar collection. Significant differences were identified between samples from different model areas in terms of sugar profile, reducing sugar content, proline levels, as well as electrical conductivity and pH.

Social capital has been described as a network of structurally organized interactions. We have also provided a characterization of the various types of connections among individual stakeholder groups. Functional clusters of stakeholders of ecosystem services in both forest ecosystems and agroecosystems on the periphery have been identified. For each of these functional clusters, we have described a generalized sphere of interests and provided examples of ecosystem services that hold value at multiple levels from local to international contexts. Furthermore, we have highlighted the categories of benefits, defined an ecological knowledge system, and demonstrated potential forms of participation in ecosystem management.

Adaptive collaborative management is important as a knowledge partnership. The value of a participatory approach across different stages in the development of social capital has been emphasized. An algorithm for collaborative knowledge co-production has been developed, leveraging focused open-ended group interviews and a sequential integration of SWOT analysis, fuzzy cognitive mapping, and participatory modelling to strengthen bonding social capital. The prospect of establishing a dialogue between beekeepers and agrarians, discovered through collaborative engagement with stakeholders, matured during a tripartite participatory experiment, facilitating the reinforcement of bridging social capital.

The prerequisites for implementing adaptive strategies for biodiversity conservation and ecosystem service maintenance have been analysed. Recommendations are provided for compensating for the deficit of wild pollinators, addressing honey bee winter colony losses, and identifying areas for the prospective restoration of a multifunctional agroforestry network.

Keywords: biodiversity, ecosystem services, agricultural landscapes, optimization, *Apis mellifera*, carbon balance, participatory management.

СПИСОК ПРАЦЬ, ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Монографії

1. **Жук А.В.**, Костишин С.С., Федоряк М.М. Відновлення біогеоценозів зрубів *Fagus sylvatica* L. в умовах Північної Буковини: монографія. Чернівці, 2021. 384 с. (*Особистий внесок: авторство ідеї, аналіз літературних даних, збір матеріалів, планування та здійснення експериментів, статистичне опрацювання результатів, розробка і верифікація предиктора, аналіз та обговорення результатів, формулювання висновків, розробка макету*).

2. **Жук А.В.**, Федоряк М.М., Тимчук К.Ю. Біорізноманіття агроєкосистем з енергетичними культурами. *Енергетичні культури як модифікатори агроєкосистем*: монографія / за заг. ред. проф. М.М. Федоряк. Чернівці, 2019. 176 с. (*Особистий внесок: авторство підрозділів 4.1 і 4.2*).

Статті у журналах, що входять до наукометричних баз даних

1. Angelstam P., Asplund B., Bastian O., Engelmark O., Fedoriak M., Grunewald K., Ibisch P.L., Lindvall P., Manton M., Nilsson M., Nilsson S.B., Roberntz P., Shkaruba A., Skoog P., Soloviy I., Svoboda M., Teplyakov V., Tivell A., Westholm E., **Zhuk A.**, Öster L. Tradition as asset or burden for transitions from forests as cropping systems to multifunctional forest landscapes: Sweden as a case study. *Forest Ecology and Management*. 2022. № 505. 119895. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119895> (Scopus, Q1) (*Особистий внесок: ситуаційний ретроспективний аналіз особливостей лісокористування в Українських Карпатах; висвітлення погляду екологів на риси лісових ландшафтів у табл. 3, участь у порівнянні CEC, обговоренні результатів та підготовці до публікації*).

2. Angelstam P., Fedoriak M., Cruz F., Muñoz-Rojas J., Yamelnyets T., Manton M., Washbourne C.-L., Dobrynin D., Izakovičova Z., Jansson N., Jaroszewicz B., Kanka R., Kavtarishvili M., Kopperoinen L., Lazdinis M., Metzger M. J., Özüt D., Pavloska Gjorgjieska D., Sijtsma F.J., Stryamets N., Tolunay A., Turkoglu T., Van der Moolen B., Zagidullina A., **Zhuk A.** Meeting places and social capital supporting rural landscape stewardship: A Pan-European horizon scanning. *Ecology and Society*. 2021. Vol. 26. № 1. 11. <https://doi.org/10.5751/ES-12110-260111> (Scopus, Q1)

(Особистий внесок: опис віртуальних форумів у теоретичному блоці; тематичне дослідження екологічної та соціальної складових СЕС Путильського району; розробка рис.10; участь у складанні портфоліо форумів соціальної взаємодії, порівнянні СЕС, обговоренні результатів та підготовці до публікації).

3. Fedoriak M., Kulmanov O., **Zhuk A.**, Shkrobanets O., Tymchuk K., Moskalyk G., Olendr T., Yamelynets T., Angelstam P. Stakeholders' views on sustaining honey bee health and beekeeping: the roles of ecological and social system drivers. *Landscape Ecology*. 2021. Vol. 36. № 3. P. 763–783. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01169-4> (Scopus, Q1) (Особистий внесок: співавторство ідеї; участь у плануванні експерименту, дешифруванні аудіограм співбесід; аналіз екологічної та соціальної підсистем СЕС; побудова кластерних дендрограм і когнітивних карт; участь у презентації й обговоренні результатів; формулювання висновків).

4. Moskalyk H., Leheta U., **Zhuk A.**, Boruk O., Fedoriak M. Ecological aspects of allelopathic interactions of energy crops. *Journal of Ecological Engineering*. 2021. Vol. 22. № 10. P. 185–191. <https://doi.org/10.12911/22998993/142119> (Scopus, Q3) (Особистий внесок: збір інформації, участь в аналізі й обговоренні результатів, редагування статті, підготовка до публікації).

5. Tymchuk K., Polchaninova N., **Zhuk A.**, Leheta U., Voloshyn V., Fedoriak M. Spiders (Araneae) as a component of ground-dwelling animal assemblages of the energy crop fields in northern Bukovyna (Ukraine). *Ekológia (Bratislava)*. 2021. Vol. 40. № 3. P. 240–247. <https://doi.org/10.2478/eko-2021-0026> (Scopus, Q3) (Особистий внесок: збір інформації, участь у зборі матеріалів дослідження, аналізі й обговоренні результатів, побудова дендрограми, редагування статті, підготовка до публікації, автор-кореспондент).

6. **Zhuk A.**, Sytnikova I., Fylypchuk T., Bahlei O., Shkrobanets O., Danihlík J., Moskalyk H., Panchuk I., Burkut V., Angelstam P., Fedoriak M. Physicochemical quality indicators of honey: An evaluation in a Ukrainian socioecological gradient. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*. 2022. Vol. 13 (4). 354–361. <https://doi.org/10.15421/022246> (Scopus, Q4) (Особистий внесок: планування

дослідження і розробка дизайну експерименту, участь у зборі матеріалів дослідження та здійсненні лабораторних аналізів окремих показників, збір інформації, участь у аналізі й обговоренні результатів, редагування статті, підготовка до публікації, автор-кореспондент).

Статті у наукових фахових виданнях України

1. **Жук А.В.** Кліматорегульовальні екосистемні послуги лісів Чернівецької області на градієнті ландшафтних умов. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2024. № 34 (2), С. 61–68. <https://doi.org/10.36930/40340208>

2. **Жук А.В.,** Мишілюк І.І. Динаміка деревного покриву на соціо-екологічному градієнті Чернівецької області. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія "Екологія"*. 2023. Вип. 28. С. 101–111. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2023-28-09> (Особистий внесок: ідея та дизайн дослідження, збір інформації, інтерпретація та обговорення результатів, формулювання висновків).

3. Федоряк М.М., **Жук А.В.,** Зароченцева О.Д., Филипчук Т.В., Ситнікова І.О., Легета У.В., Москалик Г.Г., Герасимюк П.В., Сосновський К.С., Шпак Я.В. Алгоритм дослідження продуктивності гібридів соняшника за умов комахозапилення. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2023. Т. 16, Вип. 1. С. 52–63. <https://doi.org/10.31861/biosystems2023.01.052> (Особистий внесок: планування дослідження, участь у розробці алгоритму експерименту, в польових і лабораторних дослідженнях, участь у аналізі й обговоренні результатів, підготовка і розробка ілюстративних матеріалів).

4. Shpak Y., Sosnovskyi K., Burkut V., Zarochentseva O., **Zhuk A.,** Fedoriak M. The pollination of sunflower by honey bees: a brief review. *Екологічні науки*. 2022. № 6(45). Р. 162–166. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.6-45.26> (Особистий внесок: участь у доборі літератури, аналізі, обговоренні, проміжне редагування).

5. **Жук А.В.,** Мишілюк І.І. Особливості мережі придорожніх екотонів захисного типу Чернівецької області. *Екологічні науки*. 2022. № 4 (430). С. 12–18.

<https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.4-43.2> (Особистий внесок: ідея та дизайн дослідження, збір інформації, інтерпретація та обговорення результатів, остаточне редагування тексту).

6. Зароченцева О.Д., **Жук А.В.**, Федоряк М.М., Черлінка Л.В., Твердохліб М.В., Герасимюк П.В., Черлінка В.Р. Вплив комахозапилення на вихід та олійність насіння гібридів *Helianthus annuus* L. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2022. Т. 14, Вип. 1. С. 62–71.

<https://doi.org/10.31861/biosystems2022.01.062> (Особистий внесок: участь у розробці дизайну експерименту, участь в польових і лабораторних дослідженнях, участь у інтерпретації та обговоренні результатів, остаточне редагування тексту).

7. Зароченцева О.Д., Черлінка Л.В., **Жук А.В.**, Черлінка В.Р., Герасимюк П.В., Федоряк М.М. Вплив комахозапилення на насіннєві характеристики та урожайність гібридів соняшника. *Бджільництво України*. 2022. Вип. 9. С. 46–56. <https://doi.org/10.46913/beekeepingjournal.2022.9.06>

(Особистий внесок: участь у розробці дизайну експерименту, літературний аналіз, апробація методів, участь в польових і лабораторних дослідженнях, участь у інтерпретації та обговоренні результатів, автор-кореспондент).

8. Федоряк М.М., Тимочко Л.І., Шкробанець О.О., **Жук А.В.**, Делі О.Ф., Подобівський С.С., Миколайчук В.Г., Калиниченко О.О., Легета У.В., Зароченцева О.Д. Результати щорічного моніторингу зимових втрат бджолиних колоній в Україні: зимівля 2019–2020 рр. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2021. № 25. С. 111–124.

<https://periodicals.karazin.ua/ecology/article/view/17934> (Особистий внесок: участь в опитуванні бджолярів, збір інформації, участь у аналізі та обговоренні результатів, остаточне редагування тексту, автор-кореспондент).

9. Федоряк М. М., Филипчук Т. В., **Жук А. В.**, Тимчук К. Ю., Холівчук А. М. Протівороозні ветпрепарати на ринку України в контексті аналізу факторів ризику для медоносних бджіл. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2020. Вип. 23. С. 102–117.

DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2020-23-09> (Особистий внесок: участь у

зборі та систематизації матеріалу, літературний аналіз, підготовка таблиці, участь у аналізі та обговоренні результатів, остаточне редагування тексту, автор-кореспондент).

10. Федоряк М.М., Тимочко Л.І., Кульманов О.М., Шкробанець О.О., **Жук А.В.**, Дронь Ю.С., Делі О.Ф., Подобівський С.С., Мельниченко Г.М., Легета У.В., Холівчук А.М. Результати щорічного моніторингу втрат бджолиних колоній в Україні: зимівля 2017–2018 рр. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2019. Т. 11, Вип. 1. С. 60–70. <https://doi.org/10.31861/biosystems2019.01.060> (Особистий внесок: участь в опитуванні бджолярів, збір інформації, участь у аналізі та обговоренні результатів, остаточне редагування тексту).

11. Федоряк М.М., **Жук А.В.**, Москалик Г.Г., Царанюк В.В., Тимчук К.Ю. Павуки (Araneae) деяких біотопів національного природного парку «Дністровський каньйон». *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2018. Т. 10, Вип. 2. С. 130–136. <https://doi.org/10.31861/biosystems2018.02.130> (Особистий внесок: участь в аналізі результатів, підготовка до публікації).

12. Федоряк М.М. Руденко С.С., **Жук А.В.** Павуки-герпетобіонти яблуневих садів на градієнті зменшення пестицидного навантаження. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2017. Т. 9., Вип. 2. С. 203–211. (Особистий внесок: літературний огляд, участь в аналізі результатів, збір інформації, підготовка до публікації, автор-кореспондент).

13. Kostyshyn S.S., **Zhuk A.V.** Abiotic Diversity Measures Ecological Integrity. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2012. Т. 4, Вип. 4. С. 445–452. (Особистий внесок: авторство ідеї, аналіз літературних даних, збір матеріалів, планування та здійснення експериментів, статистичне опрацювання результатів, в, формулювання висновків, підготовка до публікації).

14. Костишин С.С., **Жук А.В.** Потенційна і реальна флори зрубів букових лісів Північної Буковини. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія*

(Біологічні системи). 2010. Т. 2, Вип. 1. С. 27–31. (Особистий внесок: авторство ідеї, аналіз літературних даних, збір матеріалів, планування та здійснення експериментів, статистичне опрацювання результатів, розробка і предиктора, формулювання висновків, підготовка до публікації).

Статті в інших наукових виданнях

1. **Жук А.В.**, Зароченцева О.Д. Особливості світлового забруднення навколишнього середовища Чернівецької області. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2021. № 27. С. 66–75.
2. Федоряк М.М., Кульманов О.М., **Жук А.В.** Втрати бджолиних колоній в Україні після зимівлі 2017–2018 рр. Загальні результати в рамках міжнародного моніторингу. *Український пасічник*. 2018. № 8. С. 14–15.
3. Федоряк М., Шкробанець О., Бута М., Жук А. Міжнародний моніторинг втрат бджолиних колоній COLOSS: цілі, учасники, результати. *Пасіка*. 2021. № 3. С.11–14.
4. Шпак Я.В., Сосновський К.С., **Жук А.В.**, Федоряк М.М. Особливості запилення соняшника медоносними бджолами. *Біологічні дослідження – 2022*. Житомир: ПП «Євро-Волинь», 2022. С. 145–147.

Матеріали науково-практичних конференцій

1. Зароченцева О., **Жук А.**, Федоряк М. Вплив бджолозапилення на продуктивність та насінневі характеристики гібридів *Helianthus annuus* L. *Ефективне бджолозапилення: від підвищення урожайності до збереження біорізноманіття*: матеріали науково-практичної конференції з міжнародною участю (Київ, 10 листопада 2020 р.). Київ, 2020. С. 37–39.
2. Зароченцева О., **Жук А.**, Черлінка Л. Бджоловідвідування окремих гібридів соняшника в умовах Передкарпаття. *Сучасне бджільництво: проблеми, досвід, нові технології*: матеріали науково-практичної конференції з міжнародною участю (Київ, 20 серпня 2021 р.). Київ, 2021. С.10–11.
3. Зегря М., **Жук А.** Фітотоксикологічна оцінка пестицидного комплексу Актара+Стробі та його окремих компонентів. *Вітчизняна наука на зламі епох: проблеми та перспективи розвитку*: матеріали XXXVIII Всеукраїнської науково-

практичної інтернет-конференції (Переяслав-Хмельницький, 14 грудня 2017 р.). Переяслав-Хмельницький, 2017. Вип. 38. С. 30–34.

4. Мишілюк І., **Жук А.** Показники фактичної полезахисної лісистості по Чернівецькій області. *Актуальні проблеми, шляхи та перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації*: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції (Біла Церква, 29 вересня 2022 р.). Біла Церква: БНАУ, 2022. С. 115–116.

5. Москалик Г.Г., Федоряк М.М., **Жук А.В.**, Арушанян Ю.С., Ангельстам П. SWOT-аналіз названих респондентами факторів впливу на успішність бджільництва на градієнті ландшафтних умов Чернівецької області. *Стале бджільництво в Україні*: матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції (Чернівці, 6–8 листопада 2019 р.). Чернівці: Друк Арт, 2019. С. 82–84.

6. Федоряк М.М., **Жук А.В.**, Калиниченко О.О., Шкробанець О.О., Банар П.А. Підсумки восьмирічного моніторингу втрат бджолиних колоній в Україні. *Vin Smart Eco*: матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (Вінниця, 18–20 травня 2023 р.). Вінниця, 2023. С. 213–215.

7. Шкробанець О.О., Спасова М.Л., **Жук А.В.** Втрати колоній *Apis mellifera* L. в Україні як загроза екологічній безпеці агровиробництва. *Екологічна безпека держави*: матеріали XIII Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених і істудентів (Київ, 23 квітня 2020 р.). Київ, 2020. С. 118–119.

8. Fedoriak M., Kulmanov O., Moskalyk G., **Zhuk A.**, Angelstam P. Learning through landscape gradients. – Stakeholders' views on sustaining beekeeping: a comparison of traditionally and intensively managed landscapes. *Proceedings of the 2019 COLOSS Monitoring & B-RAP workshops* (Gothenburg, Sweden, 5–7 February 2019). Gothenburg, Sweden, 2019. P. 7.

9. Fedoriak M., Shkrobanets O., Angelstam P., Moskalyk G., **Zhuk A.** Honey bee colony losses in Ukraine overwinter 2018–2019. *Proceedings of the 2020 COLOSS Monitoring & B-RAP workshops* (Toledo, Spain, 4–6 February 2020). Toledo, Spain, 2020. P. 15.

10. Tymchuk K.Yu., **Zhuk A.V.**, Fedoriak M.M. Anti-varroosis veterinary drugs, available to ukrainian beekeepers. *Science and technology: problems, prospects*

and innovations: The 11th International scientific and practical conference (Osaka, 3–5 August 2023). Osaka, 2023. P. 8–13.

11. Tymchuk K., **Zhuk A.**, Fedoriak M. Distribution of varroosis on *Apis mellifera* L. colonies in some districts of Chernivtsi region. Eurasian Scientific Discussions: Proceedings of the VIII International scientific and practical conference (Barcelona, Spain, 29–31 August 2022). Barcelona, Spain, 2022. P. 18–19.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ.....	22
ВСТУП.....	23
Розділ 1. ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ІНТЕГРАЦІЇ КОНЦЕПЦІЇ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ У СТРАТЕГІЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ Й ОПТИМІЗАЦІЇ АГРОЛАНДШАФТІВ	32
1.1. Проблеми біорізноманіття в умовах розвинутого агровиробництва та перспективи його збереження.....	32
1.2. Історичні етапи розвитку концепції екосистемних послуг	40
1.3. Екосистемні послуги як об'єкт трансдисциплінарної колаборації... ..	55
1.4. Вітчизняний та закордонний досвід застосування ландшафтного підходу в оптимізації природокористування	63
1.5. Концептуальні засади інтегративного підходу	71
Висновки до розділу 1	78
Розділ 2. УМОВИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ	80
2.1. Особливості формування агроландшафтів на теренах Чернівецької області.....	80
2.2. Методи геоінформаційних досліджень.....	89
2.3. Методи біоекологічних досліджень	98
2.4. Методи міжнародного моніторингу втрат бджолиних колоній.....	103
2.5. Методи соціоекологічних досліджень	106
Висновки до розділу 2	114
Розділ 3. ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТРУКТУРИ АГРОЛАНДШАФТІВ РІЗНОГО СТУПЕНЯ АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ.....	116
3.1. Екологічний профіль гірської модельної території.....	118
3.2. Екологічний профіль передгірської модельної території	129
3.3. Екологічний профіль рівнинної модельної території.....	140
3.4. Порівняльна оцінка структури агроландшафтів із різним ступенем антропогенної трансформації	151
Висновки до розділу 3	153

Розділ 4. ФАКТОРИ ВПЛИВУ РІЗНИХ ФОРМ ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ НА БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА ЕКОСИСТЕМНІ ПОСЛУГИ В АГРОЛАНДШАФТАХ 154

- 4.1. Динаміка деревного покриву як чинник скорочення біорізноманіття і деградації екосистемних послуг 154
- 4.2. Зміни в структурі орних земель як дестабілізуючий чинник в агроландшафтах..... 169
- 4.3. Вплив пестицидів на герпетобіонтні аранеокомплекси яблуневих садів 178
- 4.3. Біоекологічні особливості формування асоційованого фіторізноманіття біоенергетичних плантацій 184
- Висновки до розділу 4 201

Розділ 5. КІЛЬКІСНА ОЦІНКА КОМПОНЕНТІВ ВУГЛЕЦЕВОГО БАЛАНСУ ЯК БІОЛОГІЧНОЇ ОСНОВИ КЛІМАТОРЕГУЛЮВАЛЬНИХ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ 203

- Висновки до розділу 5 217

Розділ 6. *APIS MELLIFERA* L. ЯК КЛЮЧОВИЙ МОБІЛЬНИЙ АГЕНТ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ У РОЗРІЗІ ДАНИХ МІЖНАРОДНОГО МОНІТОРИНГУ ВТРАТ БДЖОЛИНИХ КОЛОНІЙ 218

- 6.1. Оцінка зимових втрат бджолиних колоній в Україні з використанням стандартизованих процедур міжнародної асоціації COLOSS 218
- 6.2. Особливості реалізації екосистемних послуг ключовим агентом – бджолою медоносною в умовах різних ландшафтів 223
- Висновки до розділу 6 245

Розділ 7. ВПЛИВ СТЕЙКХОЛДЕРІВ НА ЕКОСИСТЕМНІ ПОСЛУГИ АГРОЛАНДШАФТІВ ТА ЇХ ЗАЛУЧЕННЯ ДО УПРАВЛІННЯ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯМ 247

- 7.1. Аналіз основних груп стейкхолдерів екосистемних послуг..... 248

7.2. Фактори впливу окремих груп стейкхолдерів на успішність реалізації екосистемних послуг.....	280
7.3. Застосування методу фокус-груп для визначення перспективних адаптивних стратегій невиснажливого природокористування на локальному рівні.....	300
7.4. Аналіз просторів взаємодії стейкхолдерів	315
Висновки до розділу 7	323
Розділ 8. АДАПТИВНІ ЕКОЛОГО-СТАБІЛІЗАЦІЙНІ ЗАХОДИ З ПІДТРИМАННЯ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ ТА ОПТИМІЗАЦІЇ АГРОЛАНДШАФТІВ.....	326
8.1. Компенсація дефіциту диких запилювачів для підвищення врожайності олійного соняшника.....	326
8.2. Аналіз структури зимових втрат бджолиних колоній та заходи з їх корекції.....	337
8.3. Екологічне обґрунтування реставрації агролісомеліоративної мережі.....	347
Висновки до розділу 8	356
ВИСНОВКИ	359
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	363
ДОДАТКИ.....	476

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ І СКОРОЧЕНЬ

абс. – абсолютне значення

екз. – екземпляр

ГЕС – геоекосистеми

ГМФ – гідроксиметилфурфурол

ГО – громадська організація

ДЗЗ – дистанційне зондування Землі

ДП – державне підприємство

ЕП – екосистемні послуги

ЗМІ – засоби масової інформації

КЛ – культурний ландшафт

КФГ – об'єднаний агрохолдинг «Контінентал Фармерз Груп»

ЛГ – лісове господарство

ЛП – ландшафтні послуги

НГО – неурядова громадська організація

НП – наземний покрив

НПП – національний природний парк

ОВД – оцінка впливу на довкілля

ПЗФ – природно-заповідний фонд

РЕП – ринок екосистемних послуг

СЕС – соціоекосистеми

СОК – сільськогосподарський обслуговуючий кооператив

ТГ – територіальна громада

ФАО – Продовольча та сільськогосподарська організація ООН

ФГ – фермерське господарство

ЮНЕП – міжурядова програма ООН з довкілля

GFW – геоінформаційний портал Global Forest Watch

IPBES – міжурядова науково-політична платформа з біорізноманіття та екосистемних послуг

ВСТУП

Актуальність теми. Незважаючи на різноманітні міжнародні зобов'язання (Бернська конвенція, Конвенція про збереження біорізноманіття, Цільові задачі Айті щодо біорізноманіття, Цілі сталого розвитку, 15-та Конференція сторін Конвенції ООН про біологічне різноманіття), біорізноманіття зазнає дедалі більших втрат, спричиняючи масштабні порушення у функціонуванні екосистем та супутню деградацію екосистемних послуг. Серед прямих чинників скорочення біорізноманіття суходолу вагоме значення належить змінам у структурі землекористування з переважанням монокультурного рослинництва. Наразі спрощення агроландшафтів із супутньою фрагментацією природних оселищ спостерігається на всіх континентах, де ведеться сільськогосподарська діяльність (Riechers et al., 2020). Дедалі зростаючий попит на природні ресурси, продовольство та сировину неминуче спричинить додаткове навантаження на агроутілля та прилеглі території. Посилення експлуатації агроландшафтів та інтенсифікація сільськогосподарського виробництва, в свою чергу, загрожують ще більшим спрощенням ландшафтної структури в багатьох просторових масштабах.

Нині майже всі наявні дані про взаємозв'язок між структурою і функціями в агроекосистемах стосуються масштабу ділянки, поля або фермерського господарства. Проте біорізноманіття, сільськогосподарська продуктивність та екосистемні послуги взаємозалежні в масштабі ландшафту. Агроландшафти являють собою чітко окреслену в просторі зону, де перетинаються інтереси різних зацікавлених сторін, зокрема в аспектах забезпечення ефективного комплексного використання сільськогосподарських угідь і збереження структурного й функціонального біорізноманіття. Питання оптимізації територіальної організації агроландшафтів України досліджували А. Третяк, С. Булигін, Д. Добряк, О. Тараріко, О. Мудрак, Т. Ільєнко, І. Швеченко, Л. Коломієць, С. Кравець, І. Шквир. Заходам зі збереження біорізноманіття в агроландшафтах присвячені праці В. Патики, В. Соломахи, Є. Ткач, В. Коніщука, О. Дребот, Ю. Грицана, О. Жукова, А. Кудрика, Є. Костюшина, В. Костюшина, М. Ганчука, О. Пахомова та інших українських науковців. Роботи А. Стадника, Д. Добряка, А. Сохнича, Т. Єгорової,

Я. Скрипника, В. Коніщука, В. Лаврова та інших висвітлюють окремі методологічні аспекти забезпечення екологічної стабільності агроландшафтів. Водночас інтернаціоналізація науки вимагає критичного перегляду вітчизняної наукової парадигми, зокрема в питаннях інтеграції екологічної та соціальної підсистем у внутрішньо узгоджену структуру, яка може бути використана для прогнозування майбутніх змін в реалізації екосистемних послуг та їх реакції на чинники різної природи, а також для ефективного управління агроландшафтами.

У проблемному полі концепції екосистемних послуг (ЕП) відкриваються нові ракурси та горизонти трансдисциплінарних досліджень, спрямованих на гармонізацію методології окремих екологічних дисциплін задля формування екологічно стійких агроландшафтів (Evers et al., 2018; Haines-Young & Potschin, 2010; Ingram et al., 2012; IPBES, 2019; Kumar, 2012; Liqueste et al., 2016; Nelson et al., 2019; Watson et al., 2019, 2020). Оскільки збереження біорізноманіття та функціонування агроєкосистеми не статичні одиниці, а динамічні процеси, які виникають здебільшого за впливу локальних взаємодій, їх підтримання вимагає адаптивних стратегій землекористування, націлених на запобігання майбутнім втратам біорізноманіття, надмірному спрощенню агроландшафтів та деградації екосистемних послуг. Отже, комплексне вирішення проблеми збереження біорізноманіття та підтримання суспільно корисних екосистемних послуг в довгостроковій перспективі потребує нових методологічних підходів із залученням великих масивів фактичних даних та поєднанням супутникових, польових, лабораторних і соціоекологічних досліджень.

З огляду на зазначене, комплексне дослідження взаємозв'язку структури агроландшафтів зі спроможністю підтримувати біорізноманіття та надавати ЕП із застосуванням сучасних підходів, а також розробка науково обґрунтованих основ для адаптивного управління в галузі актуальне й своєчасне, відповідає наявним соціальним запитам у державному та міжнародному масштабах.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Емпіричну базу дисертаційної роботи складають результати досліджень, проведених на кафедрі екології та біомоніторингу Чернівецького національного університету

імені Юрія Федьковича в рамках виконання: (1) кафедральних тем «Екомоніторинг, екоаудит та екостабілізація регульованих людиною екосистем Чернівецької області» (№ державної реєстрації: 0111U005262, 2016–2020 рр.) та «Оцінка екосистемних послуг і асоційованих факторів ризику на градієнтах ландшафтних умов у цілях сталого розвитку» (№ державної реєстрації: 0121U105597, 2021–2025 рр.); (2) держбюджетних тем «Генетичний поліморфізм, розповсюдження та адаптаційні здатності українських порід медоносних бджіл» (№ державної реєстрації: 0420U000137, 2020–2022 рр.) та «Моніторинг і оптимізація екосистемних послуг в умовах деструктивних агровиробничих впливів на засадах концепції соціоекологічної системи» (№ державної реєстрації: 0122U001217, 2022–2024 рр.); (3) українсько-австрійського науково-дослідного проєкту «Дослідження смертності медоносних бджіл в Україні й Австрії: спільний аналіз даних і факторів ризику, інформаційна підтримка бджолярів» (№ держреєстрації 0118U000776; WTZ Project (UA 01/2017); (4) госпдоговірної НДР 51.000 «Аналіз впливу комах-запилювачів на врожайність перехреснозапильних культур» (2021 р.); (5) виїзного міжнародного воркшопу «Long Term Socio-Ecological Research Network» (Південна Буковина, Румунія, 2018 р.); (6) міжнародного дослідження на базі факультету наук Університету Палацького міста Оломоуц «*Apis mellifera* L. health and honey quality in the framework of COLOSS international monitoring of honey bee colony losses» (Чеська Республіка, 2019 р.).

Мета і завдання дослідження. *Мета* дисертаційної роботи полягала у поглибленні концептуальних основ і розробленні науково обґрунтованих підходів для збереження біорізноманіття та підтримання екосистемних послуг в агроландшафтах шляхом адаптивного управління.

Для досягнення поставленої мети було визначено наступні *завдання*:

- обґрунтувати теоретичні принципи та засади інтеграції концепції екосистемних послуг у стратегії вирішення біолого-екологічних проблем;
- розробити інтегративний методологічний підхід до системних екологічних досліджень агроландшафтів на основі комплексного застосування

інструментарію із біології, екології та суміжних дисциплін;

- обрати репрезентативні модельні території, які охоплять діапазон мінливості агроландшафтної структури, та скласти їх екологічні профілі як основу для адаптивного управління з урахуванням мінливості й невизначеності екосистемних процесів;

- на прикладі модельних територій проаналізувати чинники впливу різних форм землекористування на біорізноманіття, функціонування екосистем та окремі аспекти реалізації екосистемних послуг;

- встановити закономірності впливу структури агроландшафтів на складові вуглецевого балансу та пов'язані з ним територіально детерміновані кліматорегулювальні екосистемні послуги;

- оцінити втрати бджолиних колоній в Україні з використанням стандартизованих процедур міжнародної асоціації COLOSS та розкрити значення *Apis mellifera* для реалізації екосистемних послуг, опосередкованих мобільними агентами;

- охарактеризувати мережу стейкхолдерів матеріальних і нематеріальних цінностей гірських, передгірських та рівнинних агроландшафтів, а також розробити і апробувати алгоритм спільного продукування знань для їх залучення до відновлення біорізноманіття й потенціалу екосистемних послуг;

- дослідити біологічні передумови впровадження адаптивних стратегій підтримання екосистемних послуг і розробити рекомендації щодо застосування еколого-стабілізаційних заходів з підтримання екосистемних послуг, збереження біорізноманіття й оптимізації агроландшафтів.

Об'єкт дослідження – структурно-функціональні характеристики агроландшафтів різного ступеня антропогенної трансформованості.

Предмет дослідження – взаємозв'язок між агроландшафтною структурою і спроможністю підтримувати біорізноманіття та забезпечувати екосистемні послуги через налагодження ефективного й невиснажливого природокористування, впровадження засад «зеленої інфраструктури»,

застосування міждисциплінарного підходу до вирішення біолого-екологічних проблем.

Методи дослідження. Ландшафтні характеристики, властивості поселенських мереж, структурно-функціональні особливості деревного покриву оцінено із застосуванням комплексу методів геопросторового аналізу. Асоційоване біорізноманіття оцінено за комплексом загальноприйнятих методів флористичного, еколого-ценотичного, біоморфологічного аналізів. Інформацію щодо кількості та стану колоній *Apis mellifera* L., 1758, отримано із застосуванням стандартизованих методів міжнародної некомерційної асоціації COLOSS. Оцінку якісних характеристик меду проведено з використанням фізико-хімічних і органолептичних загальноприйнятих лабораторних методів. Для ідентифікації функціональних кластерів стейкхолдерів ЕП та встановлення кола їхніх інтересів на різних ієрархічних рівнях використано інформаційний пошук. Партисипативні дослідження проведено із застосуванням методів фокус-груп, нечіткого когнітивного картування, SWOT-аналізу, партисипативного моделювання, експертних оцінок, польового експерименту.

Наукова новизна одержаних результатів. Розроблено та апробовано авторський концептуально-методологічний підхід системних досліджень для вирішення проблем збереження біорізноманіття та підтримання екосистемних послуг в довгостроковій перспективі. *Уперше:*

- кількісно оцінено композиційну і конфігураційну гетерогенність, динамічну організацію гірських, передгірських та рівнинних агроландшафтів, що дало змогу розробити їх екологічні профілі та встановити закономірності впливу структури агроландшафтів на низку біолого-екологічних аспектів продукування екосистемних послуг;

- досліджено темпи й обсяги знеліснення в гірських, передгірських і рівнинних ландшафтах Чернівецької області; проаналізовано чинники, які на це впливають, та охарактеризовано супутні загрози для біорізноманіття й екосистемних послуг;

- доведено залежність фізико-хімічних показників поліфлорного меду,

зокрема – цукрового профілю, від еколого-ландшафтної специфіки;

- кількісно оцінено компоненти вуглецевого балансу в лісових екосистемах на рівні ландшафтів; з'ясовано пряму залежність ефективності біопродукційного процесу в лісових екосистемах від площі фрагменту деревного покриву й обернену – від протяжності його меж;

- оцінено масштаби зимових втрат бджолиних колоній в Україні в рамках міжнародного моніторингу під егідою міжнародної асоціації COLOSS; сформовано національну базу даних зимових втрат бджолиних колоній за 8-річний період; виокремлено ключові фактори ризику втрат бджолиних колоній на прикладі агроландшафтів модельних територій;

- проаналізовано та структуровано регіональну мережу стейкхолдерів екосистемних послуг лісових та агроекосистем; показано їх можливий вплив на успішність реалізації екосистемних послуг; на міжнародному рівні досліджено роль третіх просторів у формуванні й зміцненні соціального капіталу для забезпечення невиснажливого природокористування; доведено ефективність використання методу фокус-груп у поєднанні зі SWOT-аналізом і партисипативним моделюванням на основі нечіткого когнітивного картування для вибору адаптивних стратегій управління з урахуванням мінливості й невизначеності екосистемних процесів;

- узагальнено й систематизовано інформацію про акарицидні ветеринарні препарати для профілактики й лікування вароозу *Apis mellifera* в Україні; охарактеризовано ризики, пов'язані з їх безсистемним застосуванням; адаптовано та доопрацьовано покрокову інструкцію американських науковців з проведення противароозних заходів для впровадження в бджільницьку практику.

- доведено позитивний вплив дозапилення бджолами на біологічну врожайність автофертильних гібридів олійного соняшника;

- запропоновано низку практичних рекомендацій щодо впровадження еколого-стабілізаційних заходів з ефективного і невиснажливого природокористування, збереження біорізноманіття та відновлення потенціалу екосистемних послуг у територіальних громадах передгірських і рівнинних

агроландшафтів.

Набули розвитку:

– теоретичні положення щодо застосування рівня ландшафту як мінімального масштабу для охоплення ключових структур і процесів, які забезпечують збереження біорізноманіття та підтримання екосистемних послуг;

– практика аранеоіндикації: використано аранеокомплекси як індикатори пестицидного навантаження агроекосистем; виділено індикаторний вид *Trochosa ruricola* як типового представника аранеокомплексів в умовах пестицидного забруднення;

– теоретико-методологічні підходи партисипативних досліджень, зокрема спільного продукування знань і експериментів за участі стейкхолдерів ЕП.

Практичне значення одержаних результатів. Теоретико-методологічний доробок доповнює надбання світової академічної спільноти у галузі вчення про ЕП у гірських, передгірських та рівнинних агроландшафтах, що підвищить ефективність адаптивного управління, базованого на принципах невиснажливості природокористування та збереження біорізноманіття.

Сформована база даних зимових втрат бджолиних колоній в Україні використовується міжнародною організацією COLOSS для аналізу причинно-наслідкових зв'язків між факторами ризику різної природи і втратами колоній *Apis mellifera* та розробки ефективних стратегій поліпшення здоров'я бджіл.

На основі отриманих за співавторством дисертантки результатів Генеральним директором з питань навколишнього середовища Європейської Комісії сформовано короткий реферат, який надіслано більш ніж 19500 політикам, науковцям та підприємцям по всій Європі для впровадження під час розробки ефективної, обґрунтованої політики природокористування.

Окремі положення дисертаційної роботи використовуються при викладанні курсів «Оцінка та збереження ландшафтного біологічного різноманіття», «Регіональні екологічні проблеми», «Екосистемні послуги», «Сталий розвиток і циркулярна економіка» для студентів ОР бакалавр і магістр спеціальності 101 – Екологія та застосовуються при виконанні магістерських кваліфікаційних робіт

студентами кафедри екології та біомоніторингу Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича.

Особистий внесок здобувачки. Представлена дисертаційна робота являє собою самостійну наукову працю, в якій висвітлені власні авторські ідеї та розробки, що посприяли вирішенню поставлених завдань. Дисертантка розробила та застосувала науково-методологічну базу вирішення проблем збереження біорізноманіття, підтримання екосистемних послуг й оптимізації агроландшафтів. Співвиконавці досліджень вказані як співавтори відповідних публікацій. З наукових праць, які є продуктом міжнародних трансдисциплінарних досліджень, використано ідеї та положення, напрацьовані особисто здобувачкою. Рукопис також містить елементи нероздільного співавторства, зокрема, описи використаних методів, ключові положення, спільні надбання в процесі колективного навчання і продукування знань під час виїзних воркшопів та онлайн-зустрічей авторського колективу. Окремі результати іноземних співавторів подано у порівняльному аспекті України з іншими країнами.

Апробація результатів дисертації. Основні теоретичні положення та практичні результати дисертаційної роботи викладено й оприлюднено на очних та дистанційних закордонних, міжнародних і всеукраїнських науково-практичних конференціях, семінарах, круглих столах: XXXVIII Всеукраїнській науково-практичній інтернет-конференції «Вітчизняна наука на зламі епох: проблеми та перспективи розвитку» (Переяслав-Хмельницький, 2017); міжнародній науковій зустрічі у рамках виїзного воркшопу Long Term Socio-Ecological Research Network (Romania, Vatra Dornei, 2018); I Міжнародній науково-практичній конференції «Стале бджільництво в Україні», (Чернівці, 2019); круглому столі «Функціонування ринку продукції бджільництва» (Суми, 2018); науковому семінарі «*Apis mellifera* L. health and honey quality in the framework of COLOSS international monitoring of honey bee colony losses» (Оломоуц, 2019); XIII Всеукраїнській науково-практичній конференції «Екологічна безпека» (Київ, 2020); науково-практичній конференції з міжнародною участю «Ефективне бджолозапилення: від підвищення

урожайності до збереження біорізноманіття» (Київ, 2020); науково-практичній конференції з міжнародною участю «Сучасне бджільництво: проблеми, досвід, нові технології» (Київ, 2021); II Міжнародній науково-практичній конференції (Біла Церква, 2022); VIII Міжнародній науково-практичній конференції «Eurasian Scientific Discussions» (Barcelona, 2022); 11 Міжнародній науково-практичній конференції «Science and technology: problems, prospects and innovations» (Osaka, 2023).

Публікації. Результати дисертаційного дослідження в достатній мірі відображено в 37 наукових працях, з них – 1 монографія, 1 розділ в колективній монографії, 6 статей у закордонних виданнях, проіндексованих у базах даних Scopus, Web of Science Core Collection, 14 – статті у фахових наукових виданнях, 4 – статті у інших наукових виданнях; 11 – тези та матеріали наукових доповідей.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається зі вступу, восьми розділів, висновків, списку використаної літератури (899 джерел, із них 502 англomовних), додатків. Робота викладена на 516 сторінках машинописного тексту (основного тексту – 338 сторінок), проілюстрована 32 таблицями та 120 рисунками.

Подяки. Авторка висловлює щирі подяки науковому консультанту професору Марії Федоряк, усім співавторам наукових праць, колегам, аспірантам і студентам кафедри екології та біомоніторингу, які на різних етапах брали участь у спільних проєктах; професору Перу Ангельстаму за запрошення долучитися до міжнародних трансдисциплінарних досліджень; доктору Міхаю Адамеску за консультування щодо роботи з програмними засобами для нечіткого когнітивного картування; доктору Їжі Даніліку за інструментальну та методологічну допомогу у визначенні якості зразків меду; професору Світлані Руденко за цінні поради щодо вдосконалення рукопису, а також задіяним до досліджень стейкхолдерам екосистемних послуг за продуктивну співпрацю.

РОЗДІЛ 1.

ТЕОРЕТИЧНІ ОСНОВИ ІНТЕГРАЦІЇ КОНЦЕПЦІЇ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ У СТРАТЕГІЇ ЗБЕРЕЖЕННЯ БІОРІЗНОМАНІТТЯ Й ОПТИМІЗАЦІЇ АГРОЛАНДШАФТІВ

1.1. Проблеми біорізноманіття в умовах розвинутого агровиробництва та перспективи його збереження

Цілі збереження біорізноманіття та високопродуктивного агровиробництва традиційно розглядаються як взаємно конфліктні (Beckmann et al., 2019; Norton et al., 2013; Phalan et al., 2011; Seppelt et al., 2020; Tscharntke et al., 2012). Сформована у повоєнний час стратегія розвитку сільського господарства в більшості країн світу фокусувалася на підвищенні продуктивності через технічні інновації та раціональний розвиток. З економічної точки зору вона була беззаперечно успішною, адже інтенсивне сільське господарство забезпечило збільшення валових обсягів виробництва продуктів харчування. Однак такий підхід в довготривалій перспективі виявився недосконалим і спричинив вагому кризу відтворювального процесу в системі сільськогосподарського землекористування, а також викликав глибокі зміни природного середовища. Зростання продуктивності сільськогосподарської діяльності відбувалося й продовжує відбуватися за рахунок витіснення природних екосистем та диких видів, загрожуючи досягненням біофізичних меж виробництва. У відповідь на зростаючі продовольчі потреби людства сільськогосподарські ландшафти зазнають дедалі радикальніших перетворень, що призводить до погіршення стану екосистем, масштабних втрат біорізноманіття на всіх рівнях: від генетичного до екосистемного.

За даними Глобального звіту про оцінку біорізноманіття та екосистемних послуг (IPBES, 2019) більше третини поверхні світової суші та майже три чверті доступних прісноводних ресурсів задіяні в рослинництві або тваринництві. Сільськогосподарські культури вирощуються приблизно на 12 % всіх вільних від льоду земель; на європейському континенті – на 34 %

суші (Reidsma et al., 2006). Приблизно 25 % викидів парникових газів у світі є результатом розчистки земель, вирощування сільськогосподарських культур і внесення добрив, а на частку виробництва продуктів тваринництва припадає 75 % від цього показника. Середня чисельність автохтонних видів у більшості основних наземних біомів скоротилася щонайменше на 25 %. Згідно з висновками експертів групи IPBES, сучасні темпи зникнення видів у десятки-сотні разів вищі, ніж усереднені за останні 10 млн. років і можуть зрости до 1000 разів у найближчі десятиліття.

Спрощення ландшафту, особливо унаслідок розширення промислового сільського господарства, давно визнане ключовою загрозою для наземних екосистем, що впливає на дике біорізноманіття (Green et al., 2005), біорізноманіття сільськогосподарських угідь (Tscharntke et al., 2005) та різноманітність сільськогосподарських культур (FAO, 2011). Фрагментація залишкових природних середовищ через розширення сільського господарства є головною причиною вимирання роз'єднаних, малих та ізольованих популяцій, тому втрати видів відбуваються через детерміновані (внаслідок розширення площ під монокультурами) та стохастичні (внаслідок фрагментації оселищ) процеси (Tscharntke et al., 2005).

Серед найбільш деструктивних впливів агровиробництва на біорізноманіття в глобальному вимірі тривалий час залишається конверсія лісу в сільськогосподарські угіддя (Fujisaka et al., 1998; Semenchuk et al., 2022; Watt, 2000). В Україні суттєві втрати біорізноманіття пов'язані з масштабним розорюванням степів (Воровка, 2000; Стратічук, 2018). Рівень розораності в нашій країні наразі один із найвищих у світі: 81 % земель сільськогосподарського призначення й 57 % від загальної території (Kolomoiets, 2023). Водночас Україна значно відстає від інших країн Європи у загальних тенденціях розвитку сільського господарства, зокрема в питаннях впровадження принципів екологічного землеробства (Дребот & Лазаренко; 2023; Якубів; 2013). Показано, що за високого рівня освоєності та розораності території знижується ефективність земельно-ресурсного потенціалу й, особливо, його природних

складових (Ступень та ін., 2020, с. 6). Спрощення біологічної підсистеми, порушення біохімічних і фізичних процесів, які відновлюють потенційну продуктивність навіть називають як важливу особливість сучасного агроландшафту (Шевченко та ін., 2015).

Незважаючи на те, що згадані проблеми широко відомі й обговорюються на різних щаблях, деградаційні процеси в агроландшафтах набувають дедалі більшого розмаху. В масштабі ландшафту на місцеві наслідки екстенсифікації сільськогосподарських угідь накладається сільськогосподарська інтенсифікація. Останніми десятиліттями швидкі зміни у видовому складі, вибіркове зникнення видів на присадибних ділянках, у приватних та промислових садах, на пасовищах та в прилеглих фрагментах природних екосистем – звичне явище для агроландшафтів. Усвідомлення нагальної потреби у розробленні нових підходів до аграрного землекористування привернуло увагу науковців до концепцій екосистемних послуг (ЕП) і соціоекосистеми (СЕС), об'єднаних ландшафтним підходом. Агроландшафти являють собою важливу та чітко окреслену зону накладання, де перетинаються інтереси різних зацікавлених сторін, зокрема в аспектах забезпечення ефективного комплексного використання сільськогосподарських угідь і збереження структурного та функціонального біорізноманіття. Для досягнення поставлених цілей пропонується використання напрацювань у галузі ЕП (Evers et al., 2018; Haines-Young & Potschin, 2010; Ingram et al., 2012; IPBES, 2019; Kumar, 2012; Liqueste et al., 2016; Nelson et al., 2009; Watson et al., 2019).

Концепція ЕП головним чином охоплює різні форми взаємодії між численними зацікавленими сторонами (стейкхолдерами) та екосистемами, зосереджуючи увагу на природних процесах, навколо яких стейкхолдери координують свою діяльність задля ефективного управління територією. Термін зазвичай використовується для об'єднання набору позитивних ефектів, пов'язаних з біорізноманіттям і функціонуванням екосистем.

Біорізноманіття підтримує багато функцій агроекосистем, які забезпечують реалізацію ЕП, важливих для добробуту та виживання людини

(наприклад, продукування біомаси, регулювання водного режиму, ґрунтоутворення, забезпечення родючості ґрунтів, запилення, боротьба зі шкідниками). З іншого боку, втрата багатьох екосистемних послуг є однією з прямих загроз, що випливають із втрати біорізноманіття, обумовленої розвитком агровиробництва. Принаймні на базовому рівні застосування концепції ЕП до агроландшафтів надає простір для розробки управлінських стратегій, які підтримують ефективне агровиробництво через збереження біорізноманіття, і демонструє можливість знаходження компромісних рішень. Незважаючи на те, що застосування такого підходу часто критикують за акцент на утилітарній цінності біорізноманіття, це, безумовно, відіграє важливу роль у стимулюванні його збереження. У відповідь на критичні зауваження з'являється дедалі більше праць, які глибоко досліджують зв'язки між різними рівнями та формами біорізноманіття, функціонуванням екосистем та продукуванням ЕП (Bennett et al., 2015; Biggs et al., 2020; Loreau et al., 2001; Macfadyen et al., 2012; Tscharntke et al., 2005, 2012, 2021; van der Plas, 2019).

Поняття біорізноманіття в широкому трактуванні охоплює кількість, розподіл і функціональні властивості особин і видів, внутрішньо- та міжвидове генетичне різноманіття, рівні організації (популяції, угруповання, екосистеми, біоми) та екологічні взаємодії (трофічні, топічні, форичні, фабричні, поведінкові, конкурентні, мутуалістичні, паразитичні тощо) у різних просторово-часових масштабах, визначаючи основу екосистем як складних адаптивних систем (Correia & Lopes, 2023). Отже, ЕП генеруються певною конфігурацією структури екосистеми. Біофізична основа ЕП ґрунтується на уявленнях про функціонування екосистеми. Йдеться про стани екосистем, потоки енергії, матерії та інформації, що лежать в основі екосистемних процесів, таких як продуктивність, колообіг поживних речовин і біогеохімічні цикли, з яких випливає стабільність, що підтримує складність екосистеми у більшому масштабі (Norberg, 2004). Складні адаптивні системи характеризуються взаємопов'язаними компонентами, нелінійною динамікою,

здатністю до самоорганізації та адаптації у відповідь на зміни середовища. Важливо також розуміти, що і природні екосистеми, й антропогенно трансформовані здатні перебувати в альтернативних «станах», кожен з яких пов'язаний із різними самопідсилювальними структурами та функціями. У цій парадигмі біорізноманіття та функціонування екосистеми розглядаються не як статичні одиниці, а як динамічні процеси, які виникають у результаті локальних взаємодій (Levin, 2005).

Сучасне розуміння агроландшафту також базується на екосистемному підході, наукове підґрунтя якого заклав ще В. В. Докучаєв (Ступень та ін., 2020). З'ясування процесів, що пов'язують біорізноманіття з функціонуванням екосистеми і продукуванням ЕП, а також оцінка загального внеску біорізноманіття в поліпшення багатофункціональності агроландшафтів через урахування цієї складності та адаптивності важливі для розробки стратегій, які допоможуть запобігти майбутнім втратам біорізноманіття та надмірному спрощенню ландшафтної структури. Важливо також брати до уваги надзвичайне розмаїття сільськогосподарських систем, адже реакція на будь-який вплив ззовні залежатиме від характеру конкретної системи, включаючи тип землеробства, продуктивність, а також кількісні характеристики й розподіл біорізноманіття на локальному рівні. Для забезпечення стійкості сільського господарства методи виробництва повинні підтримувати цілісність базових екосистем і високий рівень біорізноманіття, продуктивність, здатність до відновлення в сьогоденних умовах та у віддаленій перспективі (Thiesen et al., 2022).

Функціональне значення біорізноманіття повною мірою здатне проявлятися лише у великих просторових і часових масштабах. Види, які видаються функціонально зайвими для екосистемного процесу в даний момент часу, можуть демонструвати часову взаємодоповнюваність через асинхронні відповіді на коливання навколишнього середовища (гіпотеза страхування біорізноманіття за Loreau et al., 2003). Високий рівень різноманіття функціональних груп організмів гарантує реорганізацію після деструктивних

впливів завдяки певній надлишковості функціонально подібних видів. Різноманітність реакцій на зміну умов навколишнього середовища, яку демонструють види однієї функціональної групи, критично важлива для стійкості (здатності реорганізуватися після порушення) (Tscharntke et al., 2005). У динамічних агроландшафтах зникнення джерел повторного заселення видами з певної функціональної групи призводить до деградації і навіть втрати окремих підтримуючих ЕП. Стійкі агроландшафти повинні являти собою мозаїку взаємопов'язаних ранньо- та пізньосукцесійних середовищ існування, щоб підтримувати високе біорізноманіття, а отже, і здатність відновлюватися після порушень різної інтенсивності. Тому нова концепція розвитку аграрної сфери передбачає збалансоване сільськогосподарське виробництво за максимальної його адаптації до природних умов. Застосування природоорієнтованих принципів вимагає інтеграції новітніх наукових знань та технологій у практику агровиробництва, а також урахування екологічних, економічних та соціальних аспектів. Важливою складовою цього підходу є розробка і впровадження стратегії адаптивного управління, що дозволяє гнучко реагувати на змінні умови навколишнього середовища та потреби суспільства.

Насамперед адаптивні стратегії управління агроландшафтами повинні враховувати різномасштабність заходів, спрямованих на збереження біорізноманіття й результативне землекористування у агроландшафтах. Планування збереження біорізноманіття традиційно охоплює великі просторові масштаби для забезпечення функціональної надлишковості, котра покликана компенсувати втрату одного чи кількох видів іншими видами, які виконують подібні функції (Margules & Pressey, 2000). Різноманіття реакцій різних видів на екологічні зміни має важливе значення для стійкості екосистем, адже воно визначає їх здатність до переорганізації та адаптації після втручань. Біорізноманіття може впливати на функціонування екосистеми та стабільність у неоднорідних ландшафтах у такий спосіб, який неможливо виявити за допомогою локальних експериментів (Loreau et al., 2003). На противагу цьому, багато ЕП у межах агроландшафтів забезпечуються винятково на локальному

рівні (зокрема запилення, біологічний контроль шкідників, підтримка трофічних ланцюгів, поліпшення структури ґрунту та інші послуги, які надаються мобільними організмами). У цьому контексті невеликі ділянки ізольованої залишкової рослинності можуть бути корисними для надання ЕП, але мають відносно невелику цінність з точки зору збереження біорізноманіття (Tscharntke et al., 2005).

Екосистеми не мають чітких просторових обмежень, адже екологічні процеси охоплюють від мікро- до глобальних масштабів в ієрархії взаємодіючих рівнів організації. Тому в більшості випадків землевласники не можуть розглядатися як єдині розпорядники ЕП, від яких вони отримують пряму вигоду. Ландшафтна структура визначає біологічну динаміку в агроландшафтах, а потоки ЕП радше залежать від взаємодії між ландшафтною структурою та локальними методами господарювання. Наприклад, критичний аналіз застосування різних агроекологічних схем (Batáry et al., 2015) виявив, що позапольові агротехнічні заходи, такі як збережені закрайки полів, живоплоти, захисні лісосмуги більш ніж удвічі ефективніші для збереження біорізноманіття, ніж внутрішньопольові заходи, зокрема, органічне агровиробництво. Це свідчить про залежність управління ЕП від дій, які здійснюються різними зацікавленими сторонами в масштабах, що виходять за межі поля, ферми або земель агрохолдингу. Тоді залишається відкритим питання, як скоординувати таку різноманітність зацікавлених сторін навколо управління функціонуванням ландшафтної екосистеми.

Окрім просторового масштабу, конфлікт інтересів збереження біорізноманіття та продукування ЕП в агроландшафтах може виникати й у часовому вимірі. Відомо, що біорізноманіття в агроекосистемах має як короткострокове, так і довгострокове функціональне значення (Tscharntke et al., 2012). Так, в довгостроковій перспективі збереження структурно-функціонального різноманіття – важлива передумова забезпечення стійкості ЕП. Наприклад, збереження різноманіття видів-запилювачів може бути важливим для забезпечення стійкого виробництва продовольчих ресурсів. І, навпаки, у

короткостроковій перспективі забезпечення ресурсних ЕП (виробництво продовольчих ресурсів, сировини, волокна, біомаси) може призвести до втрат біорізноманіття через інтенсифікацію сільського господарства. Ці процеси нелінійні, оскільки ЕП накопичуються, виснажуються та відновлюються, щоби сформувати майбутні екологічні взаємодії, що призводить до значної невизначеності.

Ми поділяємо думку дослідників (Allen & Gunderson, 2011; Birgé et al., 2016; Westgate et al., 2013), які стверджують, що основою адаптивного менеджменту в галузі природокористування є усвідомлення комплексу невизначеностей щодо реакції системи на повсякденні управлінські рішення землевпорядників. Підхід враховує складність, нелінійність та динамічність екосистем, їх здатність непередбачувано повертатися до рівноважного стану після порушення, та вимагає постійного моніторингу, аналізу й коригування управлінських стратегій на основі оновлених даних. Природна мінливість, а також різна інтенсивність антропогенних змін в агроландшафтах мають багато очевидних та прихованих проявів, що ускладнює як прийняття рішень, які би зменшили негативний вплив на біорізноманіття, так і визначення пріоритетності компенсаційних заходів. Крім того, через різні візії, мотиваційні цінності та упередження в поєднанні з невизначеністю зацікавлені сторони можуть мати відмінні уявлення щодо того, як система відреагує на управлінські дії (Allen & Gunderson, 2011). Рішення, які оптимізують продукування однієї чи кількох ЕП, можуть дестабілізувати самі структури та функції, які підтримують стан, необхідний для надання менш очевидних підтримувальних послуг. В кінцевому підсумку це може призвести до миттєвої або поступової втрати таких ЕП (Birgé et al., 2016).

Ми також погоджуємося з науковцями (Angelstam, Elbakidze et al., 2013; Angelstam, Grodzynskyi et al., 2013; Norton et al., 2013), які наполягають, що знання – ключовий рушій змін у агровиробництві як щодо методів ведення господарювання, так і щодо збереження біорізноманіття. Знання закладаються в соціальні цінності та обізнаність, а також безпосередньо впливають на вибір

способів управління агроландшафтами й ЕП, які вони постачають. Левова частка деструктивного впливу минулих сільськогосподарських практик на біорізноманіття мала місце тому, що землевпорядники, землевласники й землекористувачі не володіли відповідною інформацією, яка б дозволила їм усвідомити несприятливі наслідки їхньої діяльності (Мудрак та ін., 2021; Bateman et al., 2013; Molozhon et al., 2023; Racoviceanu et al., 2023).

Отже, проблемне поле концепції ЕП з її багатоваріантністю трактування відкриває нові ракурси та горизонти для досліджень, спрямованих на гармонізацію потреб у збереженні біорізноманіття на різних рівнях та підтримання високої продуктивності агроугідь. Також складна взаємодія між організмами й факторами агроландшафту призводить до необхідності включати численні просторові масштаби в управління та планування заходів, спрямованих на збереження біорізноманіття. Системний підхід адаптивного управління агроландшафтами із залученням категорій концепції ЕП активно застосовується міжнародною спільнотою не лише в академічній сфері, але й у повсякденній практиці (Angelstam et al., 2019; Díaz et al., 2015; Dick et al., 2018; Racoviceanu et al., 2023; Tengö et al., 2017; Washbourne et al., 2020).

Наступні підрозділи дисертаційного дослідження глибше розкривають сутність концепції ЕП, прослідковують головні віхи її становлення та актуальний стан дослідженості в Україні, а також демонструють нагальну потребу в інтеграції понятійного апарату, теоретичних засад, методологічної основи з різних дотичних дисциплін для всеосяжного охоплення чинників різної природи, які можуть посприяти збереженню біорізноманіття та підтриманню якомога ширшого комплексу ЕП в агроландшафтах різного ступеня антропогенної трансформації.

1.2. Історичні етапи розвитку концепції екосистемних послуг

Зародження концепції екосистемних послуг датується 1977 роком, коли Уолтер Вестмен (Westman, 1977) ужив термін «послуги природи» в першій спробі монетизації окремих природних явищ і процесів: біодеградації органіки, підтримання газового балансу атмосфери, ґрунтоутворення, регуляції клімату,

забезпечення життєво важливих потреб людства тощо. Синонімічний термін «екосистемні послуги», який набув надалі популярності, запропонували в 1981 році Пол і Анна Ерліх (Costanza et al., 2017). Протягом наступного десятиліття побачили світ численні публікації, головною метою яких було привернути увагу наукової спільноти до великого переліку благ, котрі людство безкоштовно отримує від природи або недоотримує за умови погіршення якості оточуючого природного середовища. Провідну ідею цих праць вдало сформулював Рудольф де Грут: *«Лише коли екологічні принципи стануть невід'ємною частиною економічного планування і прийняття політичних рішень, є шанс досягнення глобального добробуту на основі гармонії між людиною і природою»* (de Groot, 1987, p. 105).

Упродовж 90-х рр. дослідження екосистемних послуг перейшло в еколого-економічну площину та було спрямоване переважно на розроблення методів оцінки їхньої вартості (Gómez-Baggethun et al., 2010). За цей період вдалося акумулювати результати ситуаційного аналізу на прикладах конкретних локальних екосистем (Bockstael et al., 1995; Cowling et al., 1997; Ryszkowski, 1995; van Wilgen et al., 1996), а пізніше й цілих біомів (Myers, 1997; Peterson & Lubchenco, 1997; Postel & Carpenter, 1997; Sala & Paruelo, 1997). Як підсумок окресленого напрямку була оцінена орієнтовна річна вартість ЕП усієї біосфери: US \$ 16 – 54 трлн. (Costanza et al., 1997). Для порівняння автори навели річний глобальний валовий продукт, який на той час становив US \$ 18 трлн. Такі переконливі аргументи породили нову хвилю досліджень ролі ЕП та їхньої цінності, найбільш системними і вичерпними з яких стали дослідження, ініційовані Програмою ООН із довкілля (ЮНЕП) Millennium Ecosystem Assessment (2003, 2005) і Європейською Комісією – проєкт TEEB «The Economics of Ecosystems and Biodiversity» (Kumar, 2012).

У вітчизняній науці формуванню парадигми ЕП передували дослідження *природного капіталу і природно-ресурсного потенціалу* (Ігнатенко & Руденко, 1986; Руденко, 1992; Данилишин та ін., 1999), а також процесів у так званих «еколого-економічних системах». Наприклад, аналізуючи еколого-економічну

систему лісу, Ю. Ю. Туниця (2002) розмежовує сировинні ресурси та багатосторонні *корисні функції (послуги)* лісу, його вплив на оточуюче середовище. До таких послуг автор відносить ґрунтозахисні та водозахисні властивості, регуляцію рівня ґрунтових вод, продукування кисню, здатність до очищення повітря, підвищення врожайності сільськогосподарських культур, рекреаційну та оздоровчу цінність.

Цікавий підхід до класифікації *природних ресурсів/благ* запропонував М. Ф. Реймерс (цит. за Бугас & Пирогова, 2020), окремо виділяючи послуги, які можуть надавати продуценти (генетико-видовий склад, рослинна біомаса, фотосинтетична активність, системно-динамічні властивості фітоценозів, очищення атмосфери тощо), консументи (генетико-видовий склад, біомаса консументів, господарська цінність, здатність поліпшувати якість середовища, поглинати хімічні елементи тощо) і редуценти (генетико-видовий склад, біомаса редуцентів, хіміко-фізична активність тощо). Аналогічні класифікації розроблені автором для енергетичних, газово-атмосферних, водних, ґрунтово-геологічних, кліматичних, рекреаційних, антропоєкологічних, пізнавально-інформаційних природних ресурсів/благ, а також ресурсів простору та часу.

Паралельно з розвитком еколого-економічного напрямку в дослідженні ЕП наприкінці 90-х рр. виокремлюється соціоекологічний підхід. Точкою відліку прийнято вважати зустріч провідних фахівців із питань ЕП у Нью-Гемпширі 1995 року (Costanza et al., 2017). До складу робочої групи, окрім екологів, були запрошені соціологи. Результатом такої співпраці став збірник «Nature's service: societal dependence on natural ecosystems», який не лише містив узагальнення попереднього досвіду аналізу цінності ЕП, але й показав залежність добробуту і навіть виживання людства від цих послуг (Daily, 1997).

Подальші дослідження в цьому напрямку пов'язані зі встановленням зв'язків між окремими групами ЕП і конкретними індикаторами добробуту: базовими потребами, здоров'ям, безпечністю, позитивними соціальними взаєминами, свободою та правом вибору. Сформульована ідея подвійного виклику для суспільства: (1) зберегти та надалі підтримувати достатній рівень ЕП у спосіб, який сприяє покращенню добробуту людей, та (2) докладати зусилля з подолання

бідності (Millennium Ecosystem Assessment, 2003). Соціоекологічні дослідження зв'язків між якістю ЕП та добробутом людства спрямовані на пошуки дієвих механізмів адаптивного менеджменту, які допоможуть політикам, управлінцям та іншим зацікавленим у цьому сторонам приймати обґрунтовані рішення. Такий світоглядний підхід можна вважати переходом від природокористування до природогосподарювання.

У 2000-х рр. концепція ЕП набуває значно ширшого контексту. Загалом за період 2000–2020 рр. було оприлюднено результати 4949 досліджень у журналах, що входять до бібліометричної бази Web of Science Core Collection (Gangahagedara et al., 2021). Протягом двох десятиліть паралельно розвиваються численні напрямки дослідження ЕП (табл. 1.1): 1) уточнюється термінологія та розвивається теоретичне підґрунтя концепції; 2) вдосконалюються наявні методи дослідження ЕП і пропонуються нові підходи; 3) розширюється описова база ЕП на основі ситуаційного аналізу окремих екосистем та їхніх складових у конкретних умовах; 4) продовжує розвиватися напрям, спрямований на монетарну оцінку вартості ЕП у конкретних умовах та в глобальному вимірі; 5) соціоекологічні дослідження набувають більшої ваги, розширюється інструментарій їх здійснення; 6) здійснюється активний пошук шляхів і засобів імплементації положень концепції в державні та міжнародні програми задля прийняття ефективних управлінських рішень; 7) досліджуються різноманітні екологічні аспекти ЕП.

Незважаючи на неабияку зацікавленість світової наукової спільноти проблематикою ЕП, про що свідчить дедалі зростаюча кількість публікацій у галузі (Gangahagedara et al., 2021; Haase et al., 2014; Lautenbach et al., 2019; Seppelt et al., 2011; Wang et al., 2021), і досі немає чітко встановленої термінології, єдиної класифікації, уніфікованого понятійного апарату. Нерідко автори супроводжують праці коротким глосарієм, де дають власні визначення ключовим поняттям, виходячи з конкретних потреб дослідження. Разом з тим щорічно поповнюються новими пунктами списки окремих ЕП, які можуть надаватися конкретними екосистемами або їх компонентами.

Таблиця 1.1

Головні напрями дослідження ЕП протягом 2000-х рр. (розроблено авторкою)

Напрямок дослідження	Зміст дослідження	Праці за напрямом
<i>Формування теоретичних засад концепції ЕП</i>	Концептуалізація, категоризація та класифікація	de Groot et al., 2002; Millennium Ecosystem Assessment (Program), 2005; Wallace, 2007; Costanza, 2008; Fisher & Kerry Turner, 2008; Kumar, 2012; Загвойська, 2013; Haines-Young & Potschin, 2013; Landers & Nahlik, 2013; van der Meulen et al., 2016 та інші
	Обґрунтування каскадної моделі формування ЕП і прийняття управлінських рішень	Haines-Young & Potschin, 2010; Dick & Turkelboom, 2013; Загвойська, 2014; Langemeyer et al., 2016; Costanza et al., 2017; Potschin-Young et al., 2018 та інші
	Аналіз ступеня дослідженості окремих категорій ЕП і виділення недостатньо висвітлених проблем	Seppelt et al., 2011; Haase et al., 2014; Howe et al., 2014; Lautenbach et al., 2019; Obiang Ndong et al., 2020 та інші
<i>Розробка методологічної бази дослідження ЕП</i>	Складання матриці ЕП та їх картування	de Chazal et al., 2008; Burkhard et al., 2009; Koschke et al., 2012; Burkhard et al., 2014; Kopperoinen et al., 2014; Malinga et al., 2015; Burkhard & Maes, 2017; Campagne & Roche, 2018; Campagne et al., 2020 та інші
	Обґрунтування індикаторів ЕП та розробка методів їх застосування у подальших дослідженнях	Kandziora et al., 2013; Brown et al., 2014; Hattam et al., 2015; Соловій, 2016; Mononen et al., 2016; Фурдичко та ін., 2019; Krellenberg et al., 2021 та інші
	Моделювання ЕП	Nelson et al., 2009; Crossman et al., 2013; Fu & Forsius, 2015; Olosutean, 2015; Duarte et al., 2016; Hamann et al., 2021 та інші
	Розробка методів монетарної оцінки ЕП	Bockstael et al., 2000; Barbier, 2007; Сотник & Могиленец, 2011а; Bateman et al., 2011; Сотник & Горобченко, 2012; Загвойська, 2014; Villa et al., 2014; Островський, 2018; Schild et al., 2018; Соловій & Кулешник, 2021 та інші
	Обґрунтування еколого-орієнтованих методів дослідження і оцінки ЕП	Jørgensen, 2010; Häyhä & Franzese, 2014; Remme et al., 2014; Дідух, 2018 та інші
<i>Ситуаційний аналіз</i>	Дослідження реалізації ЕП на прикладі конкретної екосистеми	Понад 400 закордонних статей. Вітчизняні дослідження за напрямом: Мішенін та ін., 2013; Дегтярь, 2014; Петрович, 2014; Загвойська та ін., 2015; Соловій, 2016; Васенко & Міланіч, 2018; Кучма & Томченко, 2019; Фурдичко та ін., 2019; Шищенко та ін., 2019; Андреєва та ін., 2021; Васютинська, 2021 та інші

Продовження таблиці 1.1

Напрямок дослідження	Зміст дослідження	Праці за напрямом
<i>Еколого-орієнтовані дослідження ЕП</i>	Спостереження за реалізацією ЕП у динаміці	Rau et al., 2018; del Río-Mena et al., 2020; Xia et al., 2020; Munajati et al., 2021; Snäll et al., 2021 та інші
	Дослідження причин та наслідків деградації/втрат ЕП	Wen et al., 2013; Albrecht et al., 2014; Morino, 2014; Гавриленко & Циганок, 2018; Веклич, 2018; Гавриленко, 2019; Eguiguren et al., 2019; Malherbe et al., 2019; Aktürk & Güneröglü, 2021 та інші
	Аналіз взаємовпливу ЕП та пошуки шляхів їх гармонізації	Howe et al., 2014; Mouchet et al., 2014; Turkelboom et al., 2015; H. Lee & Lautenbach, 2016; Cord et al., 2017; Plieninger et al., 2019; Wu & Li, 2019 та інші
	Дослідження ЕП в контексті збереження біорізноманіття та заповідання	Chan et al., 2006; Egoh et al., 2007; Ingram et al., 2012; Liqueste et al., 2016; Гавриленко & Циганок, 2018; Evers et al., 2018; Watson et al., 2019, 2020 та інші
<i>Еколого-економічні дослідження</i>	Аналіз перспектив створення ринків ЕП	Соловій & Монастирська, 2005; Дучинська & Осаул, 2009; Bendor & Doyle, 2010; Соловій & Кулешник, 2011; Дегтярь, 2012; Bonn et al., 2014; Коморна, 2016, 2017; Fooks et al., 2016; Худолей & Сафонов, 2018 та інші
	Розробка економічних механізмів плати за споживання ЕП	Wunder S., 2005; Pagiola & Platais, 2007; Engel et al., 2008; Farley & Costanza, 2010; Остафійчук & Пилипів, 2017; Шашула та ін., 2019; Ільїна & Шпильова, 2020; Анісімова, 2021 та інші
<i>Еколого-соціальні дослідження</i>	Картування стейкхолдерів	Schirpke et al., 2014; Загвойська та ін., 2015; Raum, 2018; Reilly et al., 2018; García-Nieto et al., 2019
	Дослідження думки стейкхолдерів про ЕП	Бас & Загвойська, 2009; Hutchison et al., 2013; Загвойська та ін., 2015; Silva et al., 2016; de Meo et al., 2018; Almeida et al., 2021; Cabral et al., 2021; Fedoriak et al., 2021 та інші
	Аналіз готовності населення платити за ЕП	Загвойська & Копач, 2008; Соловій та ін., 2009; Spash et al., 2009; García-Llorente et al., 2012; Bernués et al., 2014; Соловій, 2016; Jo et al., 2021; Toledo-Gallegos et al., 2021 та інші
	Дослідження залежності місцевих громад від ЕП	Andersson et al., 2015; Жила та ін., 2016; Мельникович, 2018; Robinson et al., 2019; Degefu et al., 2021 та інші
<i>Шляхи і засоби імплементації концепції ЕП в управління</i>	Широке коло питань	Понад 600 закордонних статей. Вітчизняні дослідження за напрямом: Дегтярь, 2014; Горобченко & Горобченко, 2016; Максименко, 2016; Мішенін & Дегтярь, 2016; Гавриленко, 2018 та інші

Розширення переліку екосистемних послуг може призводити до подвійного обліку, коли одна й та ж екосистемна функція оцінюється кілька разів, але дещо з різних позицій.

У вітчизняній науці дослідження ЕП почали набувати популярності лише у 2000-х рр., і донині аналіз понятійного апарату, концептуалізація, системи класифікації ЕП активно обговорюються українськими науковцями (Анісімова & Анісімов, 2019; Бас, 2010; Загвойська, 2014; Соловій & Кулешник, 2011; Мішенін & Дегтярь, 2015; Нестор'як, 2015; Федоренко, 2017; Худолей & Сафонов, 2018). Водночас практичним аспектам концепції приділяється менше уваги.

Серед теоретичних надбань у галузі варто відмітити розробку каскадної моделі формування ЕП і прийняття управлінських рішень. Ця модель відображає ієрархічний зв'язок між певним ландшафтом, функціями екосистем у межах цього ландшафту, потоками послуг у межах екосистем, вигодами від цих послуг та добробутом локальних спільнот (Haines-Young & Potschin, 2010). Архітектура каскадної моделі неодноразово доопрацьовувалася й доповнювалася (Costanza et al., 2017; Dick & Turkelboom, 2013; Langemeyer et al., 2016; Potschin-Young et al., 2018). В Україні адаптацію каскадної моделі запропонувала Л. Д. Загвойська (2014), доповнивши її такими взаємопов'язаними ланками: сприйняття стейкхолдерами ЕП, політичні процеси, інститути та інституції, компромісні рішення щодо екосистем і антропогенне навантаження на екосистеми.

Дискусійним питанням залишається і методологія дослідження ЕП. Міжнародний колектив авторів (Harrison et al., 2018) розглянув 43 сучасні методи, які застосовуються дослідниками під час ситуаційного аналізу ЕП. Автори умовно розподілили їх на 26 груп, серед яких: біофізичні, агентно-орієнтоване моделювання, просте ГІС-картування, соціокультурні, монетарні, методи ресурсної (у вітчизняних джерелах – природно-ресурсної) ренти, методи імітованого обміну, інтегративні методи тощо.

У західній літературі нерідко застосовується метод побудови матриць ЕП (Burkhard et al., 2009; Campagne & Roche, 2018; de Chazal et al., 2008). Їх

складають для оцінки потенціалу ландшафтних комплексів, які містять різноманітний набір екосистем. Такі матриці співвідносять типи екосистем із конкретними категоріями ЕП із зазначенням ступеня реалізації послуги в балах від 0 до 5. Часто матриці ЕП слугують вхідним набором даних для їхнього картування (Burkhard & Maes, 2017; Malinga et al., 2015). Методи виокремлення індикаторів ЕП популярні як за кордоном (Brown et al., 2014; Hattam et al., 2015; Kandziora et al., 2013; Krellenberg et al., 2021; Mononen et al., 2016), так і в Україні (Соловій, 2016; Фурдичко та ін., 2019). Перспективний інструмент для подальшого розвитку концепції – моделювання ЕП. Напрямок активно розвивається закордонними науковцями (Crossman et al., 2013; Duarte et al., 2016; Fu & Forsius, 2015; Hamann et al., 2021; Nelson et al., 2009; Olosutean, 2015), в Україні він ще не набув популярності.

Донині триває дискусія стосовно методів оцінювання ЕП. Низка науковців (Ізюмова & Скоропадська, 2016; Burkhard et al., 2012; Gatto & de Leo, 2000; Kandziora et al., 2013; Vihervaara et al., 2010) вважає недоцільною монетизацію більшості регульовальних, підтримуючих та культурних послуг. На користь цієї думки свідчить практична неможливість монетарного вираження окремих послуг, наприклад, підтримання газового складу атмосфери, регулювання клімату, рівня поверхневих вод і стоку, запилення дикорослих видів рослин, естетичної цінності тощо. Їх опоненти (Balmford et al., 2002; Dasgupta, 2008; de Groot et al., 2012) наполягають на важливості та необхідності монетарної оцінки якомога ширшого спектру ЕП як інструменту ефективного прийняття обґрунтованих управлінських рішень. Окреслений напрямок активно розвивається як у світовому масштабі (Barbier, 2007; Bateman et al., 2011; Bockstael et al., 2000; Schild et al., 2018; Villa et al., 2014), так і вітчизняними науковцями (Загвойська, 2014; Островський, 2018; Соловій & Кулешник, 2021; Сотник & Горобченко, 2012; Сотник & Могиленец, 2011). Нині не існує універсальних методів вартісної оцінки ЕП. Умовно економічні методи поділяють на такі групи: ринкова оцінка, метод продуктивності, витратні методи, метод транспортно-шляхових витрат, метод гедоністичного ціноутворення,

метод суб'єктивної оцінки, метод експерименту з вибором, метод перенесення вигід тощо (Дегтярь, 2012).

Варті уваги і спроби оцінки ЕП з позиції їхньої соціальної цінності (D. N. Johnson et al., 2019; Kenter et al., 2015; J. Lee et al., 2020). Здебільшого такі дослідження проводяться з природоохоронною метою для територій із різними режимами заповідання. Г. Браун і П. Рід (Brown & Reed, 2000) на прикладі лісової екосистеми, окрім економічної цінності ЕП, виділяють естетичну, рекреаційну, навчальну, духовну, історичну, терапевтичну, культурну цінності. Автори також називають цінності підтримання життя, надання засобів існування, біологічного різноманіття та забезпечення майбутнього. Саме цей ціннісний комплекс і розглядається науковцями сукупно як суспільно важливий аспект ЕП.

Окрім зазначених методів, існує чимало еколого-орієнтованих. Зокрема, привертають увагу такі, що базуються на обчисленні термодинамічних та біофізичних показників (Häyhä & Franzese, 2014; Jørgensen, 2010; Remme et al., 2014). Оригінальний методологічний підхід до дослідження ЕП пропонує Я. П. Дідух (2018). У якості структурної одиниці для аналізу ЕП автор розглядає не ландшафт і не статичну екосистему, а динамічний біотоп. Застосовувати біотопний підхід науковець пропонує перш за все для природоохоронних територій із метою формування ефективної функціональної екологічної мережі.

Протягом усього часу існування концепції найбільш популярним напрямком дослідження залишається ситуаційний аналіз надання послуг конкретними екосистемами. Ситуаційний аналіз (англ. *case study*) визначають як: *«різновид аналітичної діяльності, побудований на описі ситуації й докладному аналізі цього опису»* (Варенко та ін., 2013). В екології це широко розповсюджений метод, а необхідність його застосування обумовлена унікальністю кожної окремо взятої екологічної системи, неповторністю її компонентів, зв'язків між ними, процесів, статичних і динамічних характеристик (Shrader-Frechette & Mccoy, 1994).

Огляд англомовних публікацій, що містять результати ситуаційного аналізу ЕП на регіональному рівні, виявив 153 дослідження за період 1996–2010

рр. і 351 дослідження за період 2010–2016 рр. (Lautenbach et al., 2019). Переважна більшість цих праць стосується наземних екосистем (Seppelt et al., 2011; Wang et al., 2021). Активно вивчаються ЕП в урбанізованому середовищі (Haase et al., 2014; Wang et al., 2021). В Україні найбільша частка досліджень припадає на ситуаційний аналіз ЕП лісових екосистем (Загвойська та ін., 2015; Мішенін та ін., 2013; Смалійчук та ін., 2021; Соловій, 2016; Соловій, Монастирська, 2005; Фурдичко та ін., 2019; Шищенко та ін., 2019). Дещо менше праць присвячено дослідженню ЕП водно-болотних угідь (Андрєєва та ін., 2021; Дегтярь, 2014; Кучма & Томченко, 2019), захисних лісосмуг і міських зелених зон (Васютинська, 2021; Петрович, 2014), водойм (Васенко & Міланіч, 2018; Томченко, 2014). Останніми роками з'являються публікації, які висвітлюють ЕП в агроекосистемах (Шворак & Філюк, 2020, 2021).

Великий сегмент еколого-орієнтованих досліджень ЕП активно розвивається у світовому масштабі, однак практично залишається поза увагою вітчизняних науковців. Окрім зазначених у таблиці 1.1. пріоритетних напрямків, він також охоплює дослідження окремих підсистем, які входять до складу екосистеми та безпосередньо забезпечують надання ЕП, або навіть біологічних видів; залежність повноти реалізації ЕП від ступеня антропогенної модифікації екосистеми; вплив інвазійних видів на здатність екосистеми надавати конкретні ЕП та багато інших, не менш важливих, тем для вивчення й обговорення. Незважаючи на те, що концепція ЕП спирається на загальноекологічні знання, дослідники акцентують увагу на низці труднощів, які постають перед екологами в процесі планування та здійснення експерименту, проведення спостережень та аналізу отриманих результатів (Birkhofer et al., 2015).

На відміну від еколого-орієнтованих досліджень ЕП, економічний напрямок в Україні розвивається досить активно. Окрім згаданих вище методологічних праць, спрямованих на пошук ефективних способів монетарної оцінки ЕП, чимало публікацій висвітлюють перспективи формування і розвитку ринку екосистемних послуг (РЕП) (Дегтярь, 2012; Дучинська & Осаул, 2009; Коморна, 2016, 2017; Соловій & Монастирська, 2005; Худолей & Сафонов, 2018).

Як зазначають Є. В. Мішенін та Н. В. Олійник (2010, с. 104): «Механізм формування РЕП є одним із сучасних інноваційних науково-методичних підходів, сутність якого полягає у створенні нових ринків, які б перерозподіляли фінансові потоки на користь організацій та підприємств, які зберігають екосистеми та біорізноманіття». Як найбільш показовий приклад РЕП наводять досвід функціонування ринку емісійних квот на викиди CO₂. За аналогічним принципом пропонується сформувати ринки генетичних ресурсів, «боргів за природу», внеску в глобальну стійкість біосфери (Антонов & Савіна, 2018), покращення якості води, покращення постачання води, охорони боліт (Соловій, 2016), оселищ видів, які перебувають під загрозою зникнення (Bendor & Doyle, 2010) тощо. Дещо інший підхід пропонують Ю. А. Никитюк та ін. (2019). Вони вважають доцільним розділ РЕП на такі частини: 1) ринок товарів екосистемного характеру, які використовуються з метою забезпечення реалізації екологічних цілей; 2) ринок екологічно чистого виробництва; 3) РЕП нематеріального характеру; 4) ринок «екологічних капіталів» та фінансово-економічних видів господарської діяльності в екологічній галузі (Никитюк та ін., 2019, с. 91).

Варта уваги й детальна вітчизняна класифікаційна система, розроблена для РЕП. Запропоновано розрізняти їх за масштабом (глобальні, національні, регіональні, локальні), категорією ЕП (ресурсні, регульовальні, культурні, підтримуючі), за ступенем насиченості (рівноважні, дефіцитні, надлишкові) та за видом діяльності (реально існуючі, сурогатні, «чорні») (Сотник & Могиленец, 2011b). До реально існуючих РЕП автори відносять, наприклад, ринок деревини, сільськогосподарської продукції, туристичних послуг; до сурогатних – регулювання клімату водно-болотними угіддями. Під «чорними» РЕП вбачають незаконне використання і торгівлю природними благами, наприклад, незаконне вирубування лісу (Сотник & Могиленец, 2011b).

З ідеєю формування РЕП тісно пов'язана розробка економічного механізму плати за ЕП. При цьому науковці акцентують увагу на принциповій відмінності між платежами за ЕП та платежами за використання природних ресурсів або за забруднення навколишнього природного середовища (Ільїна &

Шпильова, 2020). Головні принципи формування системи плати за ЕП були викладені ще у 2005 році (Wunder, 2005): здійснення на добровільних засадах із взаємною вигодою як для постачальника, так і для користувача ЕП. Постачальниками ЕП можуть бути землевласники, фізичні та юридичні особи, місцеві громади, які сприяють підтримці ЕП на високому рівні завдяки ефективній господарській діяльності та природоохоронним заходам. Споживачами ЕП є суб'єкти господарювання різного рангу – домогосподарства, підприємства, громади, які отримують вигоду від використання ЕП і готові за них платити (Engel et al., 2008).

Пілотні проєкти зі впровадження плати за ЕП стартували в США, Великобританії, Болівії, В'єтнамі, Еквадорі, Індонезії, Коста-Ріці (Gómez-Baggethun et al., 2010; Pagiola & Platais, 2007; Wunder, 2005), Казахстані, Киргизії, Молдові, Болгарії, Румунії (Соловій, 2016). В Україні більшість праць спрямована на аналіз перспектив запозичення та адаптації закордонного досвіду (Анісімова, 2021; Ільїна & Шпильова, 2020; Остафійчук & Пилипів, 2017; Соловій, 2016; Шашула та ін., 2019).

Поряд із перспективами впровадження механізмів плати за ЕП досліджуються і етичні аспекти цього явища. Зокрема, Хосе Вілльягomez-Кортес і Ана дель-Анхель-Перес (Villagomez-Cortes & del-Angel-Perez, 2013) розглядають цілий комплекс етично-моральних проблем, пов'язаних із платою за ЕП: 1) антропоцентричний підхід до оцінки екосистеми з позицій здатності надавати економічно-вигідні послуги; 2) цінність ЕП визначається готовністю споживачів сплачувати за її використання; 3) економічна вартість ЕП визначається з позицій добробуту населення конкретної місцевості та не відповідає її реальній цінності; 4) утилітарне сприйняття екосистем; 5) поступова втрата цінності окремих ЕП через можливе виснаження, зміну пріоритетів у різних поколіннях споживачів тощо.

Еколого-соціальний напрямок дослідження ЕП відносно новий, однак представлений багатьма відгалуженнями. Зокрема, останніми роками набуває популярності картування стейкхолдерів (García-Nieto et al., 2019; Raum, 2018;

Reilly et al., 2018; Schirpke et al., 2014). Систематичне відображення потенційної частки груп зацікавлених у наданні й отриманні ЕП сторін має важливе значення для справедливого й ефективного управління екосистемою. Результати подібного картування можуть використовуватися для прийняття науково виправданих управлінських рішень та розробки інструментів політики щодо ЕП. В Україні такий підхід був частково застосований при ситуаційному аналізі ЕП верхньої межі лісу в Карпатах (Загвойська та ін., 2015).

Опитування стейкхолдерів – ще один популярний соціоекологічний інструмент дослідження перспектив використання ЕП та пошуку дієвих управлінських стратегій. Він дозволяє: 1) проаналізувати сприйняття різними групами зацікавлених сторін цінності окремих послуг, переосмислити їхній внесок у сталий розвиток регіонів і місцевих громад; 2) відстежити активний і пасивний вплив стейкхолдерів на надання ЕП; 3) виявити можливі конфлікти інтересів споживачів різних ЕП і шляхи досягнення компромісу; 4) відкоригувати економічні моделі вартості ЕП; 5) адаптувати існуючий механізм прийняття управлінських рішень щодо використання ЕП; 6) продукувати нові знання, котрі базуються на практичному досвіді стейкхолдерів тощо. Численні дослідження за цим напрямом (Cabral et al., 2021; de Meo et al., 2018; Fedoriak et al., 2021; Martín-López et al., 2012; Orenstein & Groner, 2014) встановили суттєві відмінності у сприйнятті цінності ЕП окремими індивідами, групами, територіальними громадами, а також представниками різних вікових, етнічних, соціокультурних груп. Українські науковці долучилися до окресленого напрямку (Бас & Загвойська, 2009; Загвойська та ін., 2015; Мельникович, 2018; Соловій, 2016), однак широке коло питань залишається неохопленим.

Окремий соціоекологічний напрям орієнтований на дослідження готовності стейкхолдерів сплачувати за ЕП та факторів, які на неї впливають. Результати таких опитувань уможлиблюють аналіз впливу локальних соціокультурних, а також ландшафтних умов на формування світогляду місцевих громад, їхнє усвідомлення цінності нематеріальних благ, які

забезпечуються окремими видами екологічних систем. За численними спостереженнями (Соловій та ін., 2009; Brown et al., 2016; Faccioli et al., 2020; Perino et al., 2014) готовність платити за окремі ЕП відображає місцеву просторову конфігурацію добробуту, освіченості, культурної самобутності громади, рівня зайнятості, залежності від природних умов тощо. Окрім цього, зазначений підхід надає можливість ідентифікувати дефіцит або надлишок ЕП у найближчому оточенні респондентів, а також наявності й доступності їх замінників на місцевому рівні (Toledo-Gallegos et al., 2021).

Окреслені вище соціоекологічні напрями обумовили відгалуження, спрямоване на дослідження залежності місцевих громад від ЕП. Особливе зацікавлення викликають спільноти, які зберегли традиційний уклад користування природними ресурсами у межах конкретного ландшафту (Andersson et al., 2015; Degefu et al., 2021; Robinson et al., 2019). Домінуючі екосистеми тут можна розглядати як одне з уособлень власної ідентифікації багатьох членів місцевих спільнот (Жила та ін., 2016, с. 10). Разом з тим до уваги беруться такі важливі показники, як забезпечення ресурсами, робочими місцями, додатковим прибутком, задоволення господарських потреб тощо. Отож, для таких громад залежність від ЕП слугує показовим індикатором їхнього сталого соціо-еколого-економічного розвитку (Мельникович, 2018).

Кінцевою метою будь-якого з наведених вище сучасних напрямів дослідження ЕП є формування засад науково обґрунтованої системи менеджменту природними ресурсами та прийняття ефективних управлінських рішень щодо використання послуг із урахуванням особливостей конкретного ландшафту. Такий підхід спрямований на підвищення добробуту окремих спільнот і людства загалом, досягнення багатьох стратегічних цілей сталого розвитку (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Бібліографічний аналіз більш ніж 24 000 праць, присвячених дослідженню ЕП, показав що ключове слово «управління» поступається у них лише таким широковживаними термінам, як «біорізноманіття», «екосистемні послуги» та «збереження» (Rauna et al., 2018). Загалом напрям розробки шляхів і засобів імплементації концепції

ЕП в управління представлений широким колом піднапрямів і може слугувати предметом окремого дослідження. Кінцевим результатом пошуків практичного застосування засад концепції ЕП є імплементація в екологічне законодавство багатьох держав (Bell-James, 2019; Harwell, 2020; Hirokawa, 2011; Mauerhofer, 2018; Pastén et al., 2018)

В Україні праці, присвячені розробкам засад управління ЕП, стосуються здебільшого лісових, річкових екосистем, водно-болотних угідь (Гавриленко, 2018; Горобченко & Горобченко, 2016; Дегтярь, 2014; Максименко, 2016; Мішенін & Дегтярь, 2016). Вартий уваги підхід виявлення регіонів-донорів та регіонів-акцепторів ЕП у загальнодержавному масштабі (Гавадзин & Мельничук, 2020; Коморна, 2016).

Співробітники Інституту економіки природокористування та сталого розвитку НАН України (Веклич та ін., 2022) розробили розгорнутий комплекс законодавчих ініціатив і науково-практичних рекомендацій для центральних органів влади стосовно імплементації засад концепції ЕП у сферу еколого-економічних інтересів соціально-територіальних спільнот. Зокрема, надано рекомендацію Міністерству захисту довкілля та природних ресурсів України ініціювати процес оцінювання біорізноманіття й ЕП як міждисциплінарного дослідження з урахуванням міжнародного досвіду; систематизувати методологічну базу оцінювання ЕП; створити інформаційну платформу щодо оцінювання ЕП у межах місцевих громад. Авторський колектив пропонує ввести визначення поняття ЕП у текст Закону України «Про оцінку впливу на довкілля», а також законодавчо закріпити впровадження положень концепції в управлінську практику в законах України «Про Основні засади (стратегію) державної екологічної політики України на період до 2030 року», «Про стратегічну екологічну оцінку», «Про території Смарагдової мережі», Лісового кодексу України.

Отже, концепція екосистемних послуг за 45 років існування набула неабиякого розповсюдження. Нині існує щонайменше сім комплексних напрямів досліджень у цій царині, представлених багаточисельними відгалуженнями. В

Україні спостерігаємо відчутний дисбаланс з переважанням еколого-економічного напрямку, причому здебільшого авторами таких праць є науковці виключно економічного профілю, тоді як закордонні економісти проводять дослідження щонайменше в тандемі з екологами. Як наслідок, останні українські дослідження щодо ЕП характеризуються зміщенням акценту в бік їхньої монетарної оцінки та розробки механізмів плати за окремі послуги. Водночас соціоекологічна складова аналізується фрагментарно і, часто – відірвано від аналізу екосистемних процесів, економічних розрахунків та пошуку стратегії прийняття ефективних управлінських рішень. Причину такої ситуації у вітчизняній науці вбачаємо в слабких міждисциплінарних зв'язках та недостатньому досвіді сумісного виконання масштабних проєктів фахівцями з різних дисциплін.

1.3. Екосистемні послуги як об'єкт трансдисциплінарної колаборації

Наведений вище історичний екскурс яскраво ілюструє полідисциплінарну природу концепції екосистемних послуг, що виникла в пошуках компромісу між дедалі зростаючими споживчими потребами суспільства й обмеженими можливостями екосистем у задоволенні цих потреб. Дослідники розглядають її як місток між 1) природничими та соціальними дисциплінами (Balmford et al., 2002; Daily, 1997; R. S. de Groot, 1987; Kumar, 2012; Vihervaara et al., 2010); 2) станом довкілля та добробутом населення (Haines-Young & Potschin, 2010; Langemeyer et al., 2016; Millennium Ecosystem Assessment, 2005); 3) науковцями, управлінцями, підприємцями та місцевими громадами (Costanza et al., 2017; García-Nieto et al., 2019; Kopperoinen et al., 2014; Schirpke et al., 2014); 4) регіонами, економічними кластерами, національними ринками (Allan et al., 2022; Davidson, 2012; Fridman & Kissinger, 2018; McAfee, 2012) тощо.

Ми поділяємо думку закордонних авторів (Abson et al., 2014; Schröter et al., 2014; Schutter & Hicks, 2021; Steger et al., 2018), які характеризують ЕП як «граничні об'єкти» (*boundary objects*). За визначенням під граничним об'єктом розуміють центральний аналітичний концепт, який використовується стейкхолдерами з різними інтересами для міждисциплінарної співпраці та

відповідає низці критеріїв. Перш за все, це поєднання *достатньої інтерпретаційної пластичності*, щоб адаптуватися до локальних потреб і обмежень кількох зацікавлених сторін, які його спільно використовують, із *доволі жорсткою ідентичністю*. Конструктивна співпраця стейкхолдерів можлива лише за умови *спроможності упорядковувати, класифікувати, структурувати і співставляти дані*. Незважаючи на прийнятну множинність трактування сутності конкретного граничного об'єкта залежно від контексту, досвіду зацікавлених сторін, соціокультурного середовища та інших вагомих чинників, він повинен *залишатися впізнаваним, незалежним від зовнішніх обставин*. Концепт ЕП повністю відповідає зазначеним критеріям. Міждисциплінарні дослідження в галузі одночасно постають як кінцева мета, методологічна основа, практичний підхід і засіб продукування нових знань.

Робота з граничними об'єктами нерідко ускладнюється через відсутність універсального понятійного апарату, який задовільняв би потреби всіх задіяних сторін. Нині існує безліч визначень самого поняття «екосистемні послуги», а пов'язаний із ними лексикон розширюється швидкими темпами. На нашу думку, це одна з важливих перешкод міжгалузевої колаборації українських науковців у предметній сфері дослідження ЕП. У вітчизняній науці сформований понятійно-категоріальний апарат і струнка методологія розглядаються як базовий пласт ієрархічної системи академічного пізнання, без якого подальший розвиток наукової галузі практично неможливий (Костицький, 2014). Отож цілком закономірним видається те, що значну кількість українських праць присвячено саме трактуванню ключових термінів, з'ясуванню парадигмальних засад концепції ЕП, класифікації, систематизації та каталогізації конкретних категорій послуг (Архипова & Приходько, 2019; Гавадзин & Мельничук, 2020; Загвойська, 2013, 2014; Мішенін & Олійник, 2010; Несторяк, 2015; Петрович, 2014, Соловій & Кулешник, 2011 та інші).

Закордонні ж науковці (Steger et al., 2018) стверджують, що саме різноманітність визначень, класифікаційних систем, підходів до дослідження та визначають можливість залучення великої кількості зацікавлених осіб до

плідної співпраці, що неможливо у випадку занадто структурованої в межах однієї дисципліни концепції. Погоджуючись із таким аргументом, як доказ наводимо приклади вдалого трансдисциплінарного співробітництва навколо концепції ЕП міжнародні платформи IPBES (*The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*) (Díaz et al., 2015; Tengö et al., 2017; Washbourne et al., 2020) і LTSER (*Long-Term Socio-Ecological Research*) Platform (Angelstam et al., 2019; Dick et al., 2018). Діючи гнучко поза межами конкретної дисципліни, концепція ЕП дедалі більше структурується в межах окремих дисциплін. Отже, трансдисциплінарні дослідження ЕП варто розглядати як проблемно-орієнтовані, де наперед поставлена наукова або практична мета визначатиме вибір конкретних підходів, методів і засобів її досягнення.

В академічному вимірі концепція ЕП виконує роль консолідуючого ядра для щонайменше 77 самостійних дисциплін. При цьому відносний вклад екології у її розвиток за 35 років знизився від 37 до 20 %. Натомість зросла варіативність і посилилися міждисциплінарні зв'язки в тандемі природничого та соціального спрямувань (Schutter & Hicks, 2021). Зауважимо, що саме підгалузі екології виконують роль сполучного каналу між малодотичними за інших обставин науковими напрямками. Висловлюється думка, що завдяки подальшому розвитку вчення про ЕП екологія може вийти на новий, трансдисциплінарний рівень (Reyers et al., 2010).

З іншого боку, автори звертають увагу на стрімке пришвидшення диверсифікації напрямів дослідження ЕП із залученням дедалі більшого числа дисциплін і ущільненням зв'язків між ними (Abson et al., 2014). Обговорюється навіть перспектива виділення досліджень ЕП у відокремлену комплексну науку (Thorén & Stålhammar, 2018) на основі інтегрованої методологічної бази, яка враховує екологічні, економічні, соціологічні показники (Jacobs et al., 2018), та консолідованої системи знань для вирішення численних практичних завдань (Tengö et al., 2017). Разом з тим експерти погоджуються, що наразі такий крок недостатньо обґрунтований і може сприйматися науковою спільнотою як штучне

форсування подій.

Проблемне поле сучасної концепції ЕП не обмежується теоретичними та методологічними розробками. Аналіз літературних джерел за останні роки показує інтенсивний розвиток прикладного аспекту досліджень у галузі, який впливає на прийняття управлінських та політичних рішень не лише на місцевому рівні, але й у глобальному масштабі. Це обумовлює зростання інтересу до ЕП із позицій правознавства, політології, менеджменту, бізнесу (Liu et al., 2010). Аналізуючи ієрархічну структуру міждисциплінарних зв'язків, сформованих сучасним розвитком вчення про ЕП, дослідники пропонують виділяти емпіричний, прикладний, нормативний і цільовий рівні (Reyers et al., 2010). За цією схемою емпіричні дисципліни складають базу ієрархічної піраміди та розкривають сутність явищ і механізми процесів, які стоять у основі спроможності екосистем надавати послуги. До їх переліку належать екологія, фізіологія, генетика, геологія, хімія, фізика, математика, ґрунтознавство, економіка, соціологія. Наступний рівень формують прикладні дисципліни, які дають відповідь на питання, яким чином можна впливати на повноту реалізації ЕП, підтримуючи та оптимізуючи їх. Наприклад, лісівництво, агрономія, менеджмент водних ресурсів, рибогосподарська наука тощо. На вищому щаблі розташовуються нормативні дисципліни, спрямовані на прийняття ефективних управлінських рішень щодо ЕП і досягнення глобальних Цілей сталого розвитку: планування, право, політологія, методологія. Верхню сходинку ієрархії посідають дисципліни цільового рівня: етика та філософія, які розглядають ціннісні характеристики ЕП і регулюють доцільність і виправданість управлінських рішень, прийнятих на попередньому рівні. За спостереженнями авторів, кількість наукових праць із тематики ЕП на кожному наступному ієрархічному рівні відчутно менша порівняно з попереднім. Особливо великим пробілом у структурі міждисциплінарних досліджень ЕП дослідники вважають відсутність механізмів співпраці та ефективних інструментів планування на нормативному рівні, що негативно впливає на відповідні рішення, політику та плани (Reyers et al., 2010).

Зауважимо, що існує певна відмінність між термінами

«мультидисциплінарний» (англ. *multidisciplinary*) і «трансдисциплінарний» (англ. *transdisciplinary*). У першому випадку йдеться про низку незалежних досліджень зі спільною зовнішньою координацією через відповідні редакційні зв'язки. У другому – про співпрацю, яка включає розробку загальної парадигми, котра охоплює не лише низку дисциплін, але й різні групи зацікавлених сторін (Jeffrey, 2003).

На думку багатьох науковців (Johnson et al., 2016; Mistry & Berardi, 2016; Tengö et al., 2017 та інших), вчення про ЕП виходить за межі академічної науки, оскільки може охоплювати й інші системи знань, наприклад, практичний досвід, набутий аборигенними спільнотами протягом тривалого осілого проживання в умовах конкретного ландшафту. Під системою корінних і місцевих знань розуміють світоглядно-культурну парадигму, яка розвивається в безпосередній взаємодії з оточуючим середовищем, управляється адаптивними процесами та передається з покоління в покоління.

Ми погоджуємося з твердженням: *«проблеми реального світу не постають перед нами в коробках дисциплінарної форми, як і рішення, асоційовані з цими проблемами»* (Costanza, 2008). Залучення корінних народів і місцевих громад до продукування нових знань надзвичайно важливе, оскільки способи пізнання явищ та процесів і знання, отримані в такий спосіб, в окремих випадках можуть виходити за межі класичної наукової картини. Вони відчутно доповнюють відомі науці факти за обсягом і змістом, а також пропонують альтернативні шляхи управління соціально-екологічними системами. Описана колаборація – явище не нове. Подібний симбіоз науки та знань місцевого населення покладений в основу етноботаніки. Концепція ЕП являє собою нову, розширену платформу для співпраці подібного зразка, а Дж. Т. Джонсон зі співавторами (Johnson et al., 2016) детально розглядають можливі її формати.

Поняття «трансдисциплінарність» передбачає глибоку інтеграцію не лише наукових теорій, методологічних принципів і систем знань, але й синтез теоретичного знання, технологій і способів практичної діяльності (Кузан, 2014). Як влучно зауважує Д. І. Чорноморденко (2015): *«Це, в свою чергу,*

вимагає комплексного підходу, в основі якого лежить феномен одночасного включення у проблемне поле кількох областей знання з метою підвищення ефективності шляхів вирішення складної проблеми». У результаті такої інтеграції винаходяться та впроваджуються інновації, здатні вирішити конкретні практичні проблеми. Розглядаючи ЕП як об'єкт трансдисциплінарних досліджень, науковці наголошують, що задіяні до колаборації сторони переслідують різні кінцеві цілі. Успішною співпраця вважатиметься лише у випадку гарантії надання однакової ваги різним цілям і дисциплінарним аспектам. Особливо це важливо для трансдисциплінарних досліджень ЕП, орієнтованих на подальші управлінські дії (Steger et al., 2018).

Девід Гастон (Guston, 2001) пропонує за аналогією до граничних об'єктів розглядати «граничні організації» (англ. *boundary organizations*) – специфічні кооперативні структури, які поєднують науковців, практиків і управлінців із метою прийняття компромісних рішень. Автор наголошує, що *граничні організації* повинні відповідати трьом критеріям:

1) надавати можливості, а іноді й стимули для створення та використання граничних об'єктів;

2) задіювати учасників із різними поглядами на граничний об'єкт та різними цілями, а також професіоналів, які виконуватимуть роль посередника;

3) формуватися на межі двох порівняно різних соціальних середовищ науки й управління, при цьому розділяти лінії відповідальності та механізми звітності для кожного з них.

Розвиваючи окреслений напрям, колектив швейцарських науковців (Nonesk et al., 2021) доповнив цей перелік ще чотирма критеріями:

4) характеризуватися відносно сталим за кількістю та представленістю різних сторін складом, що сприятиме формуванню тісніших взаємозв'язків між учасниками з плином часу;

5) продукувати нові знання для прийняття дієвих управлінських рішень;

6) пропонувати багатоаспектні творчі ідеї (наприклад: розширені природоохоронні знання; розширені можливості для партнерів і цільових аудиторій (мережі, навчання, ресурси); зміни поведінки партнерів і цільових аудиторій, включаючи структурні зміни в політиці, законодавстві та розподілі ресурсів; докази бажаного впливу на соціальні або системні зміни з часом і в запланованих масштабах тощо);

7) становити інтерес для зовнішніх партнерів. Отже, граничну організацію можна ідентифікувати як платформу для спільного продукування знань і формування новітнього суспільного строю.

Теорія граничних організацій набула подальшого концептуального розвитку в працях, спрямованих на розробку засад «гібридного менеджменту» (Miller, 2001; Wehrens et al., 2014). Концепція гібридного менеджменту дозволяє дослідити, як організовані та працюють гібридні дослідницькі платформи та яким чином учасники спільних проєктів можуть збалансувати різні точки зору та досягти різних кінцевих цілей задіяних сторін. Кларк Міллер (Miller, 2001) окреслив чотири стратегії гібридного менеджменту:

1. Гібридизація (*Hybridization*) – інтеграція наукових і управлінських (або нормативних) елементів, наприклад, у формі економічних прогнозів, оцінки впливу на компоненти довкілля або здоров'я людей.

2. Деконструкція (*Deconstruction*) – «розкриття» цих гібридів для виявлення закладених у них ціннісних припущень (наприклад, критичне дослідження припущень у кліматичних моделях).

3. Робота на межах (*Boundary work*) – встановлення та підтримка динамічних меж між наукою та іншими сферами (наприклад, чітке позначення певної діяльності як управлінської чи наукової).

4. Міждоменне ансамблювання (*Cross-domain orchestration*) – координація діяльності в межах кількох доменів, навіть якщо вони здаються відокремленими (наприклад, неформальні робочі групи).

Отже, поняття граничної організації, керованої за принципами гібридного менеджменту, використовується для опису організацій, які працюють у кількох

сферах у різних масштабах із залученням різних зацікавлених сторін. Це можуть бути робочі групи в межах великих міжнародних організацій на кшталт згаданої вище IPBES, проекти, обмежені часовими рамками, муніципальні або урядові програми, громадські організації, а також проекти в рамках дослідницьких установ та університетів. Окрім цього, існує практика цілеспрямованого створення окремих кооперативних структур, статут яких визначає їх як граничні організації (Gustafsson & Lidskog, 2018). Мета створення нових інституцій із дослідження ЕП полягає в об'єднанні фахівців у різних галузях науки з управліннями та практиками для співпраці в розробці творчих ідей і рішень на місцях, поза рамками знань однієї дисципліни чи окремого вченого.

Подібний формат співпраці дозволяє подолати бар'єри між різними соціальними середовищами, збалансувати протилежні інтереси, адаптувати граничні об'єкти до різних соціальних умов за межами організації. Детальний аналіз першої завершеної робочої програми Міжурядової науково-політичної платформи з питань біорізноманіття та екосистемних послуг IPBES (Washbourne et al., 2020) виявив великий прогрес у напрямку трансдисциплінарних досліджень ЕП та шляхів впровадження концепції в дослідницьку та практичну діяльність. Учасники ініціативи відмічають успішні спроби (1) об'єднання різних академічних дисциплін навколо тем біорізноманіття та ЕП, (2) привернення уваги до їх політичного значення, (3) не лише міжнародної, але й мультикультурної співпраці, (4) інтеграції різних форм знань, світогляду та цінностей, (5) тісного залучення досвіду корінних народів і місцевих громад до пошуку шляхів вирішення практичних завдань.

Як підсумок, на основі аналізу результатів багаточисельних досліджень (Abson et al., 2014; Díaz et al., 2015; García-Nieto et al., 2019; Schirpke et al., 2014; Schleyer et al., 2017; Steger et al., 2018; Tengö et al., 2017; Washbourne et al., 2020) окреслимо такі тренди трансдисциплінарної співпраці в галузі ЕП:

- інтеграція наукових дисциплін та їхньої методології;
- злиття знань із різних джерел (наукових і ненаукових);
- залучення стейкхолдерів із різних сфер і шаблів (науковців,

землевласників, користувачів ЕП, представників місцевих громад, підприємців, управлінців тощо);

- зведення всієї сукупності уявлень про ЕП різних зацікавлених сторін;
- об'єднання різних цілей для застосування концепції ЕП на практиці;
- консолідація перспектив розвитку різних сфер діяльності задля досягнення компромісу між використанням і збереженням ЕП.

1.4. Вітчизняний та закордонний досвід застосування ландшафтного підходу в оптимізації природокористування

Колектив німецьких авторів у праці «*Linking ecosystem services and the cultural landscape*» (Schaich et al., 2010) наводить порівняльний аналіз цілей, підходів та методологій досліджень у царині екосистемних послуг і культурних ландшафтів (КЛ). Акцент саме на ці дві концепції зроблено через багато спільних рис і дотичних інтересів. Зокрема, автори підкреслюють комплексність і міждисциплінарність та спільний, на їхню думку, об'єкт досліджень. При цьому концептуальне порівняння двох вибірок із 20 найновіших праць (Schaich et al., 2010), присвячених ЕП і КЛ, дозволив встановити низку важливих відмінностей:

- дослідження КЛ мають більш емпіричний характер порівняно з дослідженнями ЕП;
- якщо ЕП розглядаються на перетині екології, економіки, політології, то КЛ потрапляють у фокус географічних дисциплін, соціології та землекористування;
- концепція ЕП розглядає людину як споживача благ і рушійної сили їхньої деградації, а концепція КЛ – як управлінця та трансформатора ландшафту;
- дослідження КЛ характеризуються більшою територіальною прив'язкою та розглядаються виключно в умовах конкретних ландшафтів, тоді як дедалі більше науковців втілюють спроби глобальної оцінки ЕП;

- часова шкала досліджень ЕП охоплює сучасність і майбутні зміни, а дослідження КЛ здебільшого стосуються минулого, яке вплинуло на сучасний стан ландшафтів.

Ми погоджуємося із головною ідеєю аналізованої статті, яка підкреслює необхідність кооперації двох дослідницьких спільнот навколо комплексних досліджень ЕП крізь призму особливостей ландшафту. Ландшафти являють собою територіальні одиниці, де мешкають і господарюють люди, і водночас простір, де сформувалися та надають послуги екосистеми. Отже, ландшафт можна розглядати як репрезентативний оперативний рівень для дослідження та оптимізації взаємовідносин між суспільством і навколишнім середовищем. Особливо актуальний такий підхід на територіях, які зазнали суттєвої антропогенної трансформації. Зокрема, він дозволить з'ясувати, яким чином довготривалий процес трансформації ландшафту впливає на сучасну здатність екосистем надавати ті чи інші послуги. За майже столітній період розвитку ландшафтних досліджень напрацьовано широкий набір методів якісного та кількісного аналізу, а також великий досвід прийняття управлінських рішень щодо стратегій землекористування на локальному рівні.

У межах ландшафтного підходу вітчизняні науковці (Петлін & Міщенко, 2021) виділяють вузькоспеціалізовані відгалуження: антрополандшафтний (досліджує КЛ), генетичний (аналізує зміни за впливу техногенних навантажень), просторово-системний (вивчає системні властивості ландшафту), еколого-ландшафтознавчий (застосовується в процесі ОВД), геоекологічний (міждисциплінарний синтез усього вище переліченого) тощо.

Визначень ландшафту, як і напрямків застосування ландшафтного підходу, в сучасній науці запропоновано чимало. Деякі з них критично аналізують Пер Ангельстам зі співавторами (Angelstam, Grodzynskyi, et al., 2013). Аналогічно до ЕП ландшафт можна розглядати як граничний об'єкт із поліваріантним трактуванням поняття та надзвичайно широким методологічним інструментарієм. Вибір конкретних підходів і методів зазвичай залежить від кінцевої мети дослідження (Arts et al., 2017). З усього різноманіття ми обрали ті

варіації трансдисциплінарного ландшафтного підходу, котрі, на нашу думку, найбільш комплементарні ідеям концепції ЕП.

В Україні ландшафти як поліструктурне, поліфункціональне та полігенетичне утворення системно досліджувалися щонайменше за двома напрямками: 1) з позиції геосоціосистемології, запропонованої М. А. Голубцем (2005, 2011, 2013, 2014a, 2014b); 2) у розрізі трансдисциплінарної геоекології І. С. Круглова (2005, 2006, 2016, 2019, 2020). Кожен з окреслених напрямів розглядається авторами як комплексна дисципліна, котра пропонує багатопараметричні геопросторові конфігурації, придатні для дослідження ЕП. Незважаючи на очевидні спільні риси, концепції геосоціосистемології та трансдисциплінарної геоекології мають багато відмінностей.

Визначаючи геосоціосистеми, М. А. Голубець робить акцент на рушійну силу соціальної складової: *«Провідним компонентом кожної геосоціосистеми є соціальна людина чи група людей, передовсім тому, що її невід'ємною рисою є виробнича діяльність – соціальний речовинно-енергетичний та інформаційний обмін, а також тому, що регуляторну роль у цьому обміні, як і в загальній структурно-функціональній організації геосоціосистеми, виконує людський інтелект»* (Голубець, 2005, с. 60). Академік наголошує, що біосфера під впливом людського суспільства перетворилася на трофічну, ресурсну та середовищну базу так званої «соціосфери», а ігнорування соціальних, національних і етнічних потреб веде до створення неперспективних нетривких еталонних керівних систем, приречених на перебудову або й зовсім руйнування. У якості другого визначального компонента науковець вбачає ландшафт як ділянку земної поверхні, яка окреслює геопросторові межі геосоціосистеми. Третя вагома складова – вид, характер, потужність і трансформаційна сила виробничої діяльності. Як приклад автор наводить землеробство, скотарство, лісництво, промисловість, містобудівництво тощо.

Геоекосистема (ГЕС) І. С. Круглова визначається не як реальний об'єкт, для якого пропонується термін геоекологічний комплекс, або ландшафт, а як теоретична геопросторова процесна модель ландшафту, котра слугує для його

пізнання. Окремі властивості ландшафту розглядаються як компоненти ГЕС. Автор зауважує, що залежно від кінцевої мети дослідження один геоекологічний комплекс може описуватися кількома різними ГЕС. Окрему увагу науковець приділяє так званім адаптивним поєднаням суспільно-природним ГЕС, відомим у міжнародній літературі як соціально-екологічні системи (СЕС). У праці «Трансдисциплінарна геоекологія» знаходимо: *«такі ГЕС реалізують за допомогою принаймні двох геоекологічних симуляторів – один з них геопросторово моделює певне природне явище (динаміку продуктивності агроценозів або лісостанів, запасів карбону, чисельності певної тваринної популяції, видового різноманіття тощо), а інший – процес прийняття та втілення управлінських рішень щодо оптимізації цього явища»* (Круглов, 2020, с. 88). Саме у концептуальній базі СЕС знайшли своє відображення спроби гармонізації концепції ЕП і ландшафтного підходу (Plieninger et al., 2014).

Праці М. А. Голубця мають більше світоглядне спрямування. Їхня головна мета – привернути увагу науковців до потужного трансформуючого потенціалу соціосфери, яка, на погляд автора, вже вийшла за межі біосфери з освоєнням ближнього космосу. Причому, вчений застерігає від розглядання соціуму як структурного компоненту екосистем. Людина, згідно з концепцією геосоціосистемології, діє як зовнішній цілеспрямований екологічний фактор, орієнтований на отримання бажаної вигоди від антропогенно-трансформованої екосистеми. Концепція трансдисциплінарної геоекології має більш прагматичну природу, базується переважно на надбаннях геоматики і має на меті розробку дієвих інструментів стратегічного менеджменту ЕП.

Серед багаточисельних закордонних праць, присвячених спробам синтезу ландшафтного підходу з концепцією ЕП, привертає увагу вчення про стійкість ландшафту (Wu, 2013). Автор визначає його як нову прикладну, просторово-детерміновану науку, орієнтовану на розуміння та поліпшення динамічних відносин між ЕП і добробутом людей у мінливих ландшафтах в умовах невизначеності, котра виникає через вплив внутрішніх і зовнішніх чинників. Під стійкістю ландшафту тут розуміється його здатність забезпечувати

довгострокову реалізацію специфічних для регіону ЕП, необхідних для підтримки та зростання добробуту населення, незважаючи на природні та соціокультурні зміни. Це визначення визнає задоволення потреб людини кінцевою метою ландшафтної стійкості та зосереджується на суспільно важливих ЕП з урахуванням особливостей екосистем та їхнього поєднання в складі кожного конкретного ландшафту. Науковець акцентує увагу на необхідності дослідження не лише антропогенного впливу на ЕП, але і впливу ЕП на різні аспекти людського добробуту.

Чимало дослідників пропонують використовувати термін ландшафтні послуги (ЛП) у доповнення до ЕП або і взагалі як альтернативу (Fagerholm et al., 2019; Hou et al., 2021; Keller & Backhaus, 2020; Opdam, 2020; Termorshuizen & Opdam, 2009; Vallés-Planells et al., 2014; Zhou et al., 2019). Розмежовуючи ці два поняття, вони акцентують увагу на тому, що людина не входить до складу екосистеми як її компонент, а лише виконує роль трансформуючого чинника. Як зазначалося вище, такого ж погляду дотримувався М. А. Голубець (2005). Люди постійно трансформують свій життєвий простір, що призводить не лише до змін у структурі землекористування, але й до різноманітності сприйняття цінностей, пов'язаних із ландшафтом (Fagerholm et al., 2012). Водночас ландшафт не зводиться до сукупності екосистем на певній території, а розглядається як складна система, яка сформувалася в певних просторових рамках за синергічного впливу природних процесів і людської діяльності, та поєднує екологічну складову з соціальною. Надання ландшафтами послуг, на думку прихильників концепції, забезпечується завдяки горизонтальним взаємозв'язкам між екосистемами в складі ландшафту та вертикальним зв'язкам всередині окремих екосистем.

В основу класифікації ЛП покладено загальну міжнародну класифікацію ЕП, яку доповнено такими додатковими класами послуг (Vallés-Planells et al., 2014): 1) забезпечення повсякденних справ (місце проживання, місце для господарської діяльності, місце для переміщення); 2) регулювання просторової структури (з'єднання елементів простору, забезпечення буферних зон, забезпечення просторової гетерогенності); 3) підтримка здоров'я людини

(фізичного і психічного); 4) забезпечення морального задоволення (пасивного, наприклад, милування краєвидами й активного, наприклад, від спортивного орієнтування); 5) надання можливостей для самореалізації (наукові та дидактичні ресурси, творче натхнення); 6) соціальна самореалізація (соціальні взаємодії, місцева ідентичність). З наведеного переліку робимо висновки про посилений акцент на соціокультурну складову виділених ЛП.

На користь використання поняття ЛП замість ЕП наводиться низка аргументів. Зокрема, в багатофункціональних, фрагментованих поселенських ландшафтах забезпечення послуг залежить не стільки від особливостей окремих невеликих ділянок екосистеми, скільки від просторової взаємодії між ними, а також між цими ділянками й елементами інфраструктури (пішохідні доріжки, автотраси, колії). Мережа таких зв'язків забезпечує синергію та компроміси між послугами (Termorshuizen & Opdam, 2009). Прихильники концепції ЛП критикують монетарний підхід до оцінювання ЕП (Albert et al., 2014; Fagerholm et al., 2012), тоді як добробут місцевих спільнот оцінюється не стільки економічними показниками, скільки соціальними складовими (Plieninger et al., 2015).

Нам ближча позиція тих авторів, які шукають способи гармонічно поєднати два підходи, визнаючи при цьому право їхнього окремого існування (Canedoli et al., 2022; Freeman et al., 2015; Opdam, 2020). Варта уваги пропозиція виділяти одиницю вищого рангу, так званий «концепт послуг», який містив би всі варіації трактування екосистемних, ландшафтних послуг, послуг довкілля, котрі підкреслюють зв'язок між біофізичними системами (екосистемами або ландшафтами) і людськими цінностями (Termorshuizen & Opdam, 2009). На нашу думку, поки тривають дискусії методологічного характеру та евристичні пошуки способу інтеграції існуючих підходів, найкраще висунутим вимогам відповідає підхід до вивчення ЕП, який здійснюється в концептуальних рамках СЕС (Angelstam et al., 2019).

Концептуальні рамки СЕС надають змогу науковцям і практикам аналізувати складні, нелінійні залежності, які характеризують взаємодію між біофізичною та суспільною сферами, й орієнтуватися в нових

епістемологічному, онтологічному, аналітичному і практичному просторах інтеграції знань для прийняття ефективних управлінських рішень (Pulver et al., 2018). Хоча термін «соціально-екологічна система» вперше був ужитий у 1970 році (Colding & Barthel, 2019), поштовхом для інтегральних досліджень соціальних та екологічних систем стали через двадцять років праці Еліно́р Остро́м (Ostrom, 1990, 2009). Зв'язки ж між соціальною й екологічною підсистемами вперше дослідили Фікрет Беркес і Карл Фольке, розглядаючи людську спільноту як компонент природного середовища (Berkes & Folke, 1998). Універсального визначення соціоекосистеми наразі немає, здебільшого в наукових працях автори уточнюють власне розуміння терміну, яким вони послуговувалися, проводячи дослідження. В окремих випадках замість визначення подається перелік характерних рис, притаманних різним СЕС (Colding & Barthel, 2019; Redman et al., 2004).

Нижче наводимо важливі, на наш погляд, властивості СЕС, які відрізняють їх від інших складних систем:

- нелінійна й непередбачувана динаміка, значною мірою залежна від параметрів простору та часу (Delgado-Serrano et al., 2015);
- перманентно нерівноважний стан, що ускладнює застосування традиційних методичних підходів і потребує адаптивного менеджменту (Schoon & van der Leeuw, 2015);
- високий рівень невизначеності, залежність від управлінських рішень (Angelstam, Grodzynskyi, et al., 2013);
- здатність сприяти або перешкоджати досягненню Цілей сталого розвитку на різних рівнях і в різних масштабах (Partelow, 2018);
- потребують довгострокових досліджень для розуміння внутрішніх зв'язків і процесів (Redman et al., 2004);
- можуть досліджуватися з використанням вторинних даних: як актуальних, так і ретроспективних (Partelow, 2018).

Здатність СЕС надавати ЕП також розглядається як системна властивість, яка може поліпшуватися або погіршуватися у відповідь на різні управлінські

стратегії та глобальні зміни (Sarkki et al., 2017). При цьому повнота реалізації ЕП у різних СЕС залежить не лише від ємності та стану екологічної підсистеми, але й від соціокультурного та інституційного контекстів соціальної підсистеми (Quintas-Soriano et al., 2018).

Через поєднання соціальної та екологічної структури в рамках СЕС концепція ЕП тісно пов'язана з питаннями масштабу. Багато проблем, з якими стикаються спільноти під час управління природними ресурсами, виникають через невідповідність між масштабом управління та масштабом (масштабами) екологічних процесів, якими керують (Cumming et al., 2006). Переваги окремих ЕП (регулювання клімату, біосеквестрація вуглецю) можна оцінити лише в *глобальному* масштабі за великий проміжок часу, хоча вони й забезпечуються на *місцевому* рівні рік за роком. Продовольче забезпечення залежить, серед інших факторів, від *місцевих* процесів запилення, *регіонального* водопостачання та тенденцій *світового* ринку. І, навпаки, *макроекономічна* політика субсидування цін на продукти харчування може призвести до змін у структурі *місцевого* землекористування, спричиняючи зміни в пропозиції ЕП. Отже, ЕП – продукт складних взаємопов'язаних компонентів СЕС, який залежить від їхньої взаємодії та зворотного зв'язку з безліччю факторів, котрі можуть функціонувати в різних масштабах. Тому активно ведуться пошуки ефективного багатошкального або/і міжшкального оцінювання як параметрів самих СЕС, так і ЕП, які вони надають (Cumming et al., 2006; Martín-López et al., 2017; Scholes et al., 2013).

Низка науковців при аналізі ЕП використовує поняття ландшафту й СЕС як синоніми (Angelstam, Elbakidze, et al., 2013; Angelstam, Grodzynskyi, et al., 2013; Cook et al., 2012; Fischer, 2018), інші – шукають методи застосування ландшафтного підходу до оцінки СЕС і управління ними (Martín-López et al., 2017; Sharma et al., 2016). Інтерпретація ландшафту як СЕС полегшує геопросторове окреслення меж досліджуваних систем і водночас забезпечує єдність різноспрямованих досліджень у галузі.

Загалом усі розглянуті в підрозділі підходи не суперечать один одному, а сприяють формуванню спільного інформаційно-методологічного поля з усім

наявним різноманіттям трактувань, яке поєднує два граничних об'єкти: ландшафт і екосистемні послуги. Соціоекосистема, геосоціоекосистема М. А. Голубця і геоекосистема І. С. Круглова – доволі гнучкі в тлумаченні поняття, які територіально геопозиціоновані в межах ландшафту і являють собою редуковані моделі реального поліструктурного та поліфункціонального ландшафту. При цьому СЕС традиційно використовується при дослідженні ЕП, геосоціоекосистема робить акцент на соціальну складову, а ГЕС досліджується засобами геоматики.

1.5. Концептуальні засади інтегративного підходу

З огляду на сучасну множинність визначень понять і термінів, пов'язаних із дослідженням розглянутих у попередніх підрозділах граничних об'єктів, нижче наводимо власне трактування їхнього змісту. Розглянуто лише ті контексти, які відповідають предмету дослідження та поставленим завданням. За браком в україномовній науковій літературі уніфікованої термінології та через труднощі перекладу іншомовної спеціальної лексики в переліку поруч із українськими назвами подано загальновживані терміни мовою оригіналу.

Екосистемні послуги (англ. *ecosystem services*) – комплекс матеріальних і нематеріальних благ, обумовлений функціонуванням екосистеми, який прямо чи опосередковано сприяє екологічній стійкості ландшафтів і підвищенню суспільного добробуту населення. Від інших екосистемних функцій, явищ і процесів відрізняються здатністю приносити користь бенефіціарам та можливістю чіткої ідентифікації груп стейкхолдерів. Класифікацію ЕП наводимо нижче згідно з Millennium Ecosystem Assessment (2005).

Ресурсні ЕП (англ. *provisioning ecosystem services*) – матеріально-сировинна продукція, яка виробляється екосистемою та споживається людиною (продовольчі, сировинні, лікарські, генетичні ресурси, питна й технічна вода, поживні речовини, енергія).

Регулювальні ЕП (англ. *regulating ecosystem services*) – екосистемні процеси, які забезпечують комфортні для проживання та господарювання

населення природні умови, компенсуючи негативний антропогенний вплив на довкілля та стабілізуючи екологічні ризики природного походження (формування мікроклімату і якості повітря, секвестрація та депонування органічного вуглецю, очищення стічних вод, підтримання родючості ґрунтів, запилення сільськогосподарських угідь, біологічний контроль шкідників).

Культурні ЕП (англ. *cultural ecosystem services*) – нематеріальний внесок екосистем у забезпечення естетичних, освітніх, творчих, рекреаційних потреб населення, набуття духовного досвіду, етнічно-культурної ідентичності для досягнення культурного, мистецького, психо-емоційного й ментального елементів суспільного добробуту (натхнення для мистецтва, відпочинок, формування світогляду, науково-освітній простір, підтримка фізичного та психічного здоров'я, почуття дому, духовне почуття належності).

Підтримуючі ЕП (англ. *supporting ecosystem services*) – фундаментальні внутрішні процеси і явища, які забезпечують екологічну стійкість ландшафтів, сприяють нормальному функціонуванню екосистем, зумовлюючи їхню здатність надавати суспільно корисні екосистемні послуги (підтримання біорізноманіття, забезпечення життєвого простору для живих організмів, фото- і хемосинтез, біогеохімічні цикли елементів і речовин, ґрунтогенез).

Ресурсні, регулювальні та культурні послуги безпосередньо споживаються бенефіціарами, сприяючи суспільному добробуту. Їх відносять до групи **кінцевих ЕП** (англ. *final ecosystem services*), а підтримуючі розглядають окремо як передумови до їхньої реалізації (рис. 1.1) і класифікують як **проміжні ЕП** (англ. *intermediate ecosystem services*).

Деякі автори, здебільшого вітчизняні, ототожнюють поняття природного капіталу, екосистемного капіталу, екосистемних функцій, природних ресурсів з екосистемними послугами. Ми не поділяємо такого підходу, вбачаючи чітку ієрархічну структуру між цими поняттями (рис. 1.1). **Природний капітал** (англ. *natural capital*) можна визначити як світові запаси природних активів: сукупності компонентів біосфери, функцій і процесів, на яких базуються всі можливі ЕП в глобальному масштабі. Деякі чинники, наприклад, сонячна енергія,

ультрафіолетове опромінення, вплив гравітаційного поля Місяця також розглядаються як природний капітал, хоча й виходять за межі біосфери.



Рис. 1.1. Вплив природного капіталу на суспільний добробут через екосистемні послуги (за Khan, 2020 із доповненнями авторки)

Екосистемний капітал (англ. *ecosystem capital*) – вужче поняття, яке окреслює частину природного капіталу, обмеженого природним потенціалом екосистеми конкретного типу. Іншими словами це запаси екосистемних активів, які забезпечують потік ЕП на певній території. Екосистемний капітал формується не лише завдяки набору внутрішніх компонентів, явищ і процесів, але й під впливом мережі оточуючих екосистем. Підтримуючі ЕП являють собою механізм регулювання реалізації окремих послуг із загального екосистемного капіталу. Фактично це ЕП, бенефіціаром яких є сама екосистема, а не людина. Однак опосередковано вони також беруть участь у формуванні суспільного добробуту, забезпечуючи реалізацію кінцевих ЕП, які безпосередньо споживаються населенням. Успішна реалізація екосистемного потенціалу у вигляді ЕП у сучасну епоху антропоцену нерідко потребує вкладу інших видів капіталу: людського, виробничого, фінансового, соціального тощо. Сприяння реалізації підтримуючих ЕП і залучення різних видів капіталу задля успішної реалізації кінцевих ЕП – важливі аспекти екосистемного менеджменту, на якому

базується політика невиснажливого природокористування.

Стейкхолдери (англ. *stakeholders*) – індивіди або групи, які мають прямий чи опосередкований інтерес у функціонуванні екосистем та послугах, які вони надають, або ті, чия діяльність впливає на ці послуги. Категорія охоплює місцеві громади, фермерів, землевласників, урядові установи, науковців, неурядові організації, підприємства, туристів та інші зацікавлені сторони, які користуються ЕП або залежать від них для забезпечення своїх соціальних, економічних та екологічних потреб.

Ландшафт – складна відкрита просторово-цілісна система, до складу якої входять матеріальні та нематеріальні структурні компоненти природного й антропогенного походження, а властивості значною мірою залежать від місцезнаходження на земній поверхні. Природний потенціал ландшафту та ступінь його антропогенної трансформації визначають набір послуг, які можуть надавати екосистеми в його складі. Водночас ландшафт можна розглядати як простір для спільного навчання в процесі трансдисциплінарних досліджень і розроблення адаптивних систем управління природокористуванням (узагальнення з Angelstam, Grodzynskyi, et al., 2013).

Агроландшафт – антропогенно трансформований ландшафт, який сформувався внаслідок взаємодії природних процесів і сільськогосподарської діяльності. Структурно це складна система, утворена сільськогосподарськими угіддями (поля, сади, пасовища, сіножаті тощо), агроеліоративними мережами, залишковими фрагментами природних екосистем, забудовою та іншими елементами, що забезпечують продуктивність і стабільність агроекосистем. Агроландшафт характеризується специфічними екологічними, економічними та соціальними функціями, спрямованими на забезпечення потреб людини в харчових продуктах, сировині та інших ресурсах.

Геоекотон – складне просторово-часове природне або природно-антропогенне утворення в зонах контакту різномірних ландшафтів, здатне акумулювати і трансформувати речовинно-енергетичні та інформаційні потоки із суміжних контактних зон (узагальнення з Дем'янчук, 2011; Денисик, 2014).

Соціально-екологічна система, соціоекосистема (англ. *social-ecological system, socio-ecosystem, socioecosystem*) – безперервно-динамічна, цілісна, складна система біофізичних і соціальних факторів, які взаємодіють у різних просторових, часових та організаційних масштабах (узагальнення з Redman et al., 2004).

Інтерпретуючи ландшафт через категорії СЕС, дотримуємося концептуальної основи (англ. *framework*), розробленої Елінор Остром (McGinnis & Ostrom, 2014). Екологічна підсистема у цій моделі представлена двома групами змінних першого рівня: (1) ресурсними системами (англ. *resource systems*) і (2) ресурсними одиницями (англ. *resource units*) (рис. 1.2). Система ресурсів генерує одиниці ресурсів, які можна споживати в багатьох формах. Синтезуючи концепції ЕП і СЕС з ландшафтним підходом, розглядаємо ландшафт як ресурсну систему з укладеним у нього екосистемним капіталом. Ресурсні одиниці є складовою ресурсної системи й можуть бути інтерпретовані як конкретні ЕП з загального пулу екосистемного капіталу.

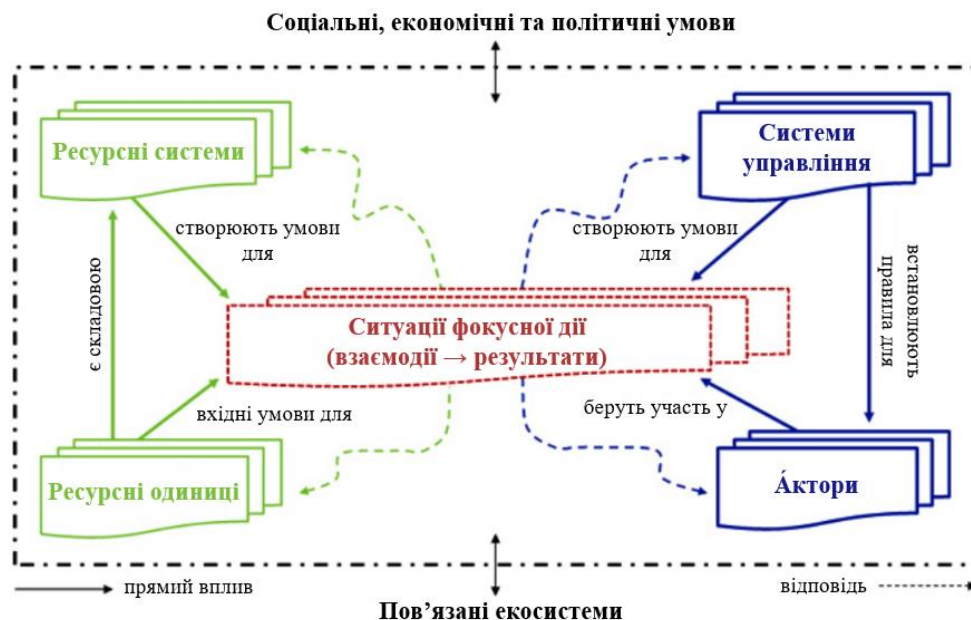


Рис. 1.2. Концептуальна основа багатокомпонентної СЕС
(McGinnis & Ostrom, 2014)

Соціальна підсистема СЕС також містить дві ієрархічно організовані групи змінних першого рівня: (1) системи управління (англ. *governance systems*) і (2) актори (англ. *actors*) – суб'єкти соціальної дії з активною позицією, котрі чинять

вплив на інших представників соціуму в межах правил, встановлених у галузі управлінським апаратом. Кожна система управління має повноваження щодо певних груп суб'єктів, визначаючи доступні їм варіанти дій. Актори прагнуть досягти індивідуальних і/або колективних цілей у галузі споживання кінцевих ЕП в умовах біофізичних обмежень конкретних СЕС, соціальних дилем, когнітивних обмежень і етнокультурних цінностей.

Змінні першого рівня залежно від ситуації розширюються за потреби з великого набору змінних другого рівня. Наприклад, розглядаючи ресурсні системи, можна враховувати місцезонашування, різновид і розміри, продуктивність, ступінь антропогенної трансформації, ємність тощо. Ресурсні одиниці можна аналізувати з позицій цінності, економічної вартості, взаємодії з іншими ЕП, просторового і/або часового розподілу та інших показників. Системи управління можуть бути представлені урядовими або/і неурядовими організаціями, правом власності, нормативними документами. Актори характеризуються кількісними показниками, рівнем знань і попереднім досвідом, соціоекономічними атрибутами, залежністю від окремих ЕП, технологічними можливостями тощо.

Розглянуті змінні тією чи іншою мірою впливають на розвиток ситуації фокусної дії (англ. *focal action situations*) – сукупності умов і обставин, за якої відбувається взаємодія всіх чотирьох розглянутих компонентів конкретної СЕС. Результати такої взаємодії відображені різними формами зворотного зв'язку з кожною групою змінних першого рівня.

СЕС не можуть існувати ізольовано від оточення, вони взаємодіють і зазнають впливу з боку сусідніх екосистем та соціальних, економічних і політичних умов, одночасно впливаючи й на них. Зовнішні фактори впливають не лише на СЕС як цілісну систему, але й на окремі її компоненти.

Ми вважаємо, що автори концептуальної основи СЕС (McGinnis & Ostrom, 2014) запропонували ефективну модель для розуміння факторів, які визначають стійкість СЕС, або для дослідження причин відсутності такої шляхом поділу складної системи на самостійні логічні підсистеми, котрі можна досліджувати в

комплексі або окремо в контексті конкретної ситуації.

Окрім природного капіталу, досягненню суспільного добробуту через реалізацію ЕП у соціоекосистемах сприяє **соціальний капітал** (англ. *social capital*). Його визначають як громадський ресурс, що охоплює мережі соціальних структур, комплекс стосунків, ставлень і цінностей, об'єднаних для спільної суспільно корисної діяльності (Putnam, 2000). Поняття соціального капіталу багатогранне, стосується індивідуальних і колективних вигод, закладених у відносинах між окремими акторами, громадами та інституційними системами управління. Міцні соціальні зв'язки на рівні громади можуть посилити потоки ЕП шляхом сприяння колективним діям і сталому управлінню природними ресурсами. І навпаки, порушення в екосистемі впливатимуть на мережі довіри, взаємності та обміну всередині громад і між спільнотами, змінюючи відносини між людиною та довкіллям (Barnes-Mauthe et al., 2015).

Адаптивне управління – термін, який ми залежно від контексту вживаємо до різних об'єктів управління у сфері природокористування: екосистемних послуг, соціоекосистем, їх окремих компонентів, ландшафтів тощо. Він передбачає здатність обґрунтовано обирати й поєднувати різні стилі господарського управління залежно від ситуації фокусної дії (рис. 1.2) з урахуванням якомога ширшого кола ситуативних чинників. Ефективне адаптивне управління передбачає узгоджену взаємодію стейкхолдерів, відкритість, динамічність, відповідальність.

Адаптивне управління спочатку було сформульоване як спосіб боротьби з невизначеністю та складністю на заміну негнучким заздалегідь встановленим приписам управління (Holling, 1978). На практиці воно набуло рис міжгалузевої та міжінституційної співпраці, котра дедалі більше покладається на ситуаційне спільне навчання. У такий спосіб колективне управління й адаптивне управління злилися в сумісний процес **адаптивного спільного (колективного) управління**. Генерація знань і безперервний процес навчання стали центральними питаннями в такому колегіальному підході до управління (Berkes, 2009). Зацікавлені сторони відстежують результати своїх рішень і дій, збираючи дані та відгуки, щоб оцінити

ефективність ужитих заходів. Підхід наголошує на гнучкості стратегій управління та процесів прийняття рішень. Ця гнучкість дає змогу вносити коригування на основі нової інформації, мінливих умов або несподіваних подій.

Висновки до розділу 1

Аргументовано залежність довгострокової стійкості агроландшафтів та послуг, які вони надають суспільству, від збереження біорізноманіття на ландшафтному рівні. Розглянуто адаптивне управління як системний підхід, який дозволяє гнучко реагувати на зміни в екосистемах, враховуючи невизначеність та динамічність природних процесів.

Обґрунтовано теоретичні засади інтеграції концепції екосистемних послуг у стратегії збереження біорізноманіття й оптимізації агроландшафтів.

Досліджено історичні етапи становлення вчення про ЕП. На основі аналізу доступної наукової літератури виокремлено сім комплексних напрямів досліджень у цій царині, представлених щонайменше двадцятьма відгалуженнями.

Встановлено відчутний дисбаланс у структурі наукових досліджень ЕП в Україні з переважанням еколого-економічного напрямку і зміщенням акценту в бік монетарної оцінки та розробки механізмів плати за окремі послуги. У контексті інтернаціоналізації вітчизняної науки в галузі ЕП виявлено прогалини в царині трансдисциплінарних комплексних досліджень екологічної та соціальної складових СЕС різних ієрархічних рівнів.

Показано визначний внесок концепції ЕП у сучасну науку. Це водночас світоглядний зміст, предмет фундаментальних досліджень, методологічна основа для реалізації прикладних проєктів, практичний підхід до управління природокористуванням, платформа для співпраці міжнародних урядових і неурядових організацій, засіб продукування нових знань. Різні аспекти ЕП як граничного об'єкту рівноцінно актуальні й досліджуються в межах конкретних наукових дисциплін, а також на полідисциплінарному, міждисциплінарному та трансдисциплінарному рівнях. Окреслено перспективні тренди трансдисциплінарної співпраці в галузі ЕП.

На підставі аналізу вітчизняного та закордонного досвіду застосування ландшафтного підходу до організації та оптимізації природокористування поліструктурність ландшафту прийнято за опорний концепт для подальшого дослідження ЕП на регіональному рівні.

Визначено понятійний апарат і окреслено концептуальні рамки дослідження. Узагальнено, доповнено й конкретизовано дотичні категорії в концепціях ЕП і СЕС з урахуванням ландшафтного підходу.

РОЗДІЛ 2.

УМОВИ ТА МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Особливості формування агроландшафтів на теренах Чернівецької області

Дослідження гетерогенності ландшафту в новому столітті ознаменувалися розвитком континуальної парадигми ландшафтної структури поряд із традиційною дискретною мозаїчною моделлю (Cushman et al., 2010; McGarigal & Cushman, 2005). Представлення ландшафту як просторового континууму полегшує здійснення багатофакторного і полімасштабного аналізу екологічних взаємозв'язків на певній території. Як зазначає М. Д. Гродзинський (2013, с. 28–29): *«Ландшафтна екологія й справді має справу з гетерогенними просторами, однак її завдання полягає не в описі гетерогенності як такої, а в пошуку структур і конфігурацій, в яких цю гетерогенність можна представити як щось впорядковане»*. Такий підхід знайшов застосування в геоботанічних (Evans & Cushman, 2009; Schmiedel et al., 2015), урбоекологічних (Padilla & Sutherland, 2019), агроекологічних (Alignier et al., 2012; Kebede et al., 2018) дослідженнях, у геоматиці (Gao et al., 2019) і, нарешті, в аналізі ЕП (Birkhofer et al., 2018; Lázaro et al., 2022).

Чернівецька адміністративна область – найменша в Україні за площею. Вона обіймає 8100 км² (Сарчинська, 2021), проте об'єднує 93 види ландшафтів (Бучко, 2003). Територія має чітку висотну диференціацію від середньогір'я на заході, через горбисто-грядове передгір'я – до хвилястої підвищеної рівнини на сході області. Характеризуючи унікальність ландшафтної структури регіону, С. В. Дутчак (2014, с. 54) влучно зауважує: *«... протягом неповних чотирьох годин переїзду зі сходу на захід ландшафти різко змінюються – рівнинні на передгірні, а далі на гірські»*. Перепад висот за маршрутом протяжністю 214 км між крайніми західною і східною точками області складає 1369 м (рис. 2.1).

Складною ландшафтною структурою територія завдячує синергії комплексу факторів широтно-зональної та висотно-поясної диференціації (Чернега, 2013): тектонічних (розташування на стику платформи й орогенного

поясу), літоседиментогенетичних (переважання неогенової товщі піщано-глинистих моласових відкладів), орографічних (чергування широких долин із вузькими вододілами). Гідрографічна мережа окреслює геоморфологічні риси території Чернівецької області, відмежовуючи три морфоструктурних райони: Прут-Дністерську хвилясту підвищену рівнину, Прут-Сіретське передкарпатське горбисто-грядове передгір'я і Буковинське Карпатське низькогір'я та середньогір'я (Шевчук, 2019).

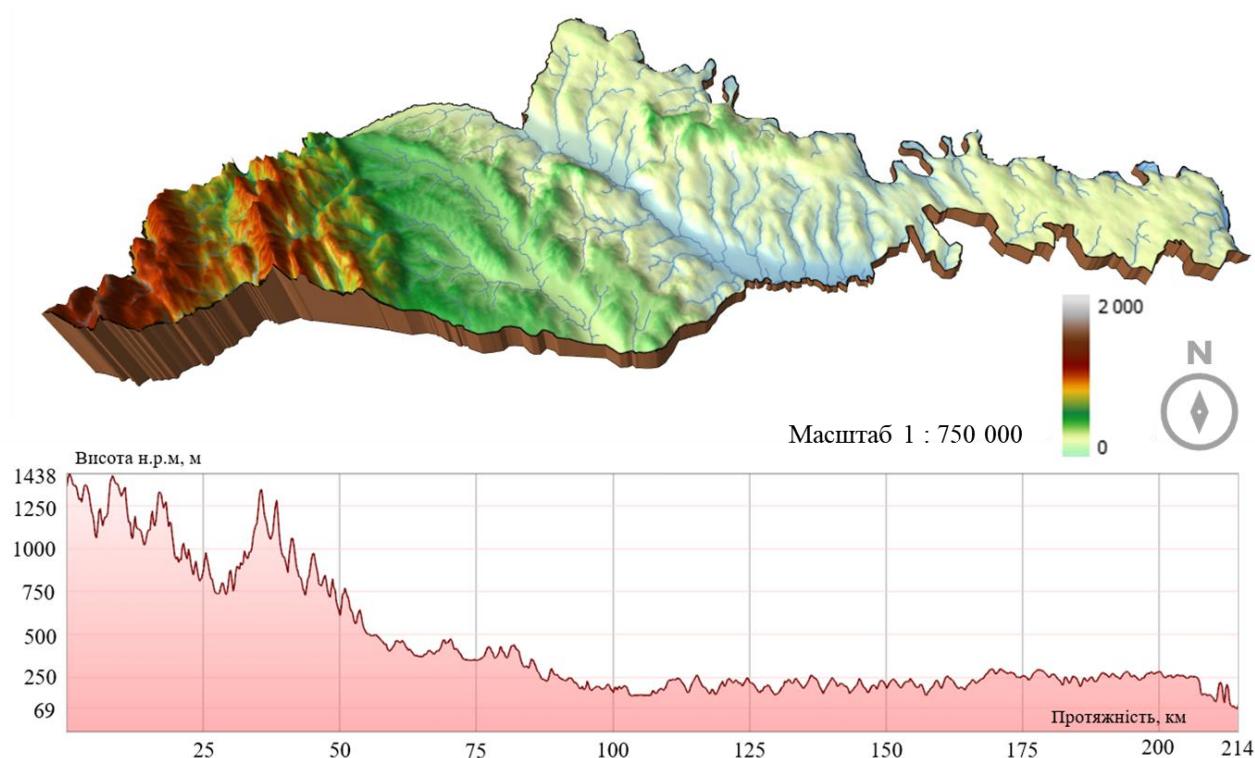


Рис. 2.1. Цифрова модель рельєфу та гіпсометричний профіль Чернівецької області (побудовано авторкою засобами QGIS і Google Earth Pro на основі відкритих геоінформаційних даних; масштаб зменшено)

Особливості рельєфу викликають контрастність природних умов у різних частинах області. Складна орографія поверхні трансформує основні кліматотвірні чинники, визначаючи мікрокліматичні відмінності між рівнинною, передгірською та гірською територіями (Холявчук, 2019). Ґрунтовий покрив також виявляє залежність від форм рельєфу. У гірській частині області переважають дерново-буроземні, у передгірській – дерново-підзолисті, у рівнинній – сірі лісові ґрунти та чорноземи (Польчина, 2005). Зі свого боку,

названі чинники абіотичного середовища, сприяють формуванню специфічних флористичних і фауністичних комплексів (Коржик та ін., 2015), типів природних оселищ (Куземко та ін., 2018).

Отже агроландшафти Чернівецької області формувалися під впливом двох контрастних типів рельєфу: гірського та рівнинного. Зона контакту між ними репрезентована передгірським геоекотонном, який поєднує в собі риси суміжних ландшафтів і водночас виявляє емерджентні властивості.

Починаючи з раннього палеоліту, ландшафтогенез на території нинішньої адміністративної Чернівецької області (історична назва краю – Північна Буковина та Північна Бессарабія) відбувався за активної антропогенної участі. На берегах р. Дністер і р. Прут виявлені найдавніші сліди людської культури ашельської епохи (300–100 тис. років до н.е.) (Ботушанський та ін., 1980; Костащук, 2012). На той час Прут-Дністерське межиріччя було однією серед найбільш заселених територій у межах сучасної України (Гродзинський, 2019). Археологічні знахідки свідчать, що ця спільнота чисельністю близько 350 осіб використовувала в господарстві понад 100 видів знарядь праці з кременя та кісток і полювала не менш як на 25 видів диких тварин (Ботушанський та ін., 1980). Антропогенне навантаження на ландшафти на той час мало локальний характер, однак осілий спосіб життя і культура колективного мисливства призвели до зменшення ареалів великих трав'янистих мисливських звірів. На думку деяких науковців, це у комплексі з кліматичними змінами призвело до палеолітичної екологічної кризи, яка позначилася зміною трав'янистих (пасовищних) геохор лісовими (детритними) (Гродзинський, 2019).

В епоху раннього неоліту розпочалося активне розселення напівкочових ранньоземлеробських племен зі сходу на захід, у долини р. Дністер, а згодом і р. Прут. Вони жили на одному місці доти, поки не знижувалися врожаї і не скорочувалася чисельність диких мисливських тварин. Згодом первісні землероби переселялися на нове місце (Ботушанський та ін., 1980). В епоху енеоліту від р. Дністер і аж до р. Черемош простягалися поселення трипільців з густотою населення від 0,4 осіб/км² у передгір'ї до 17,8 осіб/км² у долині р. Дністер (Костащук, 2012). Система господарювання трипільців була

орієнтована насамперед на освоєння сірих лісових ґрунтів, які піддавалися обробітку наявними знаряддями легше, ніж суглинкові чорноземи зі щільною дерниною. Тому вони активно вирубали деревний покрив навколо поселень (у радіусі до 10 км), розчищаючи землі не лише під посіви, але й для випасання худоби. Сукупно з ксеротизацією кліматичних умов це могло призвести до локального остепнення та формування чорноземів на території Придністер'я (Північної Бесарабії) і вторинної сукцесії широколистяних лісів передгірської частини Північної Буковини (Гродзинський, 2019).

Значно глибші зміни ландшафту відбулися на територіях Верхнього Подністер'я та Верхнього Попруття внаслідок впливу підсічно-вогневої системи землеробства часів скіфської (VIII–III ст. н.е), а відтак черняхівської культури (III–IV ст. н.е). Фактично це перший антропогенний процес, який обумовив ландшафтні зміни регіонального масштабу (Гродзинський, 2019). Археологічні знахідки свідчать про формування тут поселень на місці вирубаних смереково-букових і дубових лісів із довготривалою експлуатацією розчищених земель під оранку знаряддями плужного типу і для потреб приселищного скотарства. Для господарських потреб використовувалися виходи вапняку й гіпсу, глина, чорні та кольорові метали (Стеблій, 2007). Особливо ресурсомною була вичинка шкіри, для якої викопували чани, застосовували вапно, золу, деревне вугілля, дубову кору. Промислові масштаби шкіровиробництва пояснюються тим, що вичинену шкіру використовували для товарообміну (Войнаровський, 2006).

Синхронно на передгірській території Чернівецької області процвітала культура карпатських курганів. Річка Прут була чітким вододілом між цими двома старожитностями. На відміну від черняхівців, представники культури карпатських курганів заселяли перші та другі тераси малих річок. Дослідники припускають, що вони могли вдаватися до культивування змішаних посівів, зокрема зернових полікультур. А знайдені знаряддя праці свідчать про застосування орного землеробства і перелогової системи. Розширення орних площ здійснювали шляхом вирубки і спалення лісу. У структурі скотарства переважала велика рогата тяглова худоба. Болотяні руди слугували сировиною для металургійного виробництва. Як

допоміжні форми господарства фахівці називають лісові промисли. У якості експортної сировини видобували в промислових масштабах кам'яну сіль. Процес виварювання солі потребував великої кількості дров, що також сприяло знелісненню території (Вакуленко, 2010).

Антропогенізація регіону Буковинських Карпат розпочалася набагато пізніше, приблизно у XIII ст., після монголо-татарської навали. До того часу суцільно заліснені важкодоступні території, вірогідно, залишалися недосяжними для старожитніх спільнот. Постійне осіле населення тут з'явилося лише в XV ст. Цей період вважають завершальним у освоєнні земель Північної Буковини (Костащук, 2012). Міграція частини населення з передгір'я в низькогір'я супроводжувалася вимушеною зміною господарської системи із землеробської на скотарську. У XVI ст. поряд із випасанням худоби в букових лісах і заготівлею в лісі корму на зиму розпочалося розчищення площ навколо лісових лук на вигінні пасовища, що призвело до швидкого й суттєвого пониження верхньої межі лісу (Вакуленко, 2010; Коржик, 2012).

Проаналізовані історичні відомості дають змогу зробити висновок про просторово-часову неоднорідність заселення земель сучасної Чернівецької області та формування старожитніх елементарних ландшафтно-господарських систем (термін вжито за В. П. Коржиком, 2012, с. 89), які призвели до перших антропогенних змін ландшафтів.

У міру подальшого формування поселенської мережі сучасної Чернівецької області, в різних її частинах виокремлювалися риси регіональних етнокультурних ландшафтів. За визначенням Л. О. Безлатньої, етнокультурний ландшафт – це *«регіон, який упродовж тривалого часу заселений етносом (етносами) з характерними ознаками культури, побуту та господарювання, які сформували загальний образ, структуру та впливали на функціонування та подальший розвиток ландшафту»* (Безлатня, 2014, с. 129). Незважаючи на часті зміни державних утворень, до складу яких входив регіон у різні історичні періоди (Молдавське князівство, Османська імперія, Австрійська імперія, Румунія, СРСР, Україна), мультиетнічність на ранніх етапах (Ботушанський та

ін., 1980; Костащук, 2012) і багатонаціональність нині (Джаман та ін., 2020), а також глобалізаційні процеси, збереглася етнокультурна диференціація. У межах області виділяють Гуцульський, Буковинський рівнинно-підгірний, Молдовсько-Румунський і Бессарабський етноландшафтні регіони (Коржик, 2018). Їх розташування на мапі Чернівецької області узгоджується з морфопросторовою організованістю ландшафтів гір, передгір'я і рівнини.

Передусім регіональні формації етносів трансформують ландшафтну сферу в процесі агрокультурного господарювання. У гірсько-лісовій частині Чернівецької області сформувалися агроландшафтні системи лучно-пасовищного виду з осередковим землеробством. Лісо-лучні ландшафтні комплекси передгір'я характеризуються переважанням лучно-пасовищних і польових агроландшафтних систем. Рівнинні лісостепові ландшафтні комплекси Прут-Дністерського межиріччя представлені агроландшафтними системами із суттєвим переважанням польового виду виробничої діяльності (Скрипник, 2002), а останніми десятиліттями тут активно розвивається садівництво та ягідництво (Кілінська та ін., 2019).

Зауважимо, що зі зміною рельєфу різняться не лише структура агроландшафтів, але й інтенсивність агровиробничих впливів (Тимчук, 2021). Гірська південно-західна частина області має низьку сільськогосподарську освоєність через складний рельєф, малородючі і, часто, перезволожені ґрунти, доволі жорсткі метеорологічні умови, активні ерозійні та інші негативні геодинамічні процеси. Я. П. Скрипник (2002) виділяє тут лише п'ять агроландшафтних районів. Основу аграрного сектора складають малі форми господарювання зі спеціалізацією на вівчарстві, молочно-м'ясному скотарстві, свинарстві, а також кормовиробництві на природних кормових угіддях (полонинах). У галузі рослинництва переважає традиційне присадибне й наділове самоокупне землеробство. Збереженню екологічної рівноваги агроландшафтів сприяють великі осередки лісу, природних сіножатей і пасовищ, гідрологічні об'єкти, заповідні території.

Центральна передгірська частина області за відносно невеликої площі

охоплює десять фізико-географічних районів (Коржик та ін., 2015), завдяки чому територія неоднорідна за ступенем аграрної освоєності та характеризується значно меншою мірою спеціалізації в порівнянні з гірською. У межах Прут-Сіретського межиріччя виокремлено 17 агроландшафтних районів (Скрипник, 2002). Тваринницький комплекс тут представлений молочно-м'ясним скотарством, свинарством, вівчарством, птахівництвом. Природні сіножаті й пасовища забезпечують потреби кормовиробництва. Їхня частка в складі земель сільськогосподарського призначення досить велика: 39 % і 22 % відповідно (Скрипник, 2008). Земельні наділи у цій частині області дуже різняться за розмірами, територіальною організацією, формою власності, способами обробітку ґрунту й асортиментом сільськогосподарської продукції, яку на них вирощують. Невелика частка припадає на багаторічні насадження, решту земель відведено під овочівництво, буряківництво, картоплярство, зерновиробництво. Останніми роками зростають площі під олійними та технічними культурами. Незбалансована система сівозмін, використання на схилах важкої колісної техніки в радянський період, невдало підібрані агроеліоративні заходи призвели до активного розвитку екзогенних процесів: ерозії та зсувів. Водночас територія Буковинського Передгір'я достатньою мірою забезпечена лісами та природними луками для підтримки екологічної рівноваги ландшафтів.

Північна та Північно-Східна частини області характеризуються високим ступенем сільськогосподарської освоєності й мають найбільший аграрно-ресурсний потенціал. Прут-Дністерське межиріччя охоплює 26 агроландшафтних районів (Скрипник, 2002). Як і на решті території Чернівецької області, тут превалюють господарства приватного сектору з індивідуально- та сімейно-трудовами формами господарювання. Водночас відмічено становлення колективного фермерства з різними напрямками спеціалізації (Заячук, 2011). Галузь тваринництва представлена переважно молочно-м'ясним скотарством, свинарством і птахівництвом, рослинництво – зерновиробництвом, овочівництвом, буряківництвом і садівництвом. Інтенсифікація садівничої галузі супроводжується багаторазовим застосуванням

хімічних засобів захисту рослин (Федоряк та ін., 2017). Значні площі рівнинної частини області зайняті технічними олійними культурами, які вирощуються за інтенсивною технологією із залученням великих міжнародних агрохолдингів. Через неконтрольоване та науково необґрунтоване використання отрутохімікатів і мінеральних добрив у агровиробництві спостерігається суттєве погіршення геохімічних параметрів ландшафтів і напружена медико-екологічна ситуація на території Прут-Дністерського межиріччя (Гуцуляк & Наконечний, 2010).

Отже, проведений аналіз дає підстави зробити висновок про відмінність не лише природних, але й соціоекологічних умов у різних агроландшафтах, зумовлену як складними природними умовами краю, так і соціальними процесами етноконтактної зони. Завдяки цій особливості Чернівецька область являє собою унікальну платформу для проведення багаторічних трансдисциплінарних локально-орієнтованих досліджень.

З метою охоплення широкого діапазону мінливості агроландшафтів виділено три модельні території, які формують просторовий каркас проведеного дослідження (рис. 2.2).



Рис. 2.2. Розташування модельних територій на картосхемі адміністративної Чернівецької області

Гірська модельна територія охоплює типово гірські територіальні громади.

Це найвіддаленіша південно-західна територіальна одиниця, повністю розміщена у фізико-географічній гірській країні Українських Карпат (Національний атлас України, 2007). Території притаманний дисперсно-хуторський тип розселення з мозаїчним чергуванням лісових і полонинно-пасовищних угідь (Коржик, 2012). Визначальна характеристика модельної території – унікальне традиційне дрібнотоварне полонинське господарство (Лаврук, 2011). Коефіцієнт екологічної стабільності агроландшафтів тут найвищий по всій області – 0,87 (категорія екологічної стійкості – стабільна) (Беспалько & Хрищук, 2011).

Передгірська модельна територія виявляє властивості геоекотону, об'єднуючи різні форми рельєфу від горбистої рівнини на межі з обласним центром до лісо-лучного низькогір'я в області Скибових Карпат. Характеризується оптимальним значенням сучасного розселення з урахуванням демографічної ємності території (Заболотовська & Венців, 2022). Статус геоекотону підтверджується мозаїчністю природних комплексів, розгалуженою структурою форм господарювання і природокористування, багатонаціональним складом населення та іншими притаманними для контактних зон ознаками. Коефіцієнт екологічної стабільності агроландшафтів складає 0,64 (категорія екологічної стійкості – середньо стабільна) (Беспалько & Хрищук, 2011).

Рівнинна модельна територія розташована на сході області. Поселенська мережа території відзначається невеликим числом адміністративних одиниць, проте високими показниками людності населених пунктів (Маліновська, 2017). Характерна риса – інтенсивне агровиробництво на стадії активного підйому. Зокрема, тут розташовані найбільші в області площі плодових насаджень (понад 8 тис. га), які перебувають переважно в приватній власності. З них близько 100 га вирощуються за інтенсивною шпалерною технологією (Кілінська та ін., 2019). Протягом трьох століть розвитку садівництва на території колишнього району сформувалися специфічні садово-ландшафтні комплекси (Кирилюк, 2019). Коефіцієнт екологічної стабільності агроландшафтів тут становить 0,46 (категорія екологічної стійкості – стабільно нестійка) (Беспалько & Хрищук, 2011).

Детальніше характерні риси модельних територій проаналізовано в додатку А (табл. А.1) та екологічних профілях відповідних агроландшафтів (Розділ 3).

2.2. Методи геоінформаційних досліджень

Для побудови цифрової моделі рельєфу (рис. 2.1) використано геоінформаційні дані німецького радіолокаційного супутника TanDEM-X з просторовою роздільною здатністю 12 м (~ 1 arcsec) з гідрологічною мережею HydroSHEDS v10 (<https://www.hydrosheds.org/>) (Lehner et al., 2008). Об'ємну візуалізацію здійснено у вільній геоінформаційній системі QGIS (<https://qgis.org/>) версії 3.8.2-Zanzibar з надбудовою Qgis2threejs (<https://qgis2threejs.readthedocs.io/>). Гіпсометричний профіль згенеровано із застосуванням інструментів вільного інтерактивного сервісу Google Earth Pro (<https://earth.google.com/web/>).

Просторову гетерогенність ландшафтів як детермінанту широкого спектру потенційних ЕП визначали послідовно в двох вимірах: композиційному, відтак – конфігураційному (рис. 2.3).

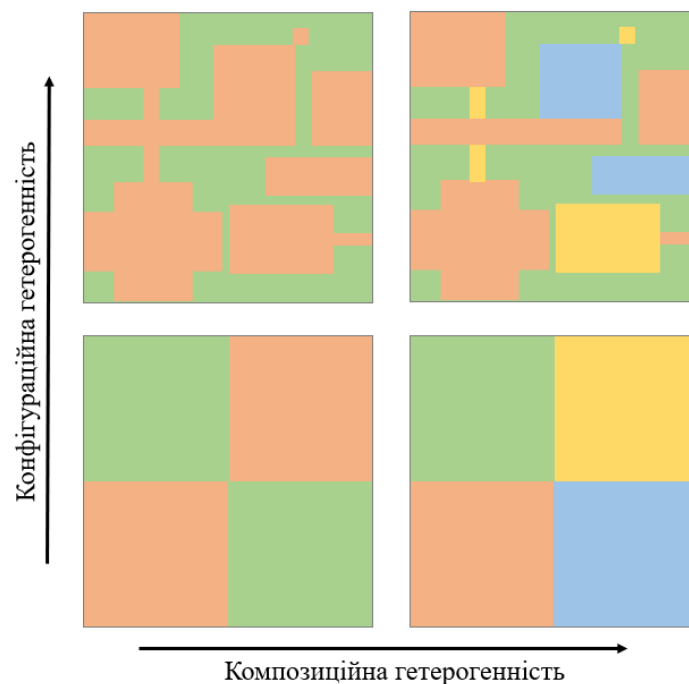


Рис. 2.3. Компоненти просторової гетерогенності ландшафту
(адаптовано авторкою з *Fahrig et al., 2011*)

Поняття композиції відсилає до природи фрагментів наземного покриття та їх відносної площі в складі ландшафту. Конфігурація виражає просторову організацію фрагментів: розподіл, складність форми, рівень агрегації або ізоляції, тощо. Два ландшафти можуть мати ідентичний композиційний склад, але різну конфігурацію, обумовлюючи відмінні між собою пакети реалізованих ЕП.

Композиційну гетерогенність ландшафтів досліджено шляхом побудови й аналізу карт наземного покриття. Для оцінки актуального наземного покриття використано загальнодоступні високодетальні дані ДЗЗ Європейського космічного агентства ESA WorldCover (<https://esa-worldcover.org/en>) за 2020–2021 рр. з просторовою роздільною здатністю 10 м, отримані з супутників Sentinel-1 і Sentinel-2 (Zanaga et al., 2021). Пакет даних містить 11 класів наземного покриття, визначених із точністю 76,8 % для дослідженого регіону.

Проект ESA WorldCover використовує ієрархічну класифікацію наземного покриття за системою Land Cover Classification System (LCCS). Нижче наводимо коди й коротку характеристику 8 з 11 класів, виділених на території нашого дослідження (di Gregorio & Jansen, 2005):

10 – деревний покрив (*Tree cover*). Клас включає будь-яку географічну територію, де переважають дерева з покриттям ≥ 10 %. За такої умови під шатром можуть бути присутніми інші класи покриття (наприклад, чагарники, забудова, стаціонарні водойми). До цього класу входять природні та штучні ліси, а також інші деревні насадження.

20 – чагарники (*Shrubland*). Клас містить будь-яку географічну територію, де переважають вічнозелені або листопадні природні чагарники з покриттям ≥ 10 %. Тут можуть бути присутніми дерева в розрізненому вигляді, якщо їх покриття становить < 10 %, а також трав'яні рослини із будь-якою щільністю покриття.

30 – трав'яний покрив (*Grassland*). Клас позначає будь-яку географічну територію, де переважають природні трав'яні рослини з покриттям ≥ 10 %. Він об'єднує луки, степи, пасовища тощо. Деревя й чагарники можуть бути

присутніми в розрізненому вигляді з покриттям $< 10 \%$. У вигляді невеликої домішки можуть міститися необроблені (захаращені) площі орних земель на момент збору даних ДЗЗ.

40 – сільськогосподарські угіддя (*Cropland*). Клас об'єднує орні землі, вкриті будь-якими однорічними сільськогосподарськими культурами або масивами культурних багаторічників, які дають урожай принаймні один раз упродовж 12 місяців. У вигляді домішки може містити розрізнені дерева й чагарники. Багаторічні плодові деревні або чагарникові культури будуть класифіковані як відповідний тип деревного або чагарникового покриву. Теплиці до цього класу не належать, а класифікуються як забудова.

50 – забудова (*Built-up*). Земля, вкрита житловими і промисловими будівлями, дорогами, залізничними коліями та іншими штучними спорудами. Міські зелені зони (парки, сквери, спортивні майданчики) не входять до цього класу.

60 – відкритий ґрунт (*Bare / sparse vegetation*). Землі з відкритим ґрунтом, піском або камінням, які впродовж будь-якої пори року не мають $> 10 \%$ рослинного покриву.

80 – водні об'єкти (*Permanent water bodies*). Клас позначає будь-яку географічну акваторію: озера, водосховища, річки, інші прісні та солоні водойми.

90 – болотні угіддя (*Herbaceous wetland*). Земля, на якій переважає природна трав'яна рослинність (покриття $\geq 10 \%$), котра постійно або регулярно затоплюється прісною, солонуватою або солоною водою.

Експортовані із сервісу ESA WorldCover дані опрацьовано засобами вільної крос-платформеної геоінформаційної системи QGIS версії 3.8.2-Zanzibar. Сумарні площі конкретних класів наземного покриву обчислено в пакеті MS Excel 2019.

Конфігураційну гетерогенність ландшафтів оцінювали із застосуванням QGIS-плагіну LecoS (Landscape ecology Statistics) (Jung, 2016). На рівні класу визначено такий набір ландшафтних метрик: 1) частка класу в наземному покриві (Landscape Proportion); 2) кількість фрагментів (Number of Patches); 3) щільність фрагментів (Patch Density); 4) індекс найбільшого фрагменту (Largest Patch Index); 5)

сумарна протяжність меж (Edge Length); 6) щільність меж (Edge Density); 7) сумарна площа ядер (Overall Core Area); 8) індекс фрагментації ландшафту (Landscape Division); 9) індекс розчленованості (Splitting Index); 10) ефективний розмір чарунки (Effective Mesh Size).

Фрагмент розглядаємо як цілісний неперервний структурний компонент ландшафтної мозаїки. Показник щільності фрагментів демонструє кількість фрагментів на одиницю площі. Індекс найбільшого фрагменту відображає домінування певного класу в структурі наземного покриву і виражається часткою території, яку займає найбільший фрагмент відповідного класу.

Межа в картографічному розумінні – це контур фрагменту, який відділяє його від інших компонентів ландшафтної мозаїки (периметр); в екологічному розумінні – екотон між двома класами ландшафту з характерними особливостями перехідного біотопу та явищем екотонного ефекту в структурі біоценозу. Зауважимо, що ширина екотону, яка може бути різною для різних фрагментів, за такої умови не враховується. Показник щільності меж обчислюється як відношення їхньої сумарної протяжності до загальної площі території.

Під *ядром* розуміємо внутрішню ділянку фрагменту, яка залишається після вилучення буферної зони, відкладеної всередину від межі. Іншими словами, це фрагмент, позбавлений зони поширення екотонного ефекту зі збереженим природним або близьким до природного рослинним покривом. У дрібних фрагментів площа ядра може дорівнювати нулю. Ландшафтні метрики, пов'язані з аналізом ядер, позбавлені сенсу для таких класів наземного покриву як забудова, орні землі та водні об'єкти.

Застосовано блок показників, які обчислюються з урахуванням параметра когерентності: вірогідності перебування двох випадкових об'єктів у межах одного фрагменту території (Jaeger, 2000). Індекс фрагментації ландшафту базується на кумулятивному розподілі площ фрагментів і інтерпретується як ймовірність того, що два випадково вибрані пікселі ландшафту не розташовані в межах одного фрагменту відповідного класу. Його значення варіюється від 0 (у

разі, якщо ландшафт містить лише один фрагмент) до 1 (дуже фрагментований ландшафт). Індекс розчленованості визначається як кількість фрагментів, отриманих при поділі ландшафту на ділянки однакового розміру таким чином, щоби нова конфігурація відповідала ступеню кумулятивного розподілу площі. Ефективний розмір чарунки – пропорційно-адитивна міра площі, яка характеризує розмір отриманих при розчленуванні фрагментів.

Детальніший аналіз застосованих метрик та формули їхнього розрахунку наведені в супровідних матеріалах до програмного продукту FRAGSTATS v4 (McGarigal et al., 2015).

На ландшафтному рівні обчислювали статистичні показники ландшафтного різноманіття: 1) сумарна кількість фрагментів (Patch Richness); 2) щільність фрагментів (Patch Richness Density); 3) індекс різноманіття Шеннона (Shannon's Diversity Index); 4) індекс вирівняності Шеннона (Shannon's Evenness Index); 5) індекс різноманіття Сімпсона (Simpson's Diversity Index); 6) індекс вирівняності Сімпсона (Simpson's Evenness Index); 7) коефіцієнт ландшафтної неоднорідності. Названі метрики відображають різноманіття ландшафтів аналогічно до відповідних показників видового різноманіття (Жук та ін., 2021). При їхньому обчисленні беруться до уваги багатство й однорідність компонентів. Багатство відображає композицію ландшафту і виражається через сумарну кількість фрагментів, однорідність демонструє структуру і виражається через щільність. Обчислені індекси враховують різні аспекти ландшафтного різноманіття. Формула Шеннона чутливіша до багатства, ніж до однорідності: рідкісні класи наземного покриття мають непропорційно великий вплив на величину індексу. У формулі Сімпсона головний акцент зроблено на найтипівіші фрагменти в структурі ландшафту. Формули обчислення метрик 1–6 та пояснення до їхнього застосування в дослідженні ландшафтного різноманіття представлені в інструкції до FRAGSTATS v4 (McGarigal et al., 2015).

Додатково обчислено більш поширений у вітчизняному ландшафтознавстві показник неоднорідності за формулою Івашутіної-Ніколаєва

(за Гродзинським, 2015):

$$K = \frac{m}{m-1} \left[1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{S_i}{S} \right)^2 \right] \quad (2.1),$$

де S – загальна площа модельної території, S_i – площа конкретного типу наземного покриття, m – загальна кількість типів наземного покриття в межах модельної території.

Оцінку щільності та розподілу населення здійснено на основі шару Global Population відкритої інтерактивної платформи Global Forest Watch (<https://www.globalforestwatch.org/>) за базою даних GHS-POP спільного дослідницького центру Європейської Комісії CIESIN (European Commission, 2015). Це консолідований набір різномірних даних із супутникових космознімків Landsat, офіційних результатів перепису населення та додаткових даних про населені пункти з інших відкритих джерел географічної інформації (Freire et al., 2016). Щільність населення представлена станом на 2015 рік на рівні населених пунктів із просторовою роздільною здатністю 250 м. Висока точність карт, побудованих із використанням даних GHS-POP, підтверджується як на регіональному, так і на локальному рівнях (Calka & Bielecka, 2020).

Людність населених пунктів оцінено за статистичними даними Державної служби статистики України станом на 1 січня 2022 року (Тімоніна, 2022); для сільського населення – з інформаційних ресурсів відповідних територіальних громад. Висоту над рівнем моря поселень визначено із застосуванням шару CyclOSM відкритого ресурсу OpenStreetMap (<http://www.openstreetmap.org/>). Площу населених пунктів виміряно засобами програмного комплексу із відкритим кодом ImageJ (<https://imagej.net>) за контурами, наведеними у OpenStreetMap. Фрагменти зображень космознімків для ілюстрування окремих тез дисертаційного дослідження отримано за допомогою інструментів сервісу Google Earth Pro (<https://earth.google.com/web/>).

Кліматорегулювальний потенціал лісів досліджено зі застосуванням відкритих даних глобальної системи геопросторового моніторингу Global Forest Watch (<https://www.globalforestwatch.org/>). Картографічні дані GFW Climate отримані моделюванням на основі інтегрованих матеріалів польових

спостережень і ДЗЗ (Harris, 2016; Harris et al., 2021) із дотриманням методологічної бази Міжурядової групи експертів із питань змін клімату (IPCC) (Zhongming et al., 2019). Згенерований картографічний шар із роздільною здатністю 30 м охоплює часовий проміжок з 2001 по 2021 рік. Модель враховує лише деревний покрив із зімкненістю крон $> 30\%$. Експортовані з сервісу дані опрацьовано засобами вільної крос-платформеної геоінформаційної системи QGIS версії 3.8.2-Zanzibar.

У дисертаційному дослідженні враховано такі показники: 1) чистий потік вуглецю; 2) запаси надземної біомаси дерев; 3) запаси ґрунтового вуглецю. *Чистий потік* протягом модельного періоду розраховано в кожному змодельованому пікселі як різницю між обсягами виділеного в атмосферу та поглиненого лісами вуглецю в CO_2 -еквівалентах, перерахованих на гектар лісовкритої площі. Від’ємні значення свідчать про переважання асиміляційних процесів, додатні – про активну емісію вуглецю. *Запаси деревної біомаси* оцінені алгоритмом GFW Climate за допомогою багатоетапного процесу обчислення за технологією LiDAR. Отримані емпірично регіональні алометричні рівняння використані для навчання моделі на основі зображень Landsat 7 із сенсором ETM+ (Harris et al., 2021). *Запаси ґрунтового вуглецю* оцінені за допомогою набору даних SoilGrids 2020 від Міжнародного довідково-інформаційного центру дослідження ґрунтів ISRIC (WoSIS) з роздільною здатністю 250 м (de Sousa et al., 2020). Щільність органічного вуглецю у верхньому шарі ґрунту розрахована з використанням вхідних даних відсоткового вмісту вуглецю, відносної насипної щільності та об’єму гравію на глибину 0–30 см (Hiederer & Köchy, 2012).

Багаторічну *динаміку деревного покриву* оцінено за даними Global Forest Change відкритої інтерактивної платформи Global Forest Watch. Сервіс використовує мультиспектральні зображення з просторовою роздільною здатністю 30 м, отримані з датчиків Landsat 5 thematic mapper (TM), Landsat 7 thematic mapper plus (ETM+) і Landsat 8 Operational Land Imager (OLI) (Potapov & Hansen et al., 2022). Набір містить дані з 2001 по 2021 рр. включно. Алгоритм GFW визначає частку деревного покриву попівсельно як щільність проєкції

деревних крон на рівні ≥ 5 м. Втрата деревного покриву визначається як зміна щонайменше 30 % рослинності внаслідок вирубування, всихання, пожеж, інших стихійних явищ. Дані для кожного року відображаються у вигляді окремих шарів. Приріст деревного покриву враховує як господарське лісовідновлення, так і природний ріст лісу до рівня 5 м і відображається як об'єднаний шар за весь 20-річний період спостережень. Така різноманітність даних не дає змоги прямого порівняння величин втрат і відновлення деревного покриву на певній території.

Динаміку площі орних земель проаналізовано на основі загальнодоступних геопросторових даних Global Land Analysis and Discovery (<https://glad.umd.edu/dataset/croplands>). Набір даних являє собою послідовний часовий ряд космоснімків із супутника Landsat з просторовою роздільною здатністю 30 м. Картування посівів здійснено з інтервалом у чотири роки (2000–2003 pp., 2004–2007 pp., 2008–2011 pp., 2012–2015 pp., 2016–2019 pp.) для того, щоби землі під паром помилково не були класифіковані як втрати ріллі. Кожен із наведених проміжків часу представлений у формі 8-бітного GeoTiff-файлу з назвою за останнім роком інтервалу (2003, 2007, 2011, 2015 і 2019). Моделі класифікації локально відкалібровані з застосуванням великих навчальних вибірок, зібраних шляхом візуальної інтерпретації даних ДЗЗ із високою просторовою роздільною здатністю (Potarov, Turubanova et al., 2022). Клас орних земель визначався як землі, котрі використовуються для вирощування однорічних і багаторічних трав'яних сільськогосподарських культур, включаючи кормові угіддя і біоенергетичні плантації. Багаторічні деревні й чагарникові культури, постійні пасовища та ділянки з відкритим ґрунтом вилучені з визначення.

Дані за 2020 рік добуті з пакету ESA WorldCover із застосуванням фільтру за кодом 40 – сільськогосподарські угіддя. Визначення класу наведено вище. Числові значення за 1969 р. отримані з енциклопедичного видання «Історія міст і сіл УРСР. Чернівецька область» (Курило, 1969). Аналіз зміни площі орних земель за 20-річний період здійснено інструментами постобробки у QGIS-плагіні Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) (Congedo, 2021).

Вимірювання параметрів придорожньої агролісомеліоративної мережі здійснено стандартними інструментами в оболонці Google Earth Pro. Дослідженням охоплено 31 населений пункт передгірської і 38 – рівнинної модельної території. Методами візуального дешифрування проаналізована протяжність правобічних і лівобічних лінійних захисних насаджень уздовж автомобільних доріг. Заявлена усереднена роздільна здатність растрових супутникових космознімків сервісу – 15 м. Відомості про сумарну протяжність автошляхів надано Службою відновлення та розвитку інфраструктури у Чернівецькій області.

На основі проведених замірів та паспортних даних обчислено показник забезпеченості автошляхів придорожніми лінійними деревними насадженнями:

$$L_{\text{пд}} = \frac{L_{\text{пн}}}{L_{\text{Ад}}} \times 100 \% \quad (2.2),$$

де $L_{\text{пд}}$ – лісистість придорожжя; $L_{\text{пн}}$ – сумарна протяжність придорожніх насаджень; $L_{\text{Ад}}$ – сумарна протяжність автошляхів модельної території.

Зелені насадження на узбіччях автомобільних доріг Чернівецької області нерідко виконують і полезахисні функції, адже за межами населених пунктів пролягають здебільшого в агроландшафтах, відділяючи полотно автотраси від сільськогосподарських угідь, садів, пасовищ. Це спонукало нас додатково обчислити фактичну полезахисну лісистість модельних територій за формулою 2.3 з урахуванням усередненої ширини лінійних насаджень, виміряної засобами Google Earth Pro:

$$L_{\text{пзф}} = \frac{S_{\text{існПЛС}}}{S_{\text{р}}} \times 100 \% \quad (2.3),$$

де $L_{\text{пзф}}$ – фактична полезахисна лісистість; $S_{\text{існПЛС}}$ – сумарна існуюча площа придорожніх насаджень; $S_{\text{р}}$ – сумарна площа ріллі в межах модельної території.

Зауважимо, що отримані в такий спосіб дані дають лише загальне уявлення про актуальний стан полезахисної лісистості, оскільки не враховують певну частку лінійних насаджень між полями, де автомобільні дороги з твердим покриттям відсутні. Проте результати обчислень можуть бути порівняні з відповідними значеннями показника теоретично обґрунтованої лісистості. Формула 2.4 враховує оптимальну ширину

полезахисних лісових смуг за нормативами УкрНДІЛГА у 12,5 м (Лобченко, 2014):

$$L_{\text{ПЗ}} = \frac{S_{\text{ПЛС}}}{S_p} \times 100 \% \quad (2.4),$$

де $L_{\text{ПЗ}}$ – лісистість полезахисна; $S_{\text{ПЛС}}$ – сумарна теоретична площа придорожніх насаджень; S_p – загальна площа ріллі в межах модельної території.

Ідентифікацію територій, придатних для відновлення деревного покриву в контексті регулювання клімату та отримання додаткових ЕП, здійснено із використанням набору загальнодоступних геоінформаційних даних Global Reforestation Potential Map (Griscom, 2017), візуалізованого в сервісі GFW з роздільною просторовою здатністю 1 км.

2.3. Методи біоекологічних досліджень

Дослідження *впливу пестицидного навантаження на арапеокомплекси яблуневих садів* рівнинної модельної території здійснено на основі матеріалу, зібраного в с. Недобоївці в 2014 р. Для аналізу обрано приватний сад із інтенсивною технологією захисту від шкідників, де обробка пестицидами проводилася 28 разів за сезон. Збір матеріалу здійснювали з 24 червня по 08 липня, використовуючи ґрунтові пастки Барбера зі входним діаметром 7 см, розміщені по 12 у пастко-лінії з кроком 6 м. Пастки закладали безпосередньо на території саду, а також на відстані 50, 100, 150 і 200 м від нього. Як фіксуючу рідину використано розчин етиленгліколю.

За одну пастко-добу (п-д) прийнято функціонування однієї пастки впродовж однієї доби (Федоряк та ін., 2017). Сумарна експозиція складала 576 п-д (14 діб, 48 пасток) на території саду і 168 п-д (14 діб, 12 пасток) на кожній ділянці за межами саду. Встановлення видового складу здійснено із урахуванням матеріалу всіх пастко-ліній. Кількісні показники вздовж градієнту зменшення пестицидного навантаження досліджено на матеріалі, зібраному з третьої лінії пасток, розміщеної в центрі саду. Динамічну щільність обчислено як число екземплярів на 10 пастко-діб і виражено у

відповідних одиницях (екз./10 п-д).

Класи домінування наведені за системою Stöcker & Bergmann (1977): 31,7...100 % – еудомінанти, 10,1...31,6 % – домінанти, 3,2...10,0 % – субдомінанти, 1,1...3,1 % – рецеденти, <1 % – субрецеденти. Основні синекологічні показники проаналізовано за комплексом загальноприйнятих індексів (Magurran, 2004). Статистичну обробку здійснено за допомогою табличного редактора MS Excel. Подібність досліджених аранеокомплексів проаналізовано із застосуванням ієрархічного кластерного аналізу методом Варда в програмному середовищі Statistica.

Дослідження асоційованого фіторізноманіття плантацій багаторічних трав'яних енергетичних культур проведене впродовж 2015–2018 рр. на дослідних енергетичних плантаціях Буковинської державної сільськогосподарської дослідної станції філії Інституту сільського господарства Карпатського регіону НААН України. Матеріалом для аналізу фітокомпоненти агроєкосистем слугували флористичні списки, складені на основі цифрових фотознімків і гербарного матеріалу, зібраного протягом вегетаційних періодів 2016–2018 рр. на стаціонарних міскантусовому (за едифікаторного впливу *Miscanthus × giganteus* J.M. Greef) та світчграсовому (за едифікаторного впливу *Panicum virgatum* L.) полях, а також сезонні геоботанічні описи дослідних ділянок. Вибір саме цих двох культур із досить широкого спектра біоенергетичних рослин, запропонованих для використання в народному господарстві України, пов'язаний із багаторічним циклом вирощування на одному місці, мінімальними агротехнічними вимогами самих рослин і літературними відомостями щодо придатності для рекультивації деградованих земель (Гелетука та ін., 2014; Зінченко та ін., 2012).

Визначення видів здійснено за морфологічними ознаками за допомогою спеціалізованих видань (Грюнвальд та ін., 2010; Дубровін, 2018; Котов та ін., 1999). Їхнє систематичне положення подано згідно з класифікацією Мосякіна С. Л. (2013).

На видовому рівні розглянуто такі компоненти біологічного різноманіття агрофітоценозів, як видове багатство та видове насичення. Під видовим багатством розуміємо загальне число видів у складі угруповання (Magurran, 2004). Видове насичення обчислено за формулою:

$$D = \frac{S}{\lg A}, \quad (2.5)$$

де D – індекс видового насичення; S – кількість видів в описі на ділянці стандартного розміру; A – площа облікової ділянки.

З метою всебічного аналізу таксономічного різноманіття застосовано інвентаризаційний підхід. Інвентаризацію таксономічного складу здійснено з урахуванням номенклатурних змін за С. Л. Мосякіним (2013). Систематичну структуру флори опрацьовано на основі таксономічних спектрів, побудованих за допомогою засобів сервісу з відкритим кодом RAWGraphs. Самі енергетичні культури до складу спектрів не включено. Отримані спектри відображають розподіл видів між таксонами різних ієрархічних рівнів. Таксономічну формулу визначено як співвідношення кількості надвидових таксонів у послідовності «родина : рід : вид». Родовий коефіцієнт відображає співвідношення середньої кількості родів у родині. Також враховано кількісний і якісний склад родин і родів, які посідають у досліджених агрофітоценозах панівне становище, та співвідношення між кількістю видів у різних родин і родах.

Спектри життєвих форм визначали за системою І. Г. Серебрякова, яка враховує габітальні характеристики, а також специфіку загального та сезонного розвитку рослин з урахуванням трактувань В. М. Голубєва (цитовано за Жук та ін., 2019). Біоморфи за типами вегетації подано на основі описів видів, складених С. Ю. Мальцевою (2019). Полленохори (типи запилення або перенесення гамет – для спорових) та діаспорохори (екобіохори), що характеризують типи дисемінації (розселення діаспор рослин), наведено за Р. Е. Левіною (цитовано за Жук та ін., 2019) на основі описів видів, складених В. В. Тарасовим (2012). Основні типи ценоморф визначали за системою О. Л. Бельгарда (цитовано за Жук та ін., 2019), яка

враховує адаптацію видів до типу біогеоценозу загалом.

Синантропізаційний аналіз здійснено із застосуванням підходів В. В. Протопопової (1991). Належність видів до окремих груп: за ступенем адаптації до антропогенних чинників, відповідно до часу заносу, за способом заносу та за ступенем натуралізації подано за описами видів В. В. Протопопової (1991), Л. Коцун та І. Кузьмішиної (2016).

Дослідження впливу комахозапилення на насіннєві характеристики та врожайність соняшника переслідувало одразу дві мети: 1) продукування нових наукових знань в процесі співпраці різних зацікавлених сторін; 2) налагодження зв'язків між аграріями і бджолярами як стейкхолдерами ЕП запилення. Інтереси аграріїв представляв об'єднаний агрохолдинг «Контінентал Фармерз Груп» (КФГ), бджолярів – ГО «Асоціація виробників продукції бджільництва «Буковинський бджоляр». Кафедра екології та біомоніторингу ЧНУ ім. Ю. Федьковича забезпечувала науковий супровід.

Полеві дослідження проводили з 2017 по 2021 рр. на експериментальних соняшникових полях КФГ на території Чернівецької та Тернопільської областей. Лабораторні дослідження частково здійснені на базі кафедри екології та біомоніторингу, частково – в лабораторіях КФГ. На першому етапі дослідження представники ГО «Асоціація виробників продукції бджільництва «Буковинський бджоляр» були залучені як спостерігачі, на другому – як постачальники послуги запилення.

Дизайн експерименту та використані методики покроково розкриті в нашій статті (Федоряк та ін., 2023). Нижче наводимо суть проведеного дослідження в загальних рисах. Культуру вирощували з дотриманням загальноприйнятих агротехнічних прийомів із контролем шкідників і забур'янення згідно зі стандартною схемою КФГ. За розробленим дизайном експерименту (рис. 2.4) попарно порівнювали параметри в ізольованих індивідуальними чохлами і відкритих для вільного доступу комах-запилювачів кошиках.

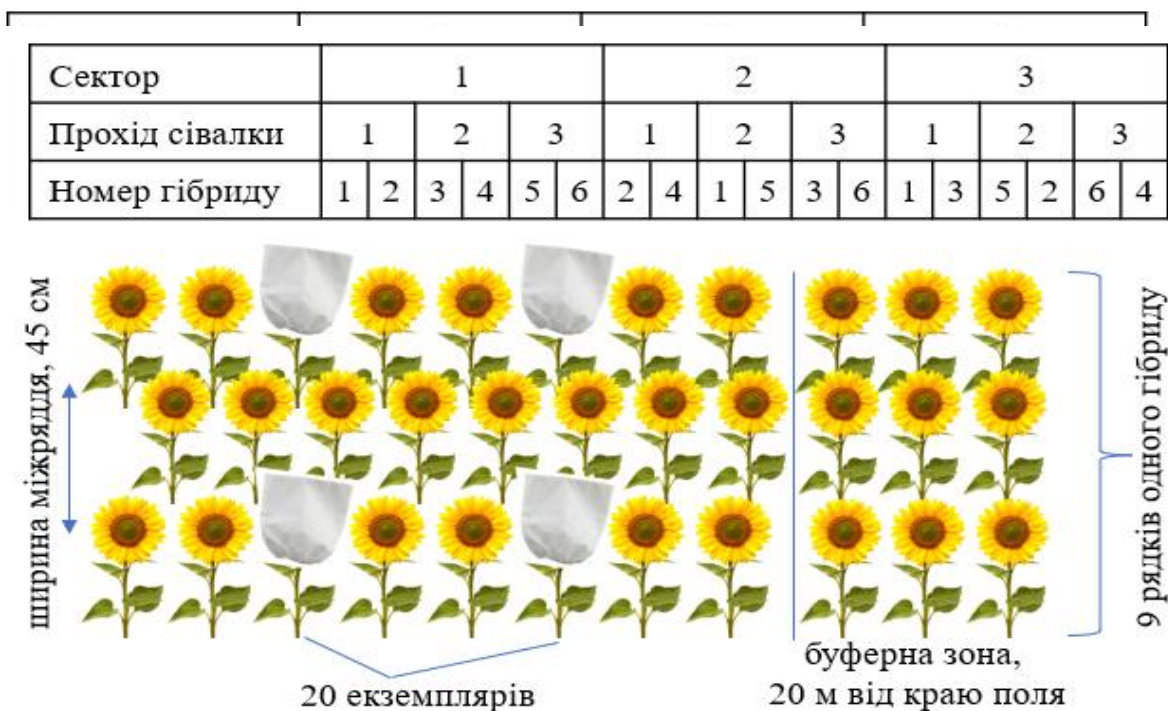


Рис. 2.4. Дизайн експерименту на прикладі шестигібридної схеми висівання соняшнику (авторська розробка)

Матеріалами для досліджень слугували 14 високопродуктивних гібридів *Helianthus annuus* L. п'яти виробників: Syngenta, Euralis, Limagrain, Pioneer та MAS Seeds. Основні характеристики гібридів наведені в таблиці 2.1.

Проаналізовано такі показники: виповненість сім'янок у периферійній, проміжній та центральній зонах кошика, маса 1000 сім'янок та лущинність. За отриманими даними розраховано біологічну врожайність (Федоряк та ін., 2023) і порівняно із заявленим на сайтах виробників потенціалом урожайності гібридів (<https://www.syngenta.ua>, <https://euralis.ua>, <https://lgseeds.com.ua>, <https://www.pioneer.com/ua>, <https://ua.masseeds.com>).

Для статистичної обробки результатів використано аналітичний програмний комплекс Statistica 12. Візуалізацію даних здійснено за допомогою інструментів статистичних обчислень мовою R (Sievert, 2020) та пакету MS Excel 2019. Для перевірки достовірності різниці між показниками у варіантах з ізольованими кошиками та відповідними їм за діаметром кошиками з вільним доступом комах-запилювачів застосовано парний критерій Вілкоксона. Цей критерій рекомендується для порівняння залежних вибірок із розподілом, який

не відповідає нормальному (Руденко, 2012).

Таблиця 2.1

Характеристики гібридів (сформовано за описом виробників)

Виробники / Гібриди Показники	Syngenta						Euralis		Limagrain		Pioneer		MAS Seeds	
	СИ Неома	Сумагра	СИ Експерто	СИ Купава	СИ Ласкала	НК Конді	Євр. Розалія	Євр. Белла	P62LE122	P64LE25	LG 5665 M	LG 5635	MAS 82A	MAS 82A
Група стиглості	с/с	р/с	с/с	с/с	с/с	с/с	с/с	с/с	р/с	р/с	с/п	с/р	р/с	с/с
Використання	лін	лін	в/ол	лін	лін	лін	лін	кл	тр	тр	кл	кл	лін	лін
Вміст олії, %	до 50	до 50	до 50	до 53	до 52	до 54	до 49	до 54	50	52	47-49	52	52-56	47-50
Висота рослини, см	50-70	40-50	50-90	50-90	40-70	50-70	55-65	50	50	50-70	47	55	56	70-80
Потенціал урожайності, ц/га	44,51	40,68	45,82	46,19	43,86	47,76	49,82	43,74	42,55	46,05	39,00	44,33	35,35	44,30
Рекомендації з вирощування	С (Пн), ЛС, Пол	С (Пн), ЛС, Пол	С (Пн і Ц), ЛС	С (Пн і Ц), ЛС, Пол	С (Пн і Ц), ЛС, Пол	ЛС, Пол	ЛС, С	Укр	Пол, ЛС	Укр	Укр	Укр	Укр	Укр
Рекомендована густина, тис. екз./га														
Достатнє зволоження	50-60	50-55	55-60	50-55	50-55	50-60	60-65	55-60	55-60	до 55	50-60	до 55	60-65	60-65
Недостатнє зволоження	40-45	н/р	40-45	40-45	40-45	40-45	50-55	45-50	50-55	45-50	50-55	45-50	50-55	50-55
Нестійке зволоження	50-55	45-55	40-55	50-55	50-55	50-55	-	-	-	-	-	-	-	-

Примітки: Група стиглості: р/с – ранньостиглий, с/с – середньостиглий, с/п – середньопізній, с/р – середньоранній. Використання: лін – лінолевий, в/ол – високоолеїновий, кл – класичний, тр – традиційний лінолевий. Рекомендована густина: н/р – не рекомендується. Рекомендації з вирощування: С – степ (Пн – північний, Ц – центральний), ЛС – Лісостеп, Пол – Полісся, Укр – вся територія України

2.4. Методи міжнародного моніторингу втрат бджолиних колоній

Інформацію щодо кількості та стану бджолиних колоній збирали впродовж 2014–2022 рр. шляхом анкетування практикуючих бджолярів Чернівецької області із застосуванням стандартизованого протоколу опитування міжнародної некомерційної асоціації COLOSS (Prevention of honey bee COlony LOSSes). Збір інформації здійснено в рамках міжнародного моніторингу зимових

втрата колоній *Apis mellifera* L., 1758 (Brodschneider, Gray, et al., 2022) за ініціативи проф. М. М. Федоряк, яка виконує обов'язки національного координатора проєкту в Україні. Визначення термінології, принципів і способів проведення моніторингу, рекомендації щодо взаємодії з респондентами, а також методи статистичного опрацювання результатів наведено в збірці COLOSS BEEBOOK (van der Zee et al., 2013). Зразок перекладеної українською мовою паперової анкети, яка використовувалася для опитування після зимівлі 2021–2022 рр. наведено в додатку Б (рис. Б.1–Б.2). З 2018 р. паралельно з анкетуванням в усному та письмовому форматах для зручності респондентів і ефективності опрацювання результатів запущено онлайн-форму опитувальника на платформі з відкритим кодом LimeSurvey (додаток Б, рис. Б.3). Підтримується функція анонімності за бажанням бджоляра. Для зворотного зв'язку з респондентами, інформування щодо результатів опитування та актуальних новин проєкту розроблено сайт <http://apis.chnu.edu.ua/> (додаток Б, рис. Б.4).

Добровільно надані бджолярами масиви даних за восьмирічний термін моніторингу консолідовано в регіональну базу даних CodeBook (додаток Б, рис. Б.5). Статистичну обробку первинних даних здійснено засобами надбудови Real Statistics 6.1 для табличного редактора MS Excel. Результати візуалізовано за допомогою сервісу RAWGraphs (Mauri et al., 2017).

Для комплексного аналізу якісних показників меду бджолярами трьох модельних територій було добровільно надано 65 зразків поліфлорного меду (26 – з гірської, 17 – з передгірської і 22 – з рівнинної), зібраного у вересні 2019 року. Зразки зберігали за температури +16 °C без доступу до сонячного світла. В лабораторних умовах досліджено нормовані показники якості, профіль вуглеводів (глюкоза, фруктоза, сахароза, мальтоза, трегалоза, меліцитоза, рафіноза), співвідношення фруктози та глюкози (F:G) і pH.

Оцінку якісних характеристик меду проведено з використанням фізико-хімічних і органолептичних методів аналізу. Визначено масову частку відновлювальних цукрів і води, діастазне число, кислотність, електропровідність, вміст гідроксиметилфурфуролу (ГМФ) та проліну, в'язкість,

колір, аромат, наявність механічних домішок і ознак бродіння загальноприйнятими методами відповідно до національного стандарту (ДСТУ 4497:2005, 2007).

Вологість аналізували рефрактометрично (рефрактометр RHB 90 АТС, Китай). *Вміст відновлювальних цукрів* визначали спектрофотометричним методом (тут і далі – спектрофотометр Cary 60 UV-Vis, США), оснований на окисненні цукру гексаціанофератом (III) калію в лужному розчині. *Діастазне число* встановлювали в одиницях (од.) Готе за кількістю см^3 1 % розчину крохмалю, який розщеплюється протягом 1 години діастазою, що міститься в 1 г меду (в перерахунку на суху речовину) за температури 40° С. *Кислотність* оцінювали методом титрування розчином гідроксиду натрію до рН 8,3. *Електропровідність* вимірювали цифровим настільним багатопараметричним приладом типу PC 52+ DHS XS instruments (Італія) у 20 % (мас/об) розчині меду, розведеному дистильованою водою. *Вміст ГМФ* визначали спектрофотометрично, методом Вінклера, додаючи до проби меду розчини паратолуїдину та барбітурової кислоти з утворенням комплексу червоного забарвлення. *Вміст проліну* досліджували спектрофотометрично шляхом вимірювання оптичної густини забарвленого комплексу проліну з нінгідрином за довжини хвилі 510 нм. *Водневий показник* реєстрували в розчині меду за допомогою рН-електродів багатопараметричного приладу PC 52+ DHS XS instruments. *Вуглеводний профіль* визначено методом високоефективної рідинної хроматографії на базі факультету наук Університету Палацького м. Оломоуц (Чехія) із застосуванням обладнання Bruker Daltonik (Німеччина).

Статистичну обробку результатів проведено за допомогою програмного забезпечення R Studio, версія R 4.1.2. Нормальність розподілу даних перевіряли за тестом Шапіро-Вілка, який встановив, що змінні не відповідають припущенням параметричного статистичного тесту. Відтак змінні перевіряли методами непараметричної статистики для ненормально розподілених даних (ранговий Н-критерій Краскела-Уолліса ANOVA). Post hoc порівняння проводили з використанням тестів Краскела-Уолліса та попарного сумарного

тесту Вілкоксона з поправкою Бонферроні.

Втрати бджолиних колоній оцінено за результатами опитування за стандартизованим протоколом COLOSS, яке передбачає добровільну участь практикуючих бджолярів. Згідно з COLOSS BEEBOOK (van der Zee et al., 2013), оцінка зимових втрат колоній *A. mellifera* базується на порівнянні кількості продуктивних колоній, які увійшли в зиму та кількості колоній, які успішно перезимували. Показник загальних втрат бджолиних сімей об'єднує (1) випадки загибелі з різних причин, (2) втрати через різноманітні негативні природні явища, а також (3) живі колонії із загиблою або неповноцінною маткою. Кожна з наведених груп втрат додатково аналізується за низкою ознак. Для загиблих колоній уточнюються симптоми, які можуть вказувати на причини смерті, наприклад: нестача їжі, ураження паразитичним гамазовим кліщем *Varroa destructor* (Anderson, Trueman, 2000), ознаки бактеріальних захворювань тощо. До негативних природних явищ відносимо повені, пожежі, розорення ведмедями, мишами, дятлами, задуху від снігу тощо. Нерозв'язні проблеми з бджолиними матками також можуть мати різне походження, наприклад, загибель матки, анатомічні чи функціональні вади, зокрема, неплідність (Brodschneider et al., 2016).

2.5. Методи соціоекологічних досліджень

Опрацьовано статистичні дані Головного управління статистики в Чернівецькій області за 2020 рік (Сарчинська, 2021) щодо показників соціальної підсистеми аналізованих СЕС.

Для ідентифікації функціональних кластерів стейкхолдерів ЕП та встановлення кола їхніх інтересів на різних ієрархічних рівнях використано пошуковий якісний підхід. Ітеративний інформаційний пошук здійснено із використанням вільного бібліометричного сервісу Citation Gecko (<https://www.citationgecko.com/>). Як пошукові ядра (англ. *seed papers*) використано низку праць українських (Бас & Загвойська, 2009; Загвойська та ін., 2015; Мельникович, 2018; Соловій, 2016) та закордонних (Liu et al., 2022;

Malinga et al., 2013; Raum, 2018; Swinton et al., 2007) науковців. З отриманого переліку пов'язаних документів приєднано додаткові пошукові ядра (рис. 2.5). Джерела, які не відповідали умовам запиту, вилучено. Для визначення вторинних пошукових ядер проаналізовано переліки документів, які цитуються (англ. *papers cited-by seed papers*) та які цитують статті-ядра (англ. *papers citing seed papers*). Запити для стейкхолдерів лісових екосистем і агроекосистем сформульовано окремо.

Напрацювання авторів релевантних пошуку статей щодо груп стейкхолдерів ЕП та кола їхніх інтересів систематизовано й екстрапольовано на реалії регіону, охопленого дослідженням. Зацікавлені сторони були визначені як такі, що мають інтерес до конкретної екосистемної послуги, з якою їх пов'язує один або кілька видів зв'язків: виробництво, використання, регулювання, дослідження, моніторинг (Solomonsz et al., 2021).

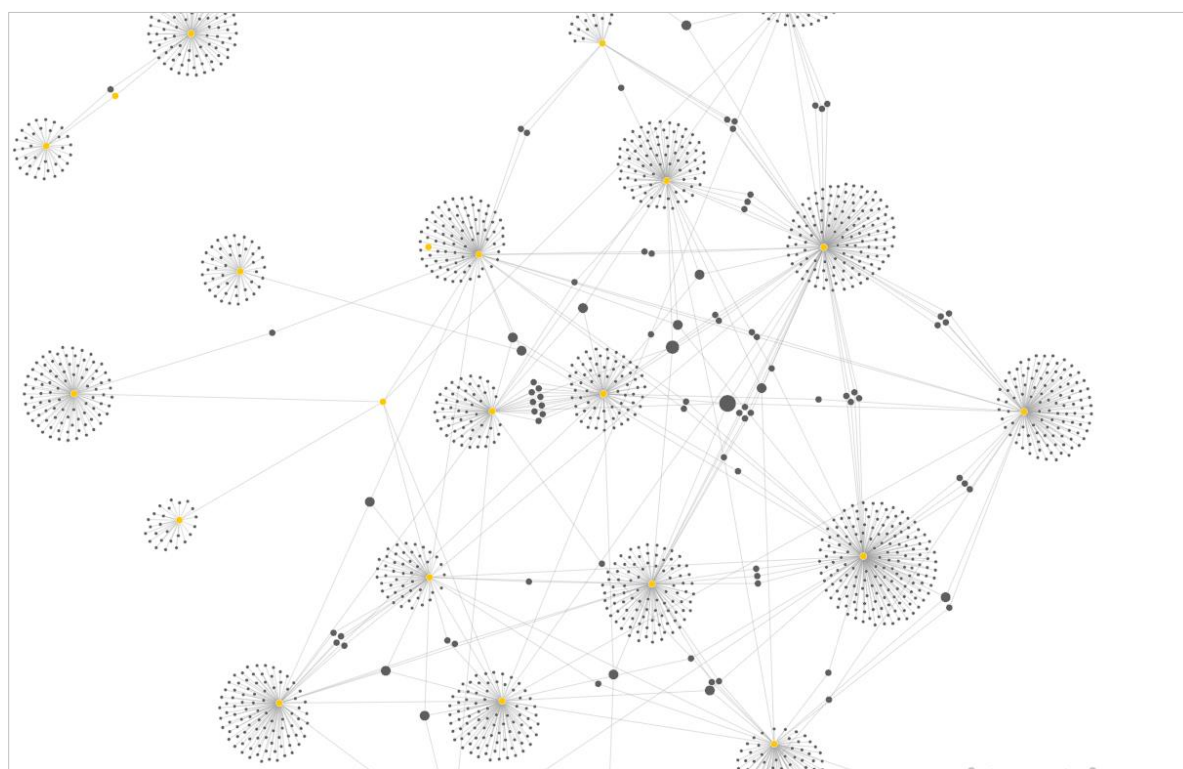


Рис. 2.5. Фрагмент мережі документів, згенерованої за запитами авторки в довідковому менеджері Citation Gecko

На етапі диференціації та категоризації зацікавлених сторін сформовано кінцеві переліки функціональних кластерів стейкхолдерів послуг лісових екосистем та агроекосистем. Проведено ретельний аналіз мотивацій, інтересів, цілей, дій і стратегій зацікавлених сторін для розуміння їхнього зв'язку з ЕП. Широкі інтереси об'єднаних кластерів зведено до коротких переліків конкретних послуг, які найчастіше згадуються в опрацьованих літературних джерелах та відображають природний потенціал локальних СЕС.

Для лаконічної інтерпретації зони інтересів виділено 13 категорій вигод:

- 1) забезпечення життєвих потреб;
- 2) матеріальні;
- 3) екологічні;
- 4) економічні;
- 5) соціальні;
- 6) трудові;
- 7) оздоровчі;
- 8) естетичні;
- 9) духовні;
- 10) культурні;
- 11) знання;
- 12) натхнення;
- 13) відчуття місця та самоідентифікація;
- 14) глобалізація.

Класифікацію систем екологічних знань і форм участі різних груп стейкхолдерів в управлінні природокористуванням запозичено з концептуальної основи оцінки сприйняття та цінностей зацікавлених сторін щодо СЕС (Villamor et al., 2014).

Зокрема, виділено три системи екологічних знань:

- 1) місцева – містить багатий накопичувальний пласт знань, переконань і практик взаємодії з екосистемами та їхніми компонентами, який розвивається унаслідок адаптивних процесів і передається шляхом культурної трансмісії;
- 2) нормативно-правова – база екологічних нормативів, правил і положень, які слугують джерелами взаємовідносин акторів екологічного управління в правовому полі;
- 3) наукова – відображає сучасну наукову картину світу, явищ, процесів і взаємозв'язків, яка базується на даних, отриманих із застосуванням наукових підходів і методів.

Розглядається сім форм участі стейкхолдерів в екологічному управлінні:

- 1) маніпулятивна – удавана участь, стейкхолдери мають неформальних представників;
- 2) пасивна – стейкхолдерів ставлять перед фактом прийнятого

професіоналами рішення, доступу до первинної інформації вони не мають;

3) консультативна – до стейкхолдерів звертаються за консультацією або з опитуванням, тоді як зовнішні актори визначають проблему та контролюють аналіз;

4) за матеріальну винагороду – учасники надають певні послуги або працюють на виконання проєкту за винагороду, проте не мають жодних повноважень приймати рішення;

5) функціональна – найпоширеніша форма участі в проєктах, коли актори об'єднуються в групи та комітети для досягнення заздалегідь визначених цілей;

6) інтерактивна – стейкхолдери активно задіяні в сумісному аналізі, вивчають різні точки зору, систематично і структуровано беруть участь у процесах спільного навчання;

7) самоорганізація – стейкхолдери беруть на себе ініціативу та відповідальність за виконання діяльності самостійно без підтримки інших зацікавлених сторін.

Перелік установ, підприємств і громадських організацій, які виконують роль стейкхолдерів ЕП, складено на основі публічних даних бізнес-каталогу UA-REGION (2023) інтернет-компанії DATABASES Lab і реєстру підприємств та фізичних осіб-підприємців за видами економічної діяльності аналітичної системи (Аналітична система YouControl, 2023). Перелік фермерських господарств, сільськогосподарських виробничих кооперативів та агрокомпаній сформовано з використанням відкритої бази даних проєкту «Трипілля» (Tripoli.land, 2023).

Аналіз професійного сприйняття різновидів лісовкритих територій з позиції різних стейкхолдерів здійснено методом мозкового штурму в процесі спільної трансдисциплінарної роботи над статтею «*Tradition as asset or burden for transitions from forests as cropping systems to multifunctional forest landscapes: Sweden as a case study*» (Angelstam et al., 2022) за участі лісівників-практиків.

Дослідження впливу досвідченості бджолярів на успішність реалізації послуг *A. mellifera* виконане з використанням даних опитування COLOSS після зимівлі 2020–2021 рр. Останній передвоєнний рік моніторингу втрат бджолиних колоній в Україні обрано з кількох причин: 1) отримано найбільшу кількість валідних анкет із Чернівецької області за весь час участі в проєкті – 200; 2) перелік питань у блоці щодо ЕП *A. mellifera* доповнений порівняно з попередніми моніторинговими роками; 3) через початок воєнних дій 24 лютого 2022 року число респондентів зменшилося, і були змінені змістові акценти варіативного блоку анкети за результатами зимівлі 2021–2022 рр.

Блок запитань, спрямованих на з'ясування спектру послуг бджоли медоносної, які усвідомлює і використовує у своїй практиці бджоляр, охоплює 29–32 пункти адаптованого протоколу COLOSS (додаток Б, рис. Б.2).

З метою аналізу споживання і продукування ресурсних послуг респондентам запропоновано перелік з 14 продуктів бджільництва. Для кожного доступні опції «Для себе» і «На продаж». При опрацюванні масиву даних до основних продуктів бджільництва віднесено мед і віск; до додаткових – бджолине обніжжя, пергу, прополіс, бджолину отруту, маточне молочко; до побічних – бджолиний підмор, трутневий гомогенат, личинки воскової молі; до продукції розведення – бджолиних маток і бджолині пакети.

У блоці, спрямованому на дослідження затребуваності культурних послуг *A. mellifera*, бджолярам запропоновано обрати ті, якими вони займаються з переліку: 1) творчість на бджільницьку тематику; 2) надання туристичних послуг чи умов відпочинку, пов'язаних із бджолами; 3) участь у науковій діяльності; 4) організація освітніх заходів про бджільництво серед молоді або дорослих; 5) терапевтична діяльність.

Для з'ясування усвідомлення бджолярами регулювальних і підтримуючих послуг *A. mellifera*, респондентів просили обрати твердження, з якими вони погоджуються з переліку: 1) підтримання функціонування природних екосистем; 2) підтримання генетичного різноманіття рослин; 3) запилення; 4) регуляція розмноження рослин і збільшення їхньої

врожайності; 5) покращення якості плодів і насіння.

Пасіки, на яких утримується від 1 до 50 колоній, оцінювалися як малі; 51–150 колоній – як середні; більше 150 колоній – як великі (van der Zee et al., 2013). Порівняльну оцінку зимових втрат бджолиних колоній на пасіках різного розміру після зимівлі 2020–2021 рр. здійснювали за рекомендаціями COLOSS BEEBOOK (van der Zee et al., 2013) із використанням онлайн калькулятора Bienenstand (<https://data.bienenstand.at/webform>).

Залучення стейкхолдерів до спільного генерування знань передбачає застосування *методології партисипативних досліджень*. Для неупередженого збору даних і отримання множинної перспективи щодо актуальних проблем бджільництва обрано фокусоване групове інтерв'ю відкритого типу (Flick, 2018).

Робота у фокус-групах проводилася у два етапи. На першому етапі до участі в роботі фокус-груп було запрошено практикуючих бджолярів із числа учасників щорічного моніторингу COLOSS. Для забезпечення репрезентативності вибірки сформовано 15 фокус-груп – по п'ять із кожної модельної території (рис. 2.6). Кількість респондентів у складі фокус-групи варіювала в межах від 3 до 7 осіб. Групи гетерогенні за віком (від 26 до 76 років) та досвідом у галузі бджільництва (від одного року до кількох десятиліть). Переважання респондентів чоловічої статі відображає гендерні тенденції бджільництва в Україні. Єдина жінка-пасічниця взяла участь у роботі фокус-групи № 6.

Участь модератора обмежувалася постановкою теми дискусії та підтримкою комунікації між бджолярами. Бесіди тривали 1–2,5 години та, зі згоди учасників, записувалися на диктофон Sony ICD-BX140. Аудіозаписи транскрибовано та виділено ключові твердження, сформульовані бджолярами в процесі дискусії. Для забезпечення об'єктивності інтерпретації колективної точки зору з матеріалами незалежно одне від одного працювали три експерти, які склали індивідуальні переліки тем, озвучених у фокусованих групових інтерв'ю. Наприкінці, на підставі впорядкованих списків для окремих фокус-

груп сформовано консолідований перелік із 33 згаданих хоча б одноразово тем (додаток Ж, табл. Ж.1). Кожну тему ранговано у двовимірному полі з урахуванням сфери впливу (соціальна або екологічна) і позиції відносно ситуації фокусної дії згідно з концепцією СЕС (внутрішня або зовнішня).

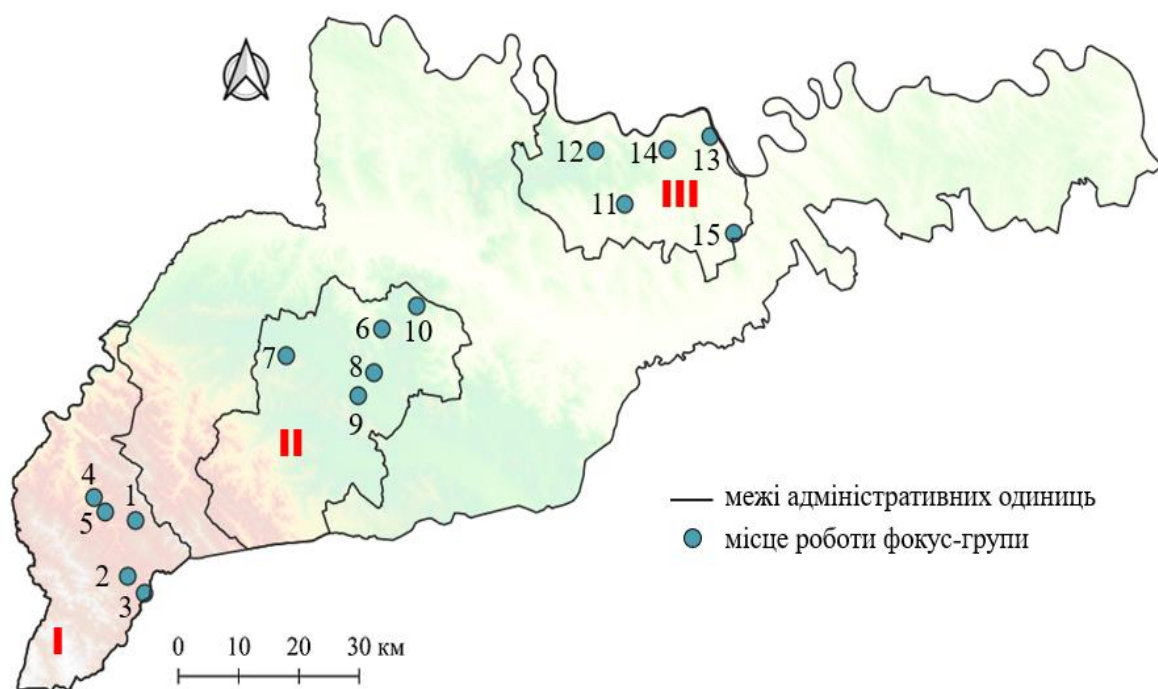


Рис. 2.6. Локалізація фокус-груп у межах модельних територій:
I – гірської (1– с. Фошки, 2, 3 – с. Селятин, 4, 5 – смт Путила); II –
передгірської (6 – с. Старі Бросківці, 7 – с. Стара Жадова, 8, 9 –
м. Сторожинець, 10 – с. Дубово); III – рівнинної (11 – с. Зарожани, 12 –
с. Поляна, 13 – м. Хотин, 14 – с. Рукшин, 15 – с. Крутеньки)

Уніфіковані короткі назви тем використані для формування інтегрованих матриць SWOT у масштабах модельної території та подальшого аналізу методами нечіткого когнітивного картування (англ. fuzzy cognitive mapping) (Gray et al., 2012, 2015; Özesmi & Özesmi, 2004). Попередньо в середовищі Mental Modeler (<https://www.mentalmodeler.com/>) було побудовано когнітивні орієнтовані графи з урахуванням можливих зв'язків між окремими темами. Для участі в другому етапі дослідження на кожній модельній території обрано найбільш перспективну для обговорення зі стейкхолдерами мережу.

У відповідних трьох фокус-групах проведено повторну зустріч. На основі складених для модельної території переліків тем модератор запрошував бджолярів до колективного самооцінювання із застосуванням ключових компонентів SWOT-аналізу: сильні сторони (англ. *strengths*), слабкі сторони (англ. *weaknesses*), можливості (англ. *opportunities*) та загрози (англ. *threats*) (Вагнер, 2009). Учасникам запропоновано взяти участь у спільному обговоренні спрямування та інтенсивності зв'язків між окремими темами. Засобами сервісу Mental Modeler визначено теми-драйвери, налаштовано опції бажаного розвитку подій, проаналізовано різні сценарії впливу на ситуації фокусної дії.

На другому етапі роботи у фокус-групах участь модератора обмежувалася інструктажем перед початком роботи та функціями комп'ютерного оператора під час SWOT-аналізу, когнітивного картування і моделювання. Усі представлені в дисертаційному дослідженні результати спільного навчання відображають винятково точку зору, міркування та висновки бджолярів.

Оцінку активності використання третіх просторів здійснено як частину трансдисциплінарного міжнародного проєкту *AlterNet High Impact Action* (Angelstam et al., 2021). Як треті простори (англ. *third places*) розглядаємо соціальні середовища або фізичні місця, котрі виконують роль нейтральних зон для взаємодії та спілкування між акторами з різними соціальними, культурними та економічними характеристиками (Oldenburg & Brissett, 1982). Ці простори надають можливість зустрічей, неформального обміну ідеями, творчої взаємодії та вирішення спільних проблем, а також сприяють інноваціям і розвитку спільнот.

Вибір гірської модельної території для ситуаційного аналізу зумовлений цілями проєкту. Він відображає територію із часткою лісового покриття в межах 20–50 % та складною історією лісокористування, яка охоплює австро-угорський, румунський і радянський періоди, а також роки незалежності.

Збір та обробку інформації здійснено формальним методом сканування

горизонту (англ. *horizon scanning*), який дає змогу ініціювати процес виробництва знань і навчання у групах зацікавлених сторін, а також інтерпретувати й обговорювати результати дослідження (Shackleton et al., 2017). Здебільшого співавтори були залучені як академічні експерти і працювали на місцях із місцевими жителями для узагальнення колективних знань про поточний стан і тенденції традиційних, новітніх, а також віртуальних просторів для співпраці. На гірській модельній території, окрім представників громади, до консультування були залучені працівники НПП «Черемоський», які володіють інформацією щодо використання новітніх третіх просторів. Під час стартової зустрічі для вибору напряму тематичних досліджень, а також трьох семінарів і кількох онлайн-тренінгів ми розробили узгоджену методологію для уніфікації формату результатів.

Після складання переліку традиційних, новітніх і віртуальних третіх просторів кожен ідентифікований елемент класифіковано за *активністю використання* місцевою громадою як активний (2), присутній (1) або (майже) відсутній (0), а також за тенденцією розвитку порівняно з кінцем ХХ ст. як зростаюча (+), стабільна (=) або спадна (-). Аналогічний підхід використано для оцінки *взаємодії соціального капіталу* в рамках традиційних, новітніх і віртуальних третіх просторів.

Висновки до розділу 2

Продемонстровано стрімку висотну поясність ландшафтів Чернівецької області, яка визначає контрастність природних умов на відносно невеликій території. На основі історичного аналізу встановлено просторово-часові відмінності синантропізації рівнинних, передгірських та гірських ландшафтів на території історичних земель Північної Буковини та Північної Бессарабії, які нині входять до складу адміністративної Чернівецької області. З позицій етнокультурного ландшафтознавства в подальші історичні періоди тут відбувалася певна соціокультурна диференціація, зокрема в традиціях ведення господарства.

Узагальнюючи викладені твердження, адміністративну Чернівецьку область завдяки контрастним природним і соціокультурним умовам запропоновано розглядати як унікальну платформу для багаторічних трансдисциплінарних досліджень екосистемних послуг. У межах гірських, передгірських і рівнинних ландшафтів виокремлено три модельні території, які формують просторовий каркас для вивчення реалізації ЕП.

Розроблено комплексний концептуально-методологічний підхід до дослідження і вирішення біолого-екологічних проблем, особливістю якого є поєднання методів із біології, екології та суміжних наукових напрямів.

Розв'язано проблему урахування значної просторової та часової неоднорідності функціонування екосистем і продукування екосистемних послуг шляхом застосування геоінформаційних баз ретроспективних даних.

Запропоновано авторську методологічну базу для партисипативних практик прийняття адаптивних управлінських рішень із послідовним застосуванням методів фокус-груп, нечіткого когнітивного картування, SWOT-аналізу, партисипативного моделювання, експертних оцінок, польового експерименту.

РОЗДІЛ 3.

КОЛОГІЧНА ОЦІНКА СТРУКТУРИ АГРОЛАНДШАТІВ РІЗНОГО СТУПЕНЯ АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ

У дослідженні біорізноманіття та ЕП важливе місце посідає формування екологічного профілю для певних місцевостей за різними критеріями: способами землекористування (Jarisch et al., 2022; Ota et al., 2020), сценаріями екосистемного менеджменту (Alvarez et al., 2017; Labiosa et al., 2013; Young et al., 2006), переліком індикаторів ЕП (Andersson et al., 2015; Qiu et al., 2019), характеристиками екологічної (McGranahan et al., 2016) або соціальної (Angelstam et al., 2021) підсистем СЕС, особливостями ландшафту (Dewi et al., 2017) тощо. В основу складених нами для виділених модельних територій екологічних профілів покладено кількісний просторовий аналіз агроландшафтів, адже саме риси геоморфологічної організації визначають формування як екологічної, так і соціальної підсистем.

Базові уявлення про природні передумови для формування і підтримання біорізноманіття, а також про набори та потоки ЕП, які може забезпечувати певна ландшафтна територіальна структура, дає аналіз наземного покриття (НП). Наземний покрив (англ. *land cover*) визначається як гетерогенне ландшафтне утворення на межі атмосфери й літосфери, котре охоплює біотичні, абіотичні та суспільні складники СЕС і є продуктом їхньої взаємодії (Круглов, 2016). У рамках концептуальної основи багатокомпонентної СЕС (McGinnis & Ostrom, 2014) співвідношення різних класів НП детермінує характерні риси ресурсних систем певної території (рис. 1.2). Оперують поняттями актуального (фактичного) і потенційного (прогнозованого) НП. Геопросторову структуру НП досліджують та інтерпретують засобами геоматики із застосуванням даних, отриманих у результаті супутникових спостережень. Класи НП, виділені на основі космознімків високої просторової роздільної здатності, розглядають як зразки агрегованих типів екосистем для визначення головних груп ЕП (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Поруч із НП в екологічних дослідженнях аналізують просторову структуру землекористування (англ. *land use*). В англomовних літературних джерелах ці два поняття часто згадуються в тандемі *land use/land cover* (Grafius et al., 2016; Szarek-Iwaniuk, 2021; Twisa et al., 2020) і нерідко помилково ототожнюються (Fisher & Unwin, 2005). І. Круглов (2020) вказує на можливі відмінності між ареалами класу НП і функціональними зонами землекористування, незважаючи на спільні риси геопросторових структур. Науковець розглядає землекористування як важливий суспільний компонент НП, прямо пов'язаний з ЕП. Кілька видів НП можуть перебувати в однаковому землекористуванні і, навпаки, в межах одного ареалу НП є підстави для розвитку різних видів землекористування (Fisher & Unwin, 2005). Статистична організація Eurostat також розділяє ці два показники, розглядаючи наземний покрив як індикатор рис видимої земної поверхні, а землекористування як індикатор соціально-економічних цілей використання землі (Brandmuller & Onnerfors, 2011).

Наразі немає уніфікованого підходу до виділення і класифікації ареалів НП. Ініційовані проекти регіонального, національного, міжнародного та глобального рівнів на основі супутникових і наземних спостережень застосовують різні алгоритми дешифрування, валідації та інтерпретації даних ДЗЗ для задоволення конкретних прикладних потреб. Широко знані системи CORINE Land Cover (CLC), USGS Global Land Cover Characterization (GLCC), EUROSTAT LUCAS використовують змішану номенклатуру ареалів НП і форм землекористування.

Продукт ESA WorldCover, обраний нами через високу точність (Chaaban et al., 2022; Duarte et al., 2023), застосовує апріорну класифікаційну систему Land Cover Classification System (LCCS), розроблену ФАО (di Gregorio & Jansen, 2005). Базові номенклатурні одиниці НП згідно з цією системою мають однозначну інтерпретацію і репрезентують агрегований блок усіх можливих варіацій у межах виділеного класу.

3.1. Екологічний профіль гірської модельної території

Площа гірської модельної території складає 88 тис. га, у межах яких ідентифіковано шість класів наземного покриття з 11 можливих згідно з класифікацією LCCS (рис. 3.1.). Понад 75 % території займає деревний покрив: природні ліси, штучні насадження, парки, зруби із відновленим деревостаном. Другий за площею клас (23 %) – трав'яний покрив, який об'єднує природні та вторинні луки, пасовища (полонини) природного й антропогенного походження, а також зруби на ранньосукцесійній стадії. Сільськогосподарські угіддя, землі під забудовою, відкритий ґрунт і водні об'єкти сумарно не перевищують 1 %

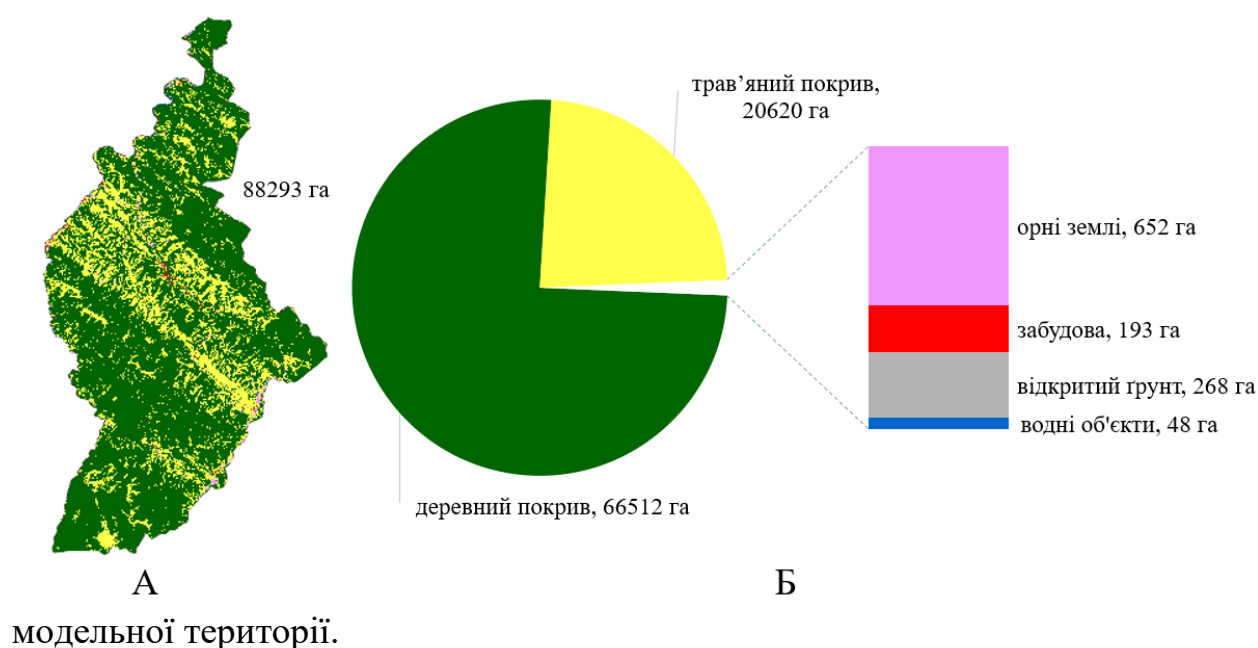


Рис. 3.1. Наземний покрив гірської модельної території: А – просторовий розподіл; Б – класи наземного покриття згідно з класифікацією LCCS

Згідно з концепцією ландшафтної структури ліс тут виконує роль матричного елемента зі вкрапленнями фрагментів інших класів наземного покриття. Лісистість гірської модельної території складає майже 63 % (Сарчинська, 2021). За геоботанічним районуванням Українських Карпат (Голубець, 2003) вона належить до округу смерекових гірськокарпатських лісів і представлена двома районами: чистих смерекових чивчинсько-мармароських (у верхній частині, на висотах 1301–1400 м н.р.м.) і ялицево-буково-смерекових ворохтянсько-путильських (у нижній частині, на висотах

800–1100 м н.р.м.) лісів. У природних древостанах *Picea abies* (L.) Karst. формує на Путильщині стійкі, середньопродуктивні, монодомінантні угруповання. Похідні ценотично-спрощені смеречники на місці корінних букових лісів у низькогірних ландшафтах високопродуктивні, однак недовговічні та нестійкі до хвороб, шкідників кліматичних змін, вітровалів (Костриба та ін., 2008). Чистопородні смерекові ліси стрімкосхилових середньогірних ландшафтів наділені природоохоронним статусом і входять до складу НПП «Черемоський» (Чорней, 2015). Природоохоронне значення має також левова частка вологих букових і ялицевих суслеречин. Експлуатаційні ліси модельної території представлені переважно вологими буково-ялицевими смеречинами та вологими буково-ялицевими суслеречинами (Матусевич, 2022). У долинах річок трапляються вузькі смуги листяних лісів (Чорней, 2015).

Трав'яний покрив гірської модельної території утворює фрагменти досить великих розмірів і представлений кількома різновидами (рис. 3.2).

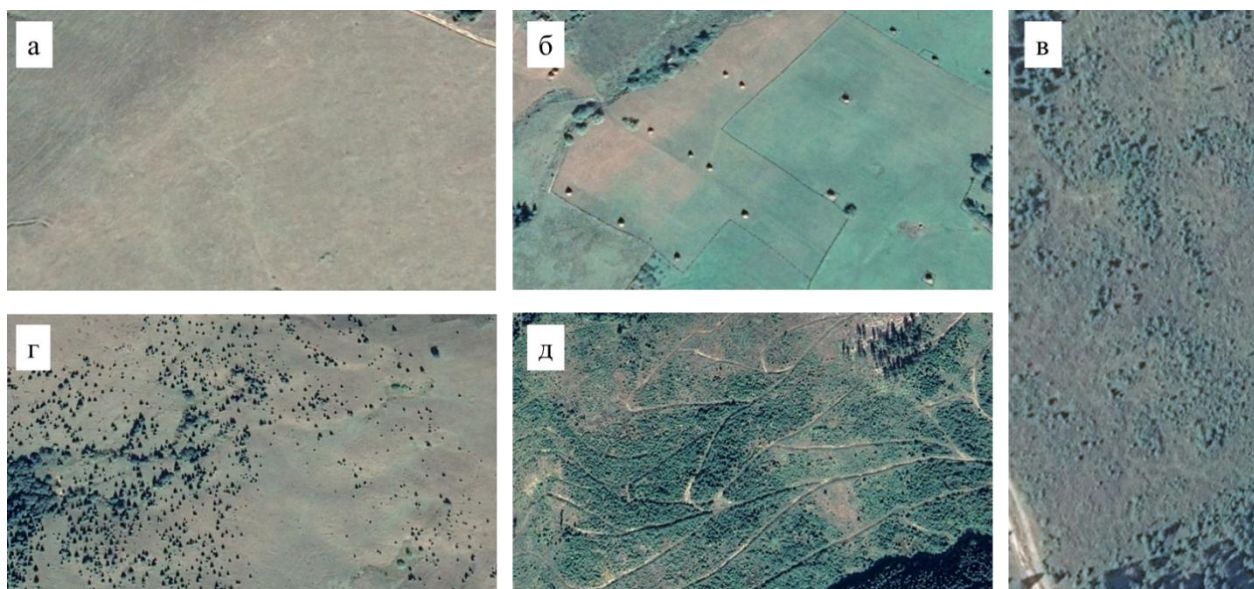


Рис. 3.2. Різновиди екосистем, класифікованих як трав'яний покрив (тут і далі фрагменти космознімків отримані з Google Earth Pro): а) природна середньогірна лука (полонина); б) напівприродні та штучні пасовища й сіножаті (антропогенні полонини); в) зарості криволісся ялівцю сибірського на схилі г. Яровиця; г) природна середньогірна полонина на стадії заростання; д) суцільний зруб на ранньосукцесійній стадії

Середньогірні луки субальпійського поясу утворилися над верхньою межею лісу на висоті від 1400 м н.р.м. та різняться за флористичним складом залежно від місцезнаходження, експозиції схилу, ступеня антропогенної трансформованості. Деякі з них насичені рідкісними та ендемічними видами, сумарно ж флора полонин нараховує щонайменше 835 видів вищих спорових і квіткових рослин. Значну частку трав'яного покриву модельної території займають післялісові площі, зокрема справжні та пустищні луки, які утворилися на місці знищених лісів і криволісь. Окрім типово-лучних видів вони містять чимало представників бореальної, неморальної і азональної флори (Малиновський, 2003; Чорней, 2015).

У структурі сільськогосподарських угідь модельної території 49 % складають пасовища (10280 га) та сіножаті (12223 га) (Смага, 2015). Територіально вони можуть бути як приурочені до поселенської мережі низькогір'я, так і розміщені на значній відстані від населених пунктів. Сьогодні багато віддалених гірських полонин занедбано, тоді як населення активно експлуатує легкодоступні сіножаті та пасовища Ворохтянсько-Путильського низькогір'я (Гілецький & Тимофійчук, 2013).

В межах гірської модельної території наявні оліготрофні, мезотрофні і, найчастіше, евтрофні болота (Чорней та ін., 2008). Зокрема, на території НПП «Черемоський» представлені як висячі болота вздовж водотоків, так і схилів – на всіх гіпсометричних рівнях (Чорней, 2015). Класифікаційна система LCCS передбачає окремий клас для болотних угідь. Однак, у межах модельної території вони, вірогідно, були ідентифіковані як трав'яний або деревний покрив залежно від місцезнаходження і оточуючої рослинності. Клас водних об'єктів представлений 17 ставками з найменшим по області об'ємом води – 0,128 млн. м³ (Шевчук, 2019).

Певна частка земель, класифікованих як трав'яний покрив, може містити деревну й чагарникову рослинність. Наприклад, низькорослі сланкі чагарники криволісся *Juniperus sibirica* Burgsd., які трапляються у західно-південній частині модельної території, не були виділені алгоритмом ESA WorldCover в

окремий клас (рис. 3.2, в). Закинуті полонини на висотах від 1000 м н.р.м. зазнають ренатуралізації і заростають самосівом лісотвірних порід, поступово перетворюючись на рідколісся. Залежно від висоти та густоти стояння дерев окремі їхні частини класифікуються як деревний покрив, інші – ще як трав'яний (рис. 3.2, г). Ранньосукцесійні угруповання на місці суцільних рубок головного користування також ідентифікуються як трав'яний покрив (рис. 3.2, д). Вірогідно, штучно заліснені зруби на стадії формування молодняків розпізнаватимуться алгоритмом як трав'яний покрив. Ділянки свіжих суцільних рубок із суттєвим порушенням рослинного й навіть ґрунтового покриву класифіковані як відкритий ґрунт (рис. 3.3, а, б).

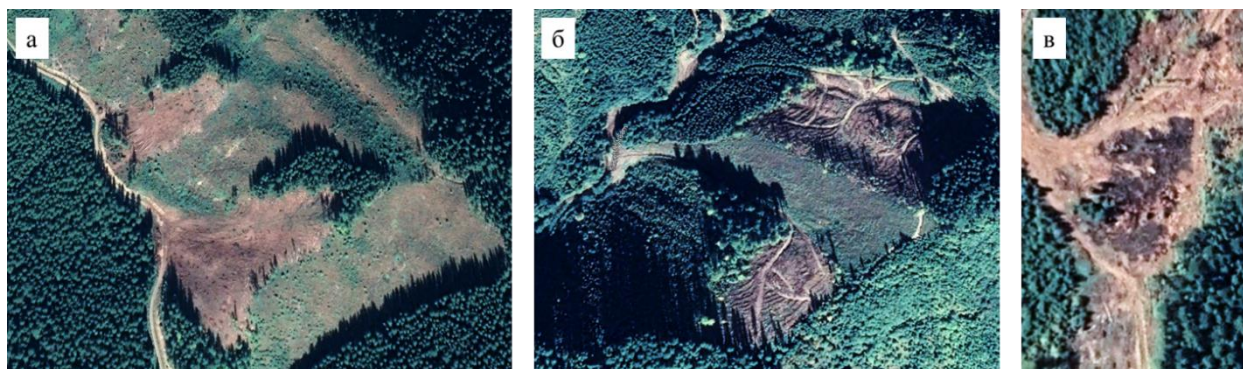


Рис. 3.3. Суцільні лісосіки (а, б) і згарище (в), класифіковані як відкритий ґрунт

Візуальне співставлення класу «відкритий ґрунт» із картографічними матеріалами платформи Google Earth Pro на відповідних ділянках дало змогу ідентифікувати кілька його різновидів. Окрім суцільних зрубів із руйнуванням ґрунтового покриву (рис. 3.3, а, б), на незначних площах виявлено ознаки згарищ (рис. 3.3, в). Встановлено істотний внесок заплав річок Черемош, Білий Черемош, Путилка, Сучава з виходами корінних порід і відкладами наносів. Окремо представлені скельні відслонення, наприклад геологічна пам'ятка природи Тораківська стінка.

Орні землі займають лише 0,74 % гірської модельної території й складають 4,5 % від угідь сільськогосподарського призначення. Територіально в агровиробництві задіяні переважно землі річкових долин. Здебільшого це місцевості низьких та середніх терас, а подекуди й урочища високої заплави з

доволі родючими для гірської місцевості ґрунтами (Дутчак, 2012). Найбільші суцільні площі орних земель розміщені в долині р. Сучава на кордоні з Румунією в селах Шепіт, Селятин, Галицівка, Руська (рис. 3.4, а). У долинах річок Білий Черемош, Путилка, Дихтиненць, Яловичора в аграрній структурі переважають господарства з наділами, розміри яких не перевищують 1 га. Це сприяє більшій фрагментованості земель класу (рис. 3.4, б). Таке подрібнення земельних ділянок в умовах гірських ландшафтів ускладнює їхній механізований обробіток і знижує ефективність сільськогосподарського виробництва. Оцінка окупності виробничих витрат показала, що рівень економічної родючості ґрунтів тут не забезпечує формування диференціального рентного доходу (Смага, 2015).

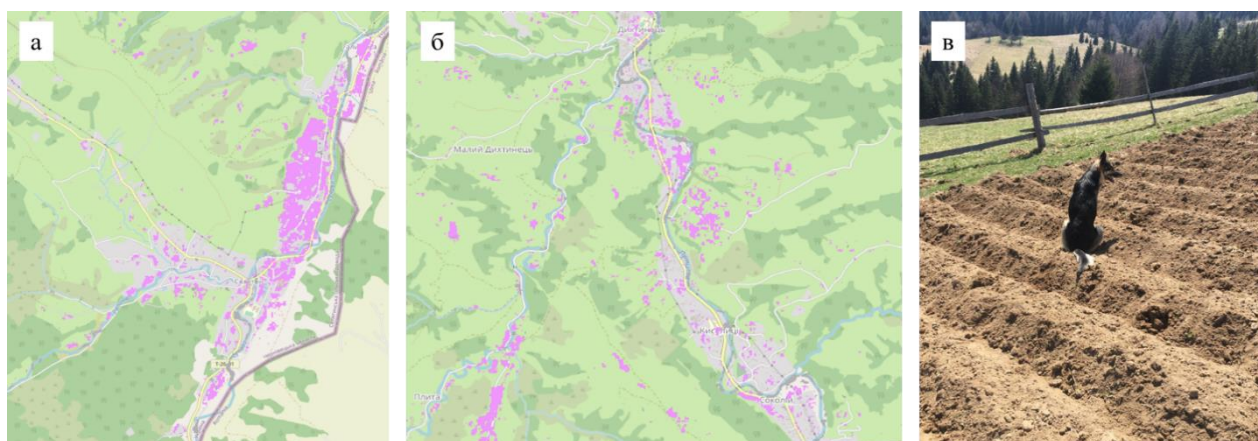


Рис. 3.4. Орні землі (рожевим) суцільними масивами (а) і розрізненими ареалами (б) на фрагментах картосхеми гірської модельної території та світлина ріллі (в) на присадибній ділянці в смт Путила

Конфігурація поселенської мережі гірської модельної території визначається насамперед контурами гідрографічної мережі. Найбільш густо заселені долини річок Черемош, Білий Черемош, Путилка й Сучава, проте поодинокі населені пункти трапляються і вище на гірських хребтах (рис. 3.5). Усереднена щільність населення модельної території найменша в області – близько 30 осіб/км². Для різних населених пунктів цей показник коливається в надзвичайно широких межах. Загалом гірська модельна територія вміщує 51 населений пункт у складі чотирьох територіальних громад (ТГ).

Колишній райцентр, смт Путила – найбільша адміністративна одиниця модельної території зі щільністю населення 251 особа/км² – розташований на

висоті 628 м н.р.м., на пологих терасованих схилах Ворохтянсько-Путильського низькогір'я (рис. 3.5, а). Нині разом із 18 іншими селами утворює Путильську селищну ТГ. До складу ТГ входить і с. Випчина, у якому станом на 30 листопада 2021 рік зареєстровано 13 осіб, збереглися три хати й церква з кладовищем. Це найвище поселення модельної території, розташоване на висоті 1200 м н.р.м., яке перебуває на стадії повного занепаду.

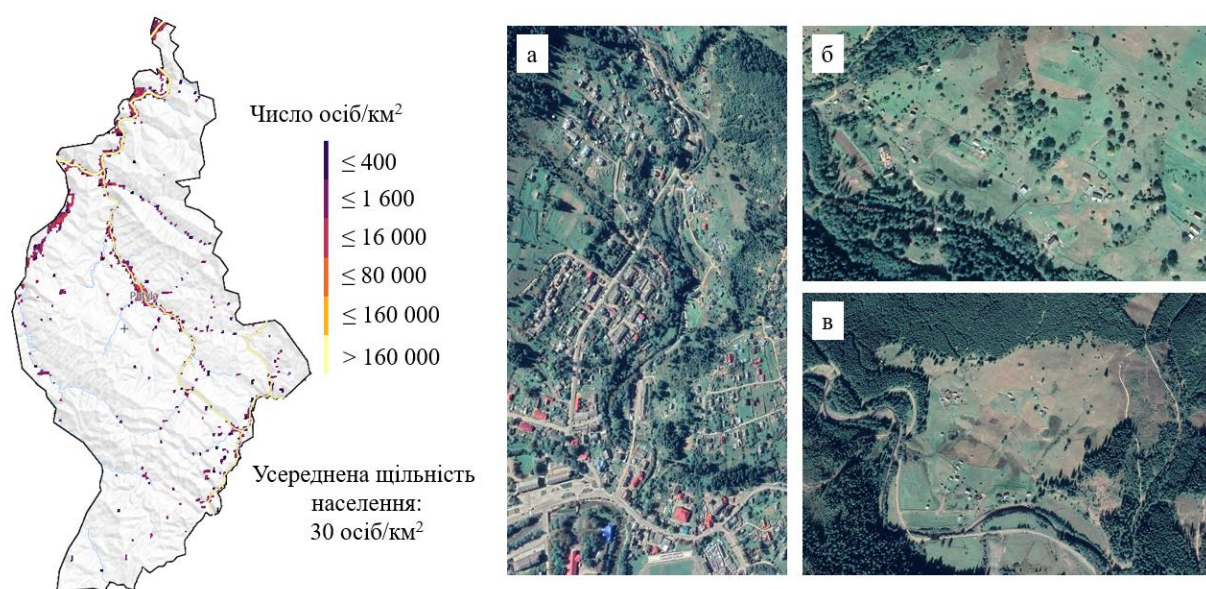


Рис. 3.5. Розподіл населення в межах гірської модельної території:

а) с. Путила (в. н. р. м. – 628 м) – колишній райцентр зі щільністю населення 251 особа/км²; б) с. Усть-Путила (в. н. р. м. – 1 183 м; щільність населення 152 особи/км²); в) хутір Сиваки, с. Верхній Яловець (в. н. р. м. – 980 м; щільність населення 41 особа/км²)

Друга за кількістю населених пунктів – Усть-Путильська ТГ, до складу якої входить 13 сіл. Щільність населення у с. Усть-Путила, розташованому на висоті 1 183 м н. р. м., становить 152 особи/км² (рис. 3.5, б), а в аналогічному за розмірами с. Розтоки з висотою 389 м н. р. м. – 342 особи/км². Селятинська ТГ об'єднує 10 населених пунктів навколо другої за чисельністю населення адміністративної одиниці модельної території – с. Селятин, розташованого в долині р. Сучави на висоті 824 м н.р.м. Це одне з найстаріших гуцульських поселень Буковини, яке мало залізничне сполучення з європейськими країнами і із закриттям залізниці значно скоротило людність. Наразі щільність населення тут складає 238 осіб /км².

Наявність розвиненої інфраструктури залишається одним із визначальних чинників сучасного розселення в Буковинських Карпатах.

Ординацією населених пунктів гірської модельної території за гіпсометричним показником і чисельністю населення показано (рис. 3.6), що людність більшості сіл не перевищує 500 осіб. Здебільшого поселення розміщені у висотному діапазоні 600–900 м н.р.м.

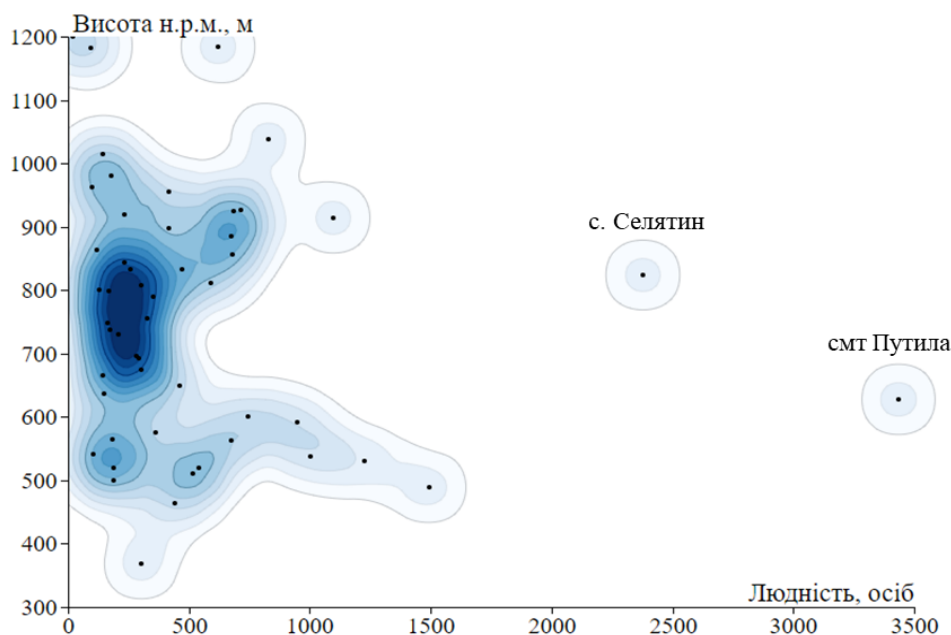


Рис. 3.6. Характеристики поселенської мережі
(побудовано авторкою у RAWGraphs 2.0 beta)

На більших висотах переважають поселення безсистемної конфігурації з розсіяно-гніздовою забудовою. Низинні поселення здебільшого мають вуличну форму (рис.3.5, а), де роль головної вулиці виконує шосе. Центральна частина таких сіл чітко окреслена мережею паралельних до головної вулиць і численних бічних провулків. Залежно від рельєфу низинне село може мати кілька відносно рівноцінних поселенських осередків. Нерідко такі осередки ландшафтно розділені малими річками та потоками або розташовуються на протилежних горбах. Приклади дизруптивних поселень: с. Малий Дихтинець, с. Гробище, с. Галицівка. Історично формування таких сіл здійснювалося у спосіб адміністративного злиття присілків.

Присілково-хутірські поселення заслуговують окремої уваги. Нині така

форма розселення збереглася переважно на висоті від 900 м н.р.м., хоча раніше розміщення відокремлених менших поселень на околицях більших сіл була поширеним явищем по всій гірській модельній території як яскрава ознака патронімії, притаманної гуцульській культурі розселення. М. І. Козек наводить такі відомості: «... с. Плай було віддаленим хутором села Яблуниця, села Тораки і Рижа – хуторами смт Путила, Хорови – хутором села Підзахаричі...» (Козек, 2022, с. 46).

Сучасний адміністративний уклад не передбачає виділення присілків і хуторів як самостійних територіальних одиниць. Наприклад поселенський осередок Сиваки, входить до складу с. Верхній Яловець (рис. 3.5, в), проте відмежований від решти території села природними елементами ландшафту: лісовими масивами та руслом р. Яловичера. Щільність населення тут складає лише 41 особу/км². У найменшій ТГ Путильщини – Конятинській – майже кожне село має кілька хуторів і присілків. Село Стебні налічує сім хуторів: Рівня, Прочерть, Грунь, Буковинка, Лазок, Глибока й Котово. До с. Конятин належать хутори Плита і Глибока, а також частина хутора Зелений. Село Самакова має чотири присілки Верхня і Нижня Самакова, Великий і Малий Рошишний. До Великого Липовця входять хутори Буздуги та Манчулів. Усі вони різняться як за розмірами, так і за людністю. Подекуди розміри окремого хутора можуть перевищувати центральну частину села.

Суспільний компонент СЕС – головний рушій модифікації природних компонентів, а фрагментація ландшафтів – один із яскравих проявів їхньої антропогенної трансформації. Поселенська мережа та інфраструктурні елементи виконують роль фрагментуючих об'єктів, а різні форми господарської діяльності поглиблюють процес фрагментації. Ландшафтна структура та фрагментація здійснюють відчутний вплив на потоки ЕП загалом і здатність екосистем надавати окремі види послуг (Mitchell et al., 2015). Аналіз кількісних характеристик фрагментованості ландшафту й особливостей конфігурації фрагментів у межах класу НП дають розуміння можливих сценаріїв перебігу екологічних процесів.

Аналіз комплексу ландшафтних метрик показав, що в межах гірської модельної території деревний покрив не лише домінує в структурі ландшафту, але й характеризується найменшим ступенем фрагментованості (табл. 3.1). Індекс найбільшого фрагменту складає 73 %, а сумарна площа ядер – 61 тис. га. Водночас для класу деревного покриву встановлено найнижчі показники індексів фрагментованості та розчленованості ландшафту.

Таблиця 3.1

Показники конфігураційної гетерогенності ландшафту

Ландшафтні метрики	Клас наземного покриву					
	деревний покрив	трав'яний покрив	орні землі	забудова	відкритий ґрунт	водні об'єкти
Частка класу в наземному покриві, %	75,32	23,36	0,74	0,22	0,30	0,05
Кількість фрагментів, шт	3897	8013	5077	1940	2909	98
Щільність фрагментів, шт/100 га	3,40	6,98	4,43	1,69	2,54	0,09
Індекс найбільшого фрагменту, %	73,20	3,48	0,04	0,02	0,01	0,01
Сумарна протяжність меж, м	693×10^4	743×10^4	90×10^4	32×10^4	47×10^4	4×10^4
Щільність меж, м/га	60,40	64,77	7,86	2,79	4,12	0,38
Сумарна площа ядер, га	61259	15243	-	-	-	-
Індекс фрагментованості ландшафту	0,46	1,00	1,00	1,00	1,00	-
Індекс розчленованості	2	460	280×10^4	1239×10^4	1547×10^4	-
Ефективний розмір чарунки, га	61475	249	0,041	0,009	0,007	-

Як матричний елемент ландшафту ліс у гірській модельній території має великий потенціал для забезпечення підтримуючих функцій. Насамперед це осередок підтримки флористичного і фауністичного біорізноманіття, лісових генетичних ресурсів, включаючи широкий спектр ендеміків. Середовищевірна функція гірських лісів забезпечує сприятливі еколого-ценотичні умови та умови для формування природних оселищ різного соціологічного статусу на лісових і післялісових фрагментах ландшафту. Зокрема, високогірні смерекові ліси на верхній межі поширення включені до європейської природоохоронної мережі охоронних ділянок Natura 2000 (Проць & Кагало, 2012). Біогеоценотичний покрив надає комплекс ЕП, пов'язаних із виробництвом біомаси, депонуванням органічного вуглецю і азоту, газообміном. За підрахунками М. А. Голубця (2000)

усереднені запаси надземної фітомаси деревного ярусу чистого смеречника в Українських Карпатах становлять 618 ц/га. Окрім деревних порід, синтез біомаси в смерекових лісах здійснює понад 150 видів трав'яних рослин, які станом на момент обчислень накопичили 893 ц/га з річним приростом 96 ц/га. Сумарний запас різних фракцій підстилки складає 75–80 ц/га. Стиглі смерекові ліси віком від 100 років можуть накопичувати значно більше фітомаси – до 3500 ц/га, із них на зольні елементи й азот припадає понад 1300 кг/га. Жива тваринна біомаса смеречника в складі представників 350 видів оцінена науковцем у 464 кг/га. Річний біотичний колообіг мінеральних елементів при цьому налічує 100–300 кг/га (Голубець, 2000).

Регулювальні ЕП, які забезпечуються деревним покривом, в умовах гірського ландшафту набувають особливої ваги. Протиерозійні та протизсувні, водоохоронні та водорегулювальні функції лісу тут не лише забезпечують стійкість ландшафту, але і слугують підґрунтям екологічної безпеки регіону. Водночас ліс визначає традиційний спосіб господарювання населення гірської модельної території та зберігає активну соціальну роль у суспільному житті.

Трав'яний покрив модельної території представлений найбільшою кількістю фрагментів (табл. 3.1) з найвищим показником їхньої щільності (майже 7 штук на 100 га). За площею цей клас НП втричі менший, ніж деревний покрив, тоді як сумарна площа ядер (біоцентрів) менша в чотири рази. Фрагментація трав'яного покриву супроводжується збільшенням сумарної протяжності меж та зростанням їхньої щільності. Літературні відомості свідчать про активні демуаційні процеси на закинутих полонинах субальпійського поясу вище верхньої межі лісу (Гілецький & Тимофійчук, 2013; Малиновський, 2003; Чорней, 2015). Явище поступового заліснення вторинних лук притаманне не лише Буковинським Карпатам. Воно описане як на прикладі європейських гірських систем (Gellrich et al., 2007), так і за межами континенту (Estacio et al., 2022). З одного боку, така демуація може розцінюватися позитивно, оскільки супроводжується відновленням корінних фітоценозів, зниженням антропопресингу, посиленням життєздатності популяцій соціологічно-значущих видів. З іншого – заростання післялісових лук нерідко веде до збіднення

флористичного складу і втрат рідкісних елементів (Кобів, 2010). Не менше занепокоєння викликає і перспектива незворотної втрати традиційних форм гірського господарювання.

Певна частка фрагментів, віднесених до класу трав'яного НП, може розглядатися як тимчасова, оскільки представлена суцільними зрубамі на ранніх стадіях відновлення. У масштабі модельної території їх наявність не розцінюється як реальна загроза екологічній стабільності ландшафту. Водночас такі ділянки сукупно з недотриманням вимог до лісозаготівлі і транспортування деревини, кліматичними змінами та іншими менш очевидними факторами формують локальні осередки дестабілізуючого впливу на екосистеми. Зокрема, вони можуть модулювати вектори поширення хвороб і шкідників лісу, інвазійних видів. Аналіз флори НПП «Черемоський» виявив вісім видів вищих судинних рослин-інвайдерів: *Juncus tenuis* Willd., *Salix fragilis* L., *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medik., *Bunias orientalis* L., *Galinsoga parviflora* Cav., *G. urticifolia* (Kunth) Benth., *Lepidotheca suaveolens* (Pursh) Nutt., *Sisyrinchium septentrionale* Bicknell. Здебільшого вони мають невеликий інвазійний потенціал, хоча й можуть виявляти високий ступінь інвазійності у вузьколокальних масштабах.

Отже, не всі фрагменти, класифіковані як трав'яний НП мають рівноцінне значення для збереження біологічного різноманіття та підтримання потоків ЕП. Кількість і сумарна площа ядер у цьому випадку – показники, які не можуть у повній мірі відображати цінність ареалів однакового розміру.

Для глибшого дослідження геометрії фрагментації здійснено умовний перерозподіл модельної території на статистично гомогенні фрагменти зі збереженням вірогідності перебування двох випадкових об'єктів у межах одного фрагменту. Показник ефективного розміру чарунки відповідає площі чарунки сітки, утвореної при такому перерозподілі. Метод дає змогу вилучити з аналізу занадто малі фрагменти, які нерідко являють собою піксельні артефакти, згенеровані в процесі автоматизованої класифікації НП, проте впливають на арифметичні показники фрагментації (кількість фрагментів, середня площа фрагменту, площа найменшого фрагменту). Встановлено, що ефективний розмір чарунки для деревного покриву становить 62 тис. га, для трав'яного покриву – 249

га (табл. 3.1). Ділянки антропогенного походження: сільськогосподарські угіддя, забудова, відкритий ґрунт очікувано характеризуються високим ступенем фрагментованості та мізерними ефективними розмірами чарунки.

Зауважимо, що роль фрагментуючих компонентів модельної території належить не стільки населеним пунктам і полотнам автотрас, скільки численним водотокам, гірським хребтам, системам ярів та іншим дизруптивним формам гірського рельєфу.

3.2. Екологічний профіль передгірської модельної території

У межах передгірської модельної території площею понад 111 тис. га ідентифіковано сім класів НП з 11 можливих згідно з класифікацією LCCS (рис. 3.7). Як і на гірській модельній території тут переважає деревний покрив, однак частка його складає лише 55 % від загальної площі. Близько третини земель (31 тис. га) відведено під рілля. На трав'яний покрив припадає 15 % площі передгірської модельної території. Решта 2 % займають забудова, відкритий ґрунт, водні об'єкти та водно-болотні угіддя.

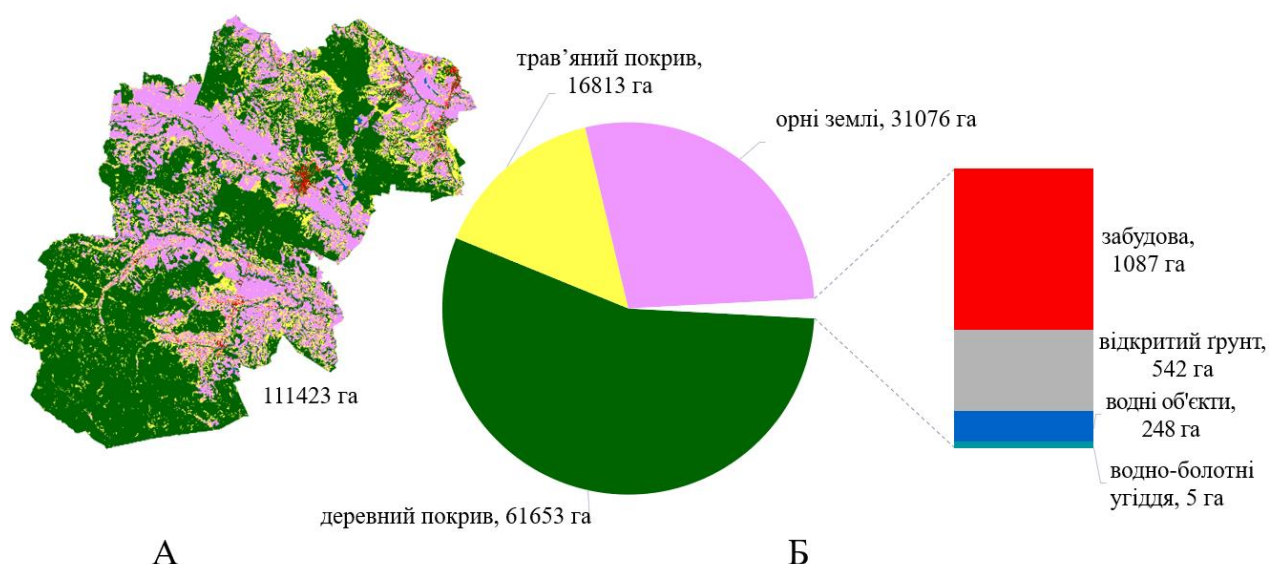


Рис. 3.7. Наземний покрив передгірської модельної території: А – просторовий розподіл; Б – класи наземного покриття згідно з класифікацією LCCS

Виділити спільний для всієї передгірської модельної території матричний елемент наземного покриву, на відміну від гірської, неможливо. За просування з південного заходу на північний схід лісові масиви чергуються з агроландшафтами, здебільшого розташованими в долинах річок Малий Сірет, Сірет, Дерелуй та їхніх приток.

Найбільший осередок лісового покриву розташований у південно-західній середньогірно-низькогірній частині модельної території. Моноклінальні ландшафти середньогір'я із темно-бурими сильнокислими ґрунтами вкриті смереково-ялицевими лісами. Обабіч із ними межують хвойні та хвойно-широколистяні ліси, сформовані на складених флішем низькогір'ях з дерново-буроземними ґрунтами. Домінують ялицево-букові ліси з фрагментами чистих бучин. Тут проходить передгірський геоекотон, який окреслює межу поширення багатьох елементів типової гірської флори і фауни (Коржик та ін., 2015). По південній межі, вздовж державного кордону з Румунією збереглися найбільші масиви буково-дубово-грабових і ялицево-букових лісів.

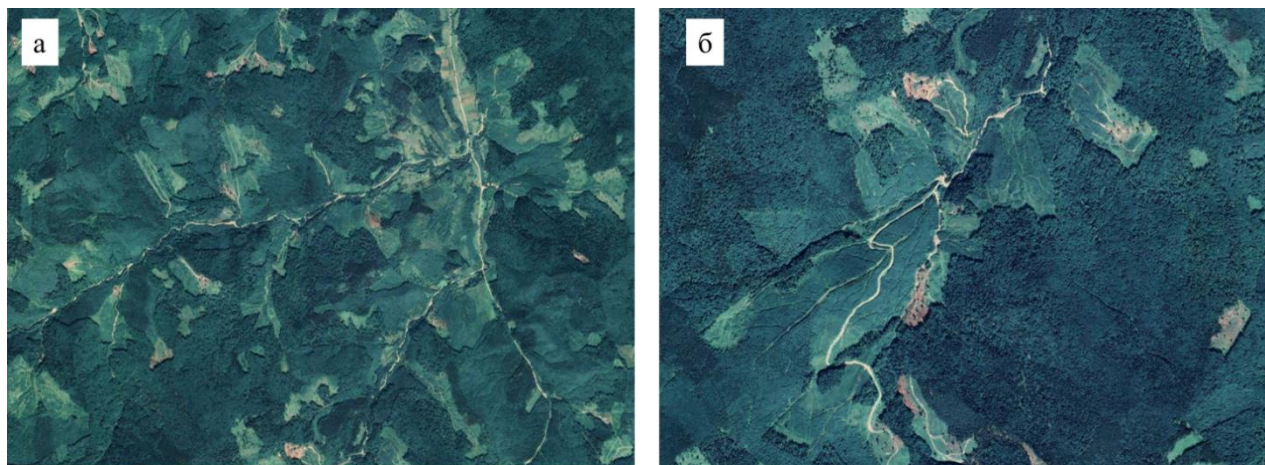


Рис. 3.8. Ландшафти південно-західної, найбільш залісненої частини передгірської модельної території: а) мозаїчність наземного покриву; б) ознаки лісокористування

Активна заготівля деревини впродовж останніх двох століть призвела до значної мозаїчності НП (рис. 3.8). Вік різних ділянок лісу коливається від 40 до 120 років. Чималу площу займають зруби на різних сукцесійних стадіях. На дерново-буроземних ґрунтах сформувалися вторинні різнотравні луки, на

дерново-опідзолених — злаково-різнотравні. Флористичний склад суттєво різниться залежно від особливостей землекористування (сінокосіння або випасання худоби). Окрім типових для України представників лучної флори тут трапляється чимало специфічних для карпатських лук видів: *Hieracium aurantiacum* L., *Thymus alpestris* Tausch, *Helictotrichon praeustum* (Riechenb.) Tzvel. (Солодкий та ін., 2009).

Ландшафти передгірської частини модельної території містять менший за розмірами та більш розчленований поперечний пояс лісів у межах Міжсіретьського фізико-географічного району. Його основу складають грядово-зсувні горбогір'я з ялицево-буковими та дубово-буковими лісами (Коржик та ін., 2015). На високих терасованих рівнинах головним чином поширені чисті та ялицеві бучини. Поблизу с. Ропча на площі 69 га розташований генетичний резерват чистих бучин віком більше 110 років. Ще один цінний корінний високопродуктивний деревостан площею 25,9 га між селами Глибочок і Тисовець має статус заповідного урочища. На захід від с. Тисовець розташований другий в Україні за площею масив (10 га), де зростає реліктовий вид *Taxus baccata* L. під наметом букового насадження, що зберігся в природному стані. Однак заповідання унікальних букових лісів передгірської модельної території не гарантує їхню високу продуктивність та реалізацію закладеного потенціалу ЕП. Як і експлуатаційні ліси, вони можуть потерпати від несприятливих природних чинників та неефективного або малоефективного управління. Високий рівень інсуляризованості природоохоронних ділянок букових лісів також сприяє деградаційним процесам (Жук та ін., 2021).

У лісах міжсіретьської частини модельної території доволі велику площу відведено під розведення провідних лісотвірних порід краю (рис. 3.9). Зокрема, поблизу с. Верхні Петрівці створені клонові лісонасінні плантації ялиці білої, зростають плюсові дерева смереки, наявні лісонасінні ділянки дуба звичайного та бука лісового. На стадії розробки — клонова плантація модрини європейської. Площа зареєстрованих постійних лісонасінних ділянок тут складає 2,3 га, ще 7,3 га мають високий потенціал (Яцик та ін., 2008). У розсадниках модельної

території щорічно вирощують понад 600 тис. стандартних сіянців на території 10 лісництв Сторожинецького лісгоспу. Розсадник лісотвірних і декоративних деревних порід площею 5 га діє при Сторожинецькому дендрологічному парку.

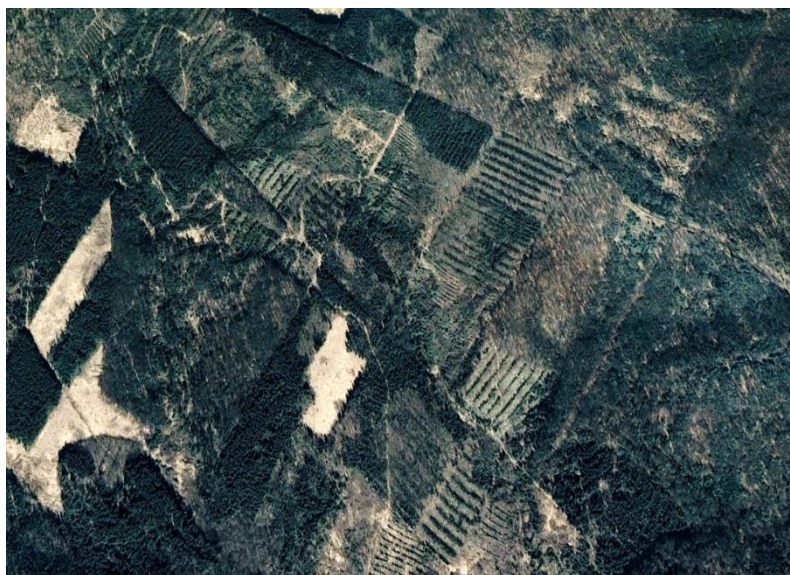


Рис. 3.9. Ділянки, відведені під лісорозведення

Лучні комплекси тут представлені переважно вторинними післялісовими флористично багатими мезофільними угрупованнями на різних стадіях пасквальної дигресії. Флористична насиченість складає 39–89 видів. Видовий склад сформувався під впливом сінокосіння та помірного випасу й містить унікальні для Чернівецької області види: *Adenophora lilifolia* (L.) A.DC., *Crepis sibirica* L., *Genistella sagittalis* L. (Токарюк та ін., 2009; Коржик та ін., 2015).

Північно-західна частина передгірської модельної території характеризується великим різноманіттям ландшафтів. На високо- і середньотерасованих рівнинах широко представлені букові ліси та суходолові луки. На темно-сірих лісових ґрунтах котловинно-долинних зсувних ландшафтів ростуть буково-грабові ліси, на дерново-лучних – лучно-степова рослинність. Цінні степові комплекси сумарною площею 26 га охороняються в межах природоохоронних територій місцевого значення. Серед типового ядра степових елементів тут росте *Stipa pennata* L. (Чорней та ін., 2017). На грядово-зсувних горбогір'ях і грядово-долинних зсувних ландшафтах наявні дубово-букові ліси та вторинні злаково-різнотравні луки. До складу регіонального ландшафтного парку «Чернівецький» у цій частині модельної території входить 5775 га лісових

масивів та оточуючих їх ландшафтів.

Аналіз НП передгірської модельної території виявив наявність заболочених ділянок (рис. 3.7). Співставлення виділених алгоритмом класифікації фрагментів із відповідними локалітетами у сервісі Google Earth Pro дало підстави для висновку, що вказана для класу площа 5 га суттєво занижена, оскільки не охоплює розповсюджені на території перезволожені луки. Згідно зі статистичними даними, водно-болотні угіддя та водні об'єкти тут сумарно нараховують 1013 га (Беспалько & Хрищук, 2011). На карбонатних ґрунтах низькогір'я сформувалися висячі болота з багатим живленням. Поряд зі трав'яно-моховою болотною рослинністю тут виявляють доволі велику кількість суходолових видів із сусідніх лучних ділянок (Чорней та ін., 2008). Вологі та мокрі евтрофні та мезотрофні луки модельної території перебувають у зоні високого ризику зменшення через ксеризацію умов і меліоративні заходи. Загалом закриті осушувальні системи в межах модельної території займають 8,4 тис. га. Здебільшого меліоративні системи осушують землі, зайняті ріллею, відтак – пасовища й сіножаті та мізерні площі під перелогами й багаторічними насадженнями. Розпаювання меліорованих земель призвело до руйнування цілісної меліоративної структури, що зумовило посилення ерозійних процесів, замулення та інші негативні наслідки (Белова, 2013).

Агроландшафти передгір'я різноманітні та територіально неоднорідні (рис. 3.10). Окрім орних земель і забудови, вони нерідко містять залишки лісу, пасовища та сіножаті, стави, лінійні захисні насадження на межах, вздовж автошляхів, берегів водотоків. У структурі земельних угідь сільськогосподарського призначення переважає рілля, менша частка припадає на пасовища, площа багаторічних насаджень складає лише 1,5 тис. га (Беспалько & Хрищук, 2011).

У зоні поширення опідзолених і дернових ґрунтів орні землі займають досить обширні площі (рис. 3.10, а), які обробляються великими агрокомпаніями та середніми фермерськими господарствами з використанням

найманої праці. Їх переважно засівають монокультурами рентабельних сільськогосподарських рослин (соняшником, ріпаком, соєю), рідше – зерновими. Значна частка колишніх колгоспних земель, розташованих на околицях поселень, після розпаювання обробляється малими сімейними фермерськими господарствами під реалізацію та селянами для власних потреб (рис. 3.10, б). Їх використовують переважно під вирощування овочевих і зерно-бобових культур, а також під виробництво кормів. Для південної частини передгірської модельної території характерні лінійні поселення вздовж автотрас, обабіч яких розміщені присадибні ділянки та розпайовані колгоспні поля (рис. 3.10, в). Окремі великі села характеризуються переважанням малих наділів присадибних ділянок у структурі сільськогосподарських земель (рис. 3.10, г).

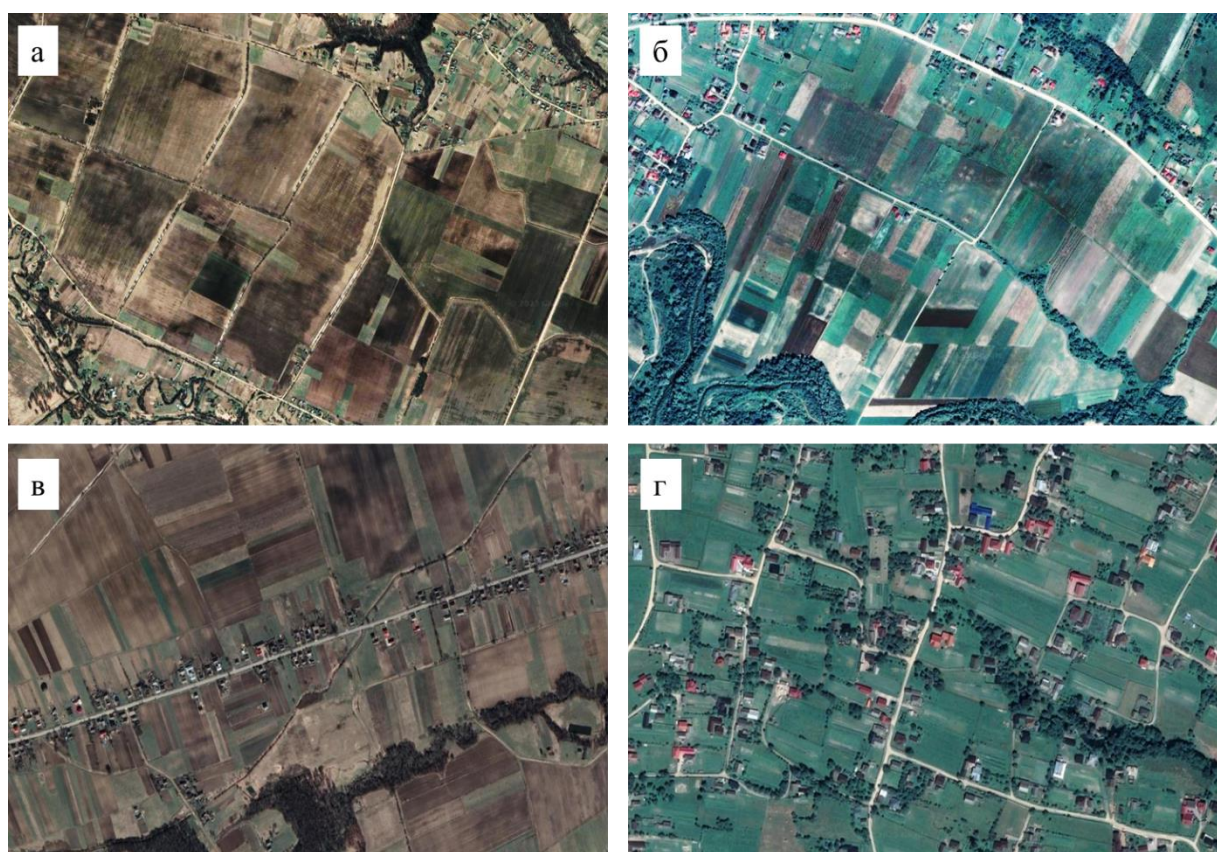


Рис. 3.10. Орні землі: а) великі площі в користуванні агрокомпаній; б) розпайовані колгоспні поля за межами житлового масиву; в) присадибні наділи та розпайовані поля вздовж автотраси; г) присадибні ділянки в межах житлового масиву

Клас забудови в структурі НП передгірської модельної території в десять разів перевищує значення, отримане для гірської (рис. 3.1, 3.7), а щільність населення вища майже втричі (рис. 3.5, 3.11). Зауважимо, що територіальний розподіл населення тут нерівномірний. До складу модельної території входять чотири територіальні громади: Сторожинецька, Чудейська Красноїльська та Петровецька. Дві останні розташовані в зоні низькогір'я та передгір'я, де поселення розміщені надзвичайно компактно: середня відстань між ними не перевищує 5 км. У Чудейській ТГ вона складає 11,4 км, у Сторожинецькій – майже 93 км. За типом опорного каркасу системи розселення Чудейську ТГ віднесено до прямокутно-регулярної категорії, Красноїльську та Петровецьку – до лінійно-вузлової, Сторожинецьку – до багатоядерної (Костащук та ін., 2022).

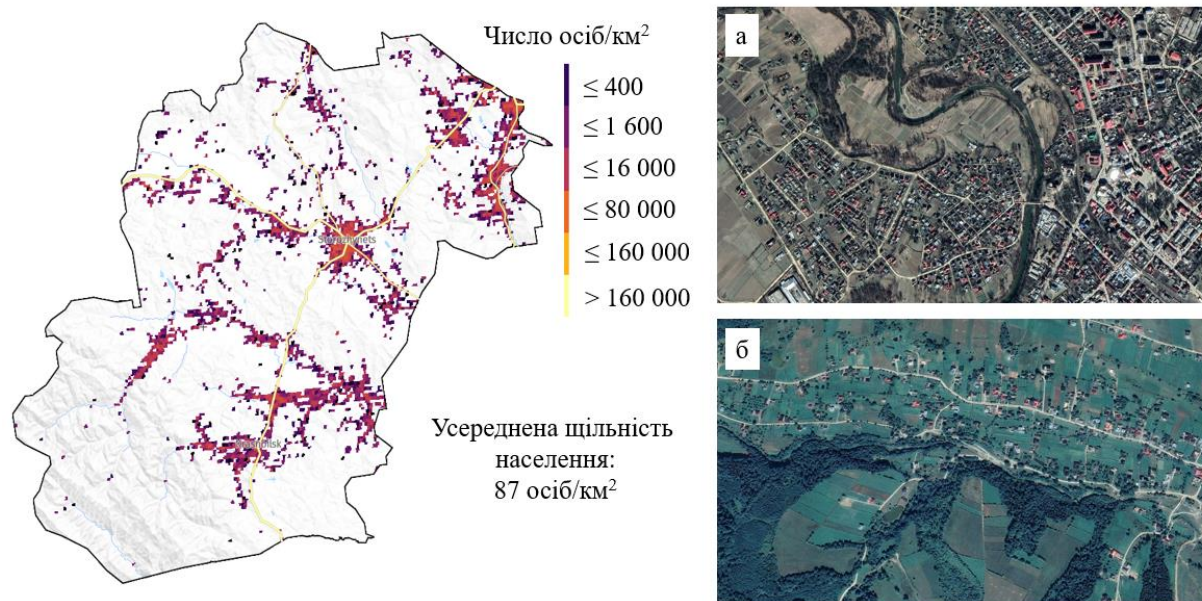


Рис. 3.11. Розподіл населення в межах передгірської модельної території:

а) м. Сторожинець (в.н.р.м. – 366 м) – колишній райцентр зі щільністю населення 501 особа/км²; б) смт Красноїльськ (в.н.р.м. – 409 м; щільність населення – 450 осіб/км²)

Частка міського населення складає 25 % і охоплює дві адміністративні одиниці: м. Сторожинець та смт Красноїльськ зі щільністю населення 501 і 450 осіб/км² відповідно (рис. 3.11, а, б). Решта 37 поселень модельної території належать до категорії сільських. Територія розглядається як

етноконтактна через змішаний етнічний склад, основу якого складають українці (59,6 %) та румуни (36,8%) з доволі високою часткою поляків (1,5 %) і росіян (1,4 %). У процесі розселення в багатьох селах модельної території сформувалися своєрідні «кути» компактного проживання етнічних спільнот, хоча протягом ХХІ ст. спостерігається інтенсифікація процесу етнічної асиміляції. Водночас передгірська модельна територія характеризується одним із найвищих по Чернівецькій області значень показника міграційних переміщень населення (Заблотовська, 2012; Джаман та ін., 2020).

Формування поселенської мережі модельної території відбувалося не лише за впливу особливостей рельєфу та гідрографічного рисунку, але й з урахуванням пролягання шляхів сполучення. Окремі великі села (Банилів-Підгірний, Панка, Череш, Чудей) мають видовжену регулярну конфігурацію і велику протяжність, оскільки сформувалися навколо автотраси, яка виконує функцію головної вулиці. Менші поселення також здебільшого мають ланцюгову або ланцюгово-рядову форму. Загалом для всіх поселень передгірської модельної території притаманна вулична організація. Селам Снячів, Ропча, Буденець властива безсистемно скупчена форма розселення.

Якщо в гірській модельній території пережитки патронімії знаходять відображення в хутірській системі господарювання, то в передгірській про спосіб розселення споріднених спільнот свідчать численні топоніми: Стара й Нова Красношора, Стара й Нова Жадова, Старі й Нові Бросківці, Верхні й Нижні Петрівці, Комарівці, Слобода-Комарівці, Зруб-Комарівський. Деякі парні топоніми тривалий час були розташовані в сусідніх адміністративних районах: Малий Кучурів (Заставнівський) і Великий Кучурів (Сторожинецький); Банилів (Вижницький) і Банилів-Підгірний (Сторожинецький).

Аналіз конфігураційної гетерогенності ландшафту передгірської модельної території показав вищий рівень фрагментованості деревного та трав'яного покривів, порівняно з гірською (табл. 3.1, 3.2). Зокрема, число фрагментів, класифікованих як деревний покрив, у 2,5 рази перевищувало аналогічний показник, обчислений для гірської модельної території (9952 і 3897 відповідно). Кількість фрагментів трав'яного покриву виявилася більшою в 4

рази (32255 і 8013 відповідно). Передбачувано отримано вищі значення асоційованих ландшафтних метрик: щільності фрагментів, сумарної протяжності та щільності меж.

Таблиця 3.2

Показники конфігураційної гетерогенності ландшафту

Ландшафтні метрики	Клас наземного покриття						
	деревний покрив	трав'яний покрив	орні землі	забудова	відкритий ґрунт	водні об'єкти	болотні угіддя
Частка класу в наземному покритті, %	55,290	15,098	27,924	0,976	0,485	0,223	0,005
Кількість фрагментів, шт	9952	32255	16293	9441	10871	397	33
Щільність фрагментів, шт/100 га	6,83	22,14	11,18	6,48	7,46	0,27	0,02
Індекс найбільшого фрагменту, %	24,38	0,31	4,02	0,08	0,01	0,03	0,001
Сумарна протяжність меж, м	925×10^4	1477×10^4	1185×10^4	170×10^4	123×10^4	13×10^4	$0,7 \times 10^4$
Щільність меж, м/га	63,46	101,39	81,32	11,70	8,42	0,90	0,05
Сумарна площа ядер, га	54982	7686	-	-	-	-	1,4
Індекс фрагментованості ландшафту	0,92	1,00	1,00	1,00	1,00	-	1,00
Індекс розчленованості	12	18762	390	101×10^4	4533×10^4	-	387×10^7
Розмір ефективної чарунки, га	11837	8	374	0,14	0,003	-	0,00004

Клас орних земель характеризується меншим індексом розчленованості та більшим розміром ефективної сітки, ніж трав'яний покрив. Розораність великих суцільних площ та довготривале вирощування на них монокультур, нерідко без дотримання сівозмін, посилили ерозійно-зсувні процеси, викликані тектонічними рухами, притаманними контактній передгірській зоні (Скрипник, 2008). Особливо інтенсивно деградаційні процеси ґрунтового покриття перебігають на розораних схилах. Водночас частка еродованої ріллі в межах модельної території значно менша порівняно з іншими районами Передкарпаття, де площа сільськогосподарських угідь перевищує 50 % (Олійник & Бєлова, 2014).

Фрагментованість та високий ступінь розчленованості ландшафтів модельної території не варто розглядати винятково як наслідок антропогенного порушення структурної цілісності. Це спільна риса передгірських і пригірських геоекотонів, які можна охарактеризувати як зону накладання антропогенного ландшафтного екотону на природний (натуральний) ландшафтний екотон (Денисик, 2012). Подальший розвиток процесів фрагментації може тут мати серйозні негативні наслідки, наприклад, зниження спроможності екосистем надавати підтримуючі ЕП. Водночас мозаїчність ландшафту створює передумови для широкого комплексу культурних ЕП.

За оцінкою фахівців, Міжсіретський та Красноільський ландшафтні райони відзначаються високим і дуже високим ступенем краєвидного різноманіття, що обумовило їхню естетичну привабливість для туристів (Бучко, 2003). Підкреслюючи багатоаспектність культурної й естетичної оцінки ландшафтів, Д. І. Холявчук узагальнює: *«...естетичне візуальне сприйняття ландшафту визначатимуть вертикальне та горизонтальне розчленування рельєфу, контрастність видимих поверхонь, наявність унікальних експресивних форм (морфоскульптур) та фокальних об'єктів, багатство рослинного покриву і тваринного світу, що доповнюють колористику ландшафту звуковим та ароматичним різноманіттям»* (Холявчук, 2008, с. 380). Сукупно з різноманіттям традицій, культурно-духовної спадщини, побуту спільнот етноконтактної зони мальовничі краєвиди дають підстави для розвитку рекреаційно-туристичної інфраструктури.

На території передгірської модельної території сконцентровано найбільшу в Чернівецькій області кількість дитячих закладів оздоровлення та відпочинку (Грицку & Гакман, 2014). Оточуючі ландшафти створюють оптимальні умови для відновлення фізичного й емоційного здоров'я, засвоєння нового досвіду, рефлексії, інтелектуального розвитку, формування регіональної і національної ідентичності, розвитку екологічного мислення, естетичного смаку, духовного збагачення, творчого натхнення тощо. Особливо великий потенціал курортно-оздоровчого сегменту рекреації мають долинно-терасові комплекси р. Сірет із

добре розвинутою пішохідною мережею (Бучко, 2003).

Майже 400 фрагментів сумарною площею 248 га у складі ландшафту передгірської модельної території ідентифіковано алгоритмом як водні об'єкти (рис. 3.7, табл. 3.2). Назагал це 92 водойми із сумарним об'ємом води 2,8 млн. м³ (Шевчук, 2019). Озера здебільшого перебувають у довгостроковому користуванні й облаштовані зонами відпочинку (Кілінська та ін., 2014). На модельній території наявні джерела гідрокарбонатних і хлоридних мінеральних вод, а також родовища торф'яних лікувальних грязей (Дутчак, 2022).

Мальовничі агроландшафти модельної території з фрагментами лісу, пасовищами та сіножатями, багатим рослинним і тваринним світом формують сприятливі умови для розвитку сільського зеленого туризму. Зокрема, с. Банилів-Підгірний був обраний як еталон дослідження в Міжнародному проєкті «Підтримка місцевого розвитку і туризму в Карпатському регіоні» програми TACIS (Кілінська та ін., 2014). Тематичний відпочинок різного спрямування пропонують приватні садиби (Грицьку & Гакман, 2014). Великі перспективи тут має апітуризм, адже на території сконцентровано п'яту частину загальнообласного нектарного запасу (Руденко & Ячнюк, 2010).

Складний рельєф, різноманіття ландшафтних форм і видове багатство флори та фауни, притаманні геоекотонам, доволі високий рівень розораності й урбанізації, потужний природний потенціал породжують у межах передгірської модельної території конфлікт інтересів між користувачами різних ЕП, формами природокористування, стейкхолдерами. Пошук ефективних управлінських стратегій тут завжди стикатиметься із численними питаннями вибору: відновлення корінних лісів чи інвестування у високопродуктивне кормовиробництво на вторинних різнотравних луках; меліоративні роботи з осушування сільськогосподарських земель задля підвищення їхньої родючості чи охорона болотних оселищ; відновлення традицій передгірського тваринництва чи розвиток медовиробництва й апітуризму; сприяння реалізації регулювальних і підтримуючих ЕП або ж зміщення акценту в бік використання ресурсних і культурних ЕП.

3.3. Екологічний профіль рівнинної модельної території

Наземний покрив найменшої за площею (71 тис. га) рівнинної модельної території представлений вісьмома класами з 11 можливих згідно з класифікацією LCCS (рис. 3.12). На деревний покрив припадає 38 % території. Це переважно широколистяні ліси на дерново-буроземно-підзолистих сірих ґрунтах Хотинської височини, розміщені в північно-західній частині модельної території. Домінуючий НП південно-східної частини – орні землі, які займають 33 % площі та розташовані здебільшого на високих лісостепових лесових рівнинах із сірими лісовими та чорноземними ґрунтами. На відміну від двох розглянутих вище модельних територій, трав'яний покрив тут вкриває лише чверть НП та зосереджений переважно в околицях поселень. На решту класів НП сумарно припадає понад 3 %.

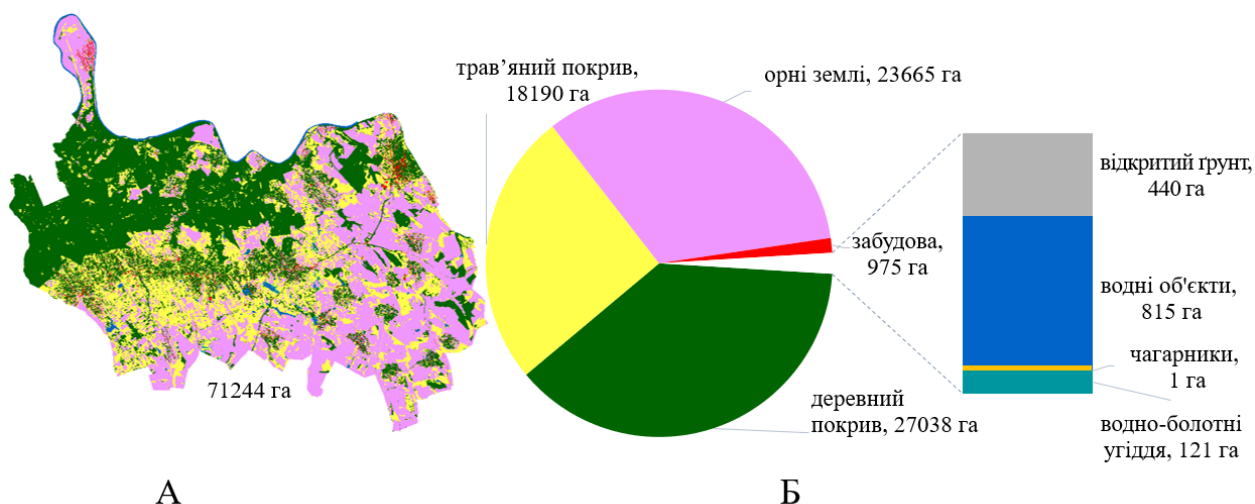


Рис. 3.12. Наземний покрив рівнинної модельної території: А – просторовий розподіл; Б – класи наземного покриття згідно з класифікацією LCCS

Великі лісові масиви модельної території являють собою чисті та мішані бучини. Наприкінці XX ст. лісознавці позначали східну межу ареалу суцільного поширення *Fagus sylvatica* L. по р. Прут, і територія була віднесена до острівного розповсюдження бука. На початку XXI ст. було запропоновано відсунути межу ареалу на східний край модельної території (Буджак & Чорней, 2001; Жук та ін., 2021). Особливо цінні ділянки букового пралісу збереглися поблизу с. Рухотин. Вік деяких дерев перевищує 130 років. Невеликими фрагментами представлені дубові та грабово-дубові ліси, більшими – похідні грабові. Флористичний аналіз лісів

модельної території дає підстави для припущення їхньої спорідненості з буковими лісами Прикарпатського округу (Коржик та ін., 2015).

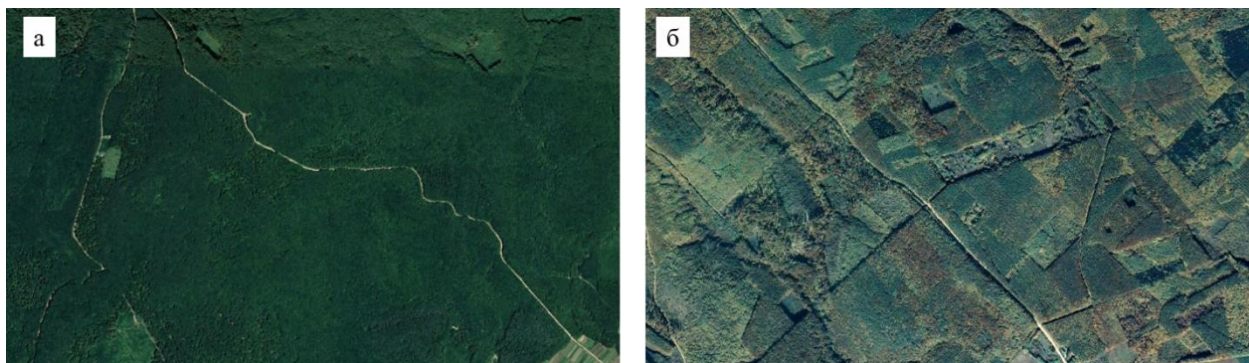


Рис. 3.13. Фрагменти лісового покриття: а) масиви з мінімальним антропогенним впливом; б) ліси з ознаками інтенсивної експлуатації

Ступінь антропогенної трансформації лісових ландшафтів рівнинної модельної території суттєво різниться залежно від місцезнаходження. Орієнтовані на захід масиви зазнали меншого антропогенного впливу (рис. 3.13, а). На територіях ботанічних пам'яток природи загальнодержавного значення збереглися високопродуктивні біологічно стійкі букові насадження з багатим видовим різноманіттям флори і фауни. Природоохоронні об'єкти місцевого значення також здебільшого охоплюють букові ліси (Чорней та ін., 2017). У віданні Клішківського ЛГ 129 га відведено під генетичний резерват *Quercus robur* L. У північній частині модельної території деревний покрив неоднорідний, із ознаками інтенсивного лісокористування (рис. 3.13, б). У структурі лісового фонду переважають середньовікові насадження та молодняки. Частка пристигаючих і стиглих насаджень не досягає 25 %. Рубки головного користування орієнтовані насамперед на заготівлю деревини дуба та бука.

Острівні фрагменти субконтинентальних грабово-дубових лісів трапляються в східній частині модельної території як екостабілізуючі елементи в складі агроландшафтів.

Як трав'яний покрив класифіковано 26 % рівнинної модельної території. Як і у двох попередньо розглянутих модельних територіях, значна частка припадає на вторинні луки, які утворилися на місці зведених лісів. Вони розосереджені по узліссях, лісових галявинах, на горбах і малоприсадатних для

розорювання схилах балок, у долинах численних приток р. Прут. У складі лучної рослинності тут наявні справжні й остепнені луки, а також болотисті та торф'яні луки (Коржик, 2012). У південній частині наявні різнотравно-злакові угруповання лучно-степової рослинності. На північному сході виділяють Оселівський район лучно-степових ландшафтів, розташований у реліктових долинах р. Дністер. Крутосхили тут подекуди вкриті галофітними угрупованнями. Флора містить здебільшого широкі флорозональні ареати. Вузькоендемічних видів тут немає (Коржик та ін., 2015). Луки рівнинної модельної території використовуються переважно як пасовища, рідше – як сіножаті. Особливо цінні ділянки охороняються в складі НПП «Хотинський».

Значна частка ареалів НП, ідентифікованих алгоритмом класифікації як «трав'яний покрив», при співставленні з відповідними локалітетами в сервісі Google Earth Pro визначена нами як багаторічні насадження. Через висоту дерев < 3 м сади не віднесено до класу «деревний покрив». Незначна їхня частка потрапила до класу «чагарники». Станом на 2020 р. площі під садами сягають 11 тис. га (План заходів..., 2020), що складає 15,5 % від загальної території та 24 % від земель сільськогосподарського призначення.



Рис. 3.14. Садові ландшафти: а) суцільні садові насадження за межами житлового масиву; б) приватні сади в околицях поселень; в) яблуневий сад з інтенсивною системою вирощування, с. Недобойівці

Хотинська височина має сприятливі ландшафтно-екологічні умови для розвитку садівництва, яке наразі перебуває в стані активного нарощування виробничих потужностей. У межах модельної території налічується 45 спеціалізованих садівничих фермерських господарств (Кілінська та ін., 2019), які

експлуатують суцільні садові насадження поза межами населених пунктів (рис. 3.14, а). Малі товаровиробники вирощують плодово-ягідну продукцію здебільшого на присадибних ділянках і орендованих землях в околицях населених пунктів (рис. 3.14, б). Найпоширеніші садові культури: яблуня – 42 %, слива й алича – 34 %, горіхи – 20 %. Сумарна частка груші, черешні та вишні не перевищує 2 % (Кирилюк, 2019). У структурі садових комплексів збільшується частка інтенсивних плодових скороспілих насаджень (рис. 3.14, в) і суперінтенсивних шпалерних садів зі щільністю посадки до 3,5 тис. дерев/га. Рентабельність фермерських садівницьких господарств модельної території – найвища в Чернівецькій області (31 %) (Заячук, 2011). У регіоні розробляються і впроваджуються програми, спрямовані на формування довкола садів Хотинщини виробничої інфраструктури (План заходів..., 2020).

Південно-східна частина модельної території характеризується найбільшим ступенем розораності (рис. 3.12). Продукція рослинництва займає в структурі сільськогосподарського виробництва 68 % (Сарчинська, 2021). Тут переважають монокультури зернових, зернобобових і технічних сільськогосподарських рослин. Основу агровиробничого сектору складають колективні господарства: кооперативи, пайові й акціонерні товариства (Лаврук, 2018). Фермерські господарства спеціалізуються здебільшого на овочівництві та приурочені територіально до поселенської мережі.

До складу рівнинної модельної території входить 39 населених пунктів, які розташовані в інтервалі висот 133–370 м н.р.м. Структура поселенської мережі тут формувалася багатоетапно й охоплює територію нерівномірно. Усереднена щільність населення складає 84 особи/км² (рис. 3.15), однак людність поселень доволі висока, здебільшого понад 2000 мешканців. Із заходу на схід вздовж автотраси Т 2603, яка простягається від м. Чернівці до м. Хотин, утворилася унікальна Колінковецько-Недобойвська сільська агломерація 25 км завдовжки і 4 км завширшки. Неперервне лінійне утворення об'єднує 10 сіл зі спільною чисельністю населення понад 35 тис. осіб (рис. 3.15, а).

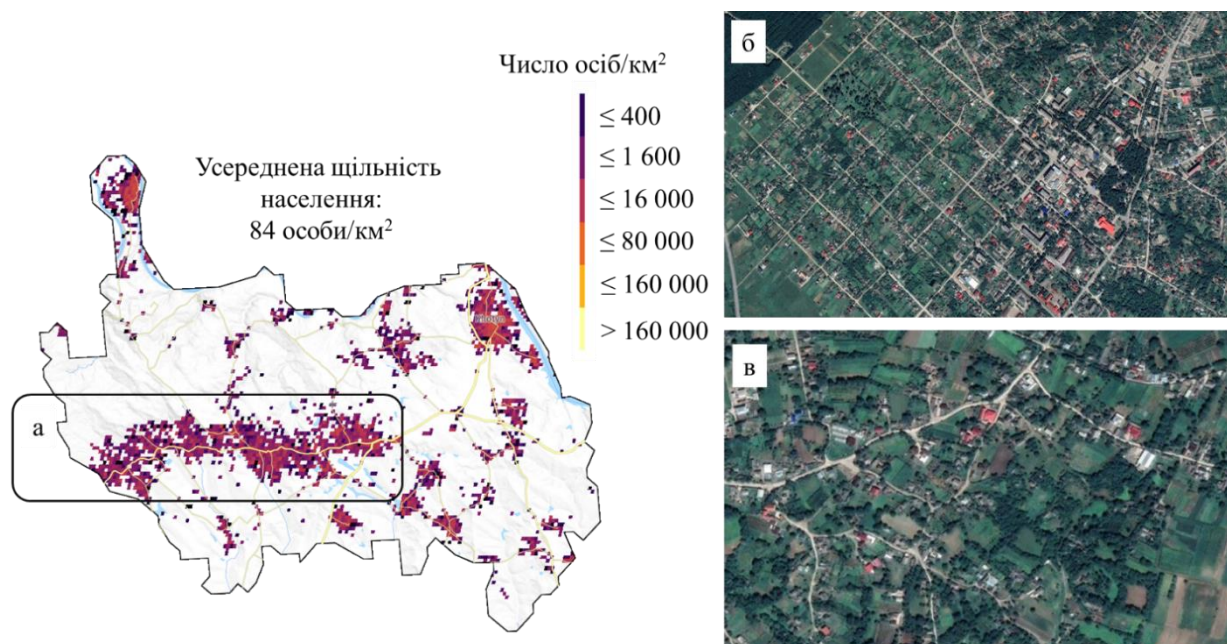


Рис. 3.15. Розподіл населення в межах рівнинної модельної території:

- а) Колінковецько-Недобоївська сільська агломерація; б) м. Хотин (в.н.р.м. – 366 м) – колишній райцентр зі щільністю населення 438 осіб/км²;**
б) с. Керстенці (в.н.р.м. – 203 м; щільність населення – 446 осіб/ км²

Ущільнена поселенська мережа формує не лише єдиний життєвий простір, але і спільну господарську спеціалізацію. Майже 70 % населення зайняті у вирощуванні плодово-ягідної продукції, переважно як малі товаровиробники. У програмах розвитку Хотинського субрегіону утворення фігурує як «Яблунева агломерація» (План заходів..., 2020). За новим адміністративно-територіальним поділом села в складі Колінковецько-Недобоївської агломерації належать до трьох ТГ: Топорівської, Клішківської та Недобоївської. З одного боку, такий розподіл створює перешкоди для вирішення низки спільних питань, з іншого – надає соціальну інноваційну платформу для тісної співпраці громад, зокрема в галузі користування ЕП.

Поселення, котрі не входять до складу агломерації, нерівномірно розсіяні по модельній території. У північній частині в основному розміщені великі села, де ідентифіковано найбільші площі забудови, а також колишній райцентр – м. Хотин (рис. 3.15, б). Південній частині притаманні села комбінованої форми зі щільністю населення 360–450 осіб/ км² (рис. 3.15, в).

Водний покрив за площею мало поступається забудові (815 і 975 га

відповідно) (рис. 3.12). На території наявні 111 ставків загальною площею водної поверхні 471 га і сумарним об'ємом 4,7 млн. м³ (Шевчук, 2019). Гідрологічна пам'ятка природи – реліктове о. Джулин – друге за величиною в області. Його довжина сягає 1300 м, ширина – 280 м. Частина Дністровського водосховища площею водної поверхні 970 га, яка примикає до земель рівнинної модельної території, нами не враховувалася, оскільки виходить за її межі. Попри високі показники водозабезпечення під час довготривалих посух криниці Хотинщини міліють і населення окремих сіл вимушене не тільки економити воду, але й завозити її із сусідніх водойм.

Для карстових ландшафтів рівнинної модельної території притаманні специфічні водно-болотні геокомплекси як із проточними, так і зі стоячими водами (Коржик, 2014) сумарною площею 121 га (рис. 3.12). У зоні найактивнішого техногенно-антропогенного закарстування поблизу с. Анадоли утворилися заболочені ділянки в заплаві Дністра. На території колишнього с. Дарабани наявний доволі великий підтоплюваний комплекс із заростями верби, який навесні служить нерестовищем для іхтіофауни (рис. 3.16, а, б). Інтенсивний розвиток водно-болотних мілководних комплексів із густим рослинним покривом – характерне явище для сучасних антропогенно-трансформованих ландшафтів Придністер'я (Хаєцький, 2012).

В ареалі поширення типового для Хотинської височини сульфатного карсту стоячі водойми зазнають евтрофікації. Так в околицях с. Недобоївці сформувалися доволі великі водно-болотні угіддя (рис. 3.16, в). Особливо цінні гідрофільні угруповання утворилися на о. Джулин (рис. 3.16, г). Тут наявні перезволожені лучні ділянки, лучно-болотні зони, трясовини з купинами. Посеред озера трапляються очеретяні острови, де гніздяться численні види гідрофільних птахів (Дудко та ін., 2015). В ареалі поширення карбонатного карсту, зокрема поблизу с. Ширівці, сформувалися нехарактерні болота з торфовими відкладами. Для охорони цінних водно-болотних

комплексів у реліктових карстових лійках тут створено пам'ятку природи «Озера Очеретяні».



Рис. 3.16. Водно-болотні ділянки: заплава р. Дністер поблизу с. Анадоли на фрагментах карт OpenStreetMap (а) і Bing (б); в) комплекси в ареалі поширення сульфатного та карбонатного карсту на фрагменті карти OpenStreetMap; г) о. Джулин на фрагменті карти Bing

Клас НП «відкритий ґрунт» сумарно займає 440 га. У результаті візуального співставлення невеликих за розмірами ділянок із відповідними локалітетами на інтерактивній карті Google Earth Pro встановлено, що вони розміщені переважно в межах урбанізованих територій. Виняток складають діючі кар'єри (рис. 3.17), у яких видобувають глину, лесовидний суглинок, пісок, будівельний камінь, гіпс. У радянський період інтенсивний видобуток торфу (понад 30 тис. т) поблизу с. Ширівці призвів до повного винищення багат шарового торфовища, сформованого у карстовій депресії (Коржик, 2014).



Рис. 3.17. Кар'єри, класифіковані як відкритий ґрунт, на фрагментах карти Bing: а) Шилівецький; б) Малинецький; в) Млинківський

Наземний покрив модельної території характеризується високим ступенем фрагментованості ландшафту (табл. 3.3). Явище цілком очікуване, оскільки антропогенізація ландшафтів тут розпочалася значно раніше, порівняно з двома попередніми модельними територіями. Головний чинник трансформації, починаючи з доби неоліту, – вирубування лісу та розвиток землеробства.

Таблиця 3.3

Показники конфігураційної гетерогенності ландшафту

Ландшафтні метрики	Клас наземного покриву*						
	деревний покрив	трав'яний покрив	орні землі	забудова	відкритий ґрунт	водні об'єкти	болотні угіддя
Частка класу в наземному покриві, %	37,99	25,52	33,19	1,37	0,61	1,15	0,17
Кількість фрагментів, шт	6481	$12,7 \times 10^3$	10^4	8×10^3	9752	253	352
Щільність фрагментів, шт/100 га	6,87	13,45	10,75	8,61	10,34	0,27	0,37
Індекс найбільшого фрагменту, %	27,59	9,23	13,97	0,02	0,01	7×10^{-4}	$3,6 \times 10^{-4}$
Сумарна протяжність меж, м	555×10^4	885×10^4	580×10^4	156×10^4	106×10^4	25×10^4	$11,2 \times 10^4$
Щільність меж, м/га	58,84	93,79	61,49	16,57	11,28	2,69	1,18
Сумарна площа ядер, га	27×10^3	18×10^3	-	-	-	-	121
Індекс фрагментованості ландшафту	0,92	0,99	0,98	1,00	1,00	1,00	1,00
Індекс розчленованості	13	114	48	25×10^5	21×10^6	21×10^3	51×10^5
Розмір ефективної чарунки, га	7×10^3	830	1949	0,04	5×10^{-3}	4,6	0,02

Примітка: * – дані для класу чагарників не брали до уваги, оскільки відповідні фрагменти некоректно визначені алгоритмом автоматизованої класифікації НП

Вичерпний ретроспективний аналіз динаміки лісового покриву Хотинської височини знаходимо в однойменній монографії (Коржик, 2012). Особливо великої шкоди лісам модельної території завдано на початку XIX століття, коли за 45 років їхня площа зменшилася на третину. А заходи з лісовідновлення, вжиті в радянський період, спричинили порушення породного складу. Водночас лісистість рівнинної модельної території вища, порівняно з прилеглими ділянками Прут-Дністерського межиріччя. Наразі сумарна площа ядер деревного покриву складає лише 27 тис. га, а розмір ефективної чарунки – 700 га (табл. 3.3). Для показників щільності фрагментів і меж, а також для індексів найбільшого фрагменту та розчленованості отримано значення, близькі до встановлених у передгірській модельній території (табл. 3.2). Зауважимо, що Колінковецько-Недобоївська агломерація, котра відділяє північну частину модельної території від південної, являє собою практично нездоланий бар'єр для міграції лісових видів і разом створює передумови для розповсюдження представників синантропної флори й фауни.

Особливо високий рівень синантропізації і адвентизації притаманний лучно-сінокісно-пасовищним геокомплексам рівнинної модельної території, які на півдні межують із ріллею. У північній частині лучні угруповання межують здебільшого з деревним покривом, вкриваючи узлісся, лісові галявини, обезліснені схили річкових долин, горбів, балок. Щільність меж трав'яного покриву складає майже 94 м/га, а їхня сумарна протяжність – близько 9 тис. км (табл. 3.3). Проте для цього класу НП притаманні доволі великі розміри фрагментів. Індекс найбільшого фрагменту становить 9,2, що майже втричі більше, ніж у межах гірської та майже в 30 разів більше, ніж у межах передгірської модельної території. Сумарна площа ядер обіймає понад 19 тис. га, а ефективний розмір чарунки дорівнює 830 га. Для порівняння: на гірській модельній території – 249 га (табл. 3.1), на передгірській – лише 8 га (табл. 3.2).

Ступінь трансформації та видовий склад фітоценозів лучних комплексів залежать від інтенсивності пасквального, фенісиціального й рекреаційного навантаження. Наприклад, надмірне випасання веде до вкорочення

вертикального профілю рослинного угруповання з концентрацією фітомаси в приземному шарі від 5 до 15 см залежно від стадії пасквальної дигресії та зниженням продуктивності до 5–6 разів. Пошкодження худобою дернини сприяє вкоріненню стійких до випасання чужорідних видів (Руденко & Буждиган, 2010). Недотримання науково обґрунтованого режиму скошування також може негативно впливати на щільність та висоту травостою. Регулярне відчуження надземної біомаси веде до зміни видового складу лучних фітоценозів. На території втрачено зі складу флори рідкісні види *Anacamptis coriophora* (L.) R. M. Bateman, Pridgeon & M. W. Chase, *Orchis purpurea* Huds., *Laserpitium latifolium* L., *Pulsatilla patens* (L.) Mill. та інші (Коржик, 2014). Трансформації торкаються не лише біоти, але і ґрунтового покриву. Нерідко на дерновий процес накладається оглеєння, що в комплексі зі збереженими генетичними ознаками попередніх сірих ґрунтів веде до формування численних варіацій антропогенних ґрунтових різновидів.

З огляду на садівничу спеціалізацію сільського господарства рівнинної модельної території й інтенсивне розширення площ, зайнятих під садами, розглянемо детальніше їхній внесок у локальний пакет ЕП. Комерційні фруктові сади мають великий потенціал не лише ресурсних послуг, заради яких їх створюють, але й численних неринкових категорій ЕП.

Аналогічно до інших видів деревних масивів багаторічні плодові насадження значною мірою впливають на вуглецевий баланс. Їм властиві особливості функціонування, які сприяють довготривалому депонуванню вуглецю в ґрунтах і коротко- та середньотривалому депонуванню в деревині в поєднанні з низькою інтенсивністю дихання. Доведена здатність фруктових садів поглинати від 2,4 до 12,5 т/га вуглецю за рік (Demestihis et al., 2017). Упродовж перших років після закладання саду завдяки високій фотосинтетичній активності молодих дерев поглинальна здатність прирівнюється до відповідного показника в лісових екосистемах (Zanotelli et al., 2018). Регулярна обрізка дерев також сприяє асиміляції вуглецю. Опад плодів і листя, обрізний матеріал, коренева маса, ґрунтопокривна рослинність та внесена у вигляді добрив органіка забезпечують ресурси для

розвитку асоційованих із садами ґрунтових гетеротрофних організмів (Zanotelli et al., 2015).

Низка ЕП фруктових садів і ягідників може бути реалізована лише за умов дотримання певних агрометодів. Наприклад, система органічного землеробства в поєднанні з висіванням квіткових смуг у міжряддях сприяє посиленню послуг запилення, забезпечення оселищ для хижих членистоногих, регулювання чисельності шкідників (Samnegård et al., 2019). Застосування ґрунтопокривних бобових рослин забезпечує фіксацію атмосферного азоту та допомагає збільшенню чисельності й активності грибів і бактерій, які беруть участь у процесах гуміфікації (Demestihis et al., 2017). Внесення органічних добрив, на відміну від мінеральних, сприяє амоніфікації, а також попереджає процеси денітрифікації та вилуговування нітратів із ґрунту, надаючи в такий спосіб послугу регулювання циклу азоту (Demestihis et al., 2018). Мульчування компостом поліпшує якість ґрунтів, пришвидшує розкладання опалого листя, приваблює дощових черв'яків, утримує воду в приповерхневих шарах ґрунту та створює інші передумови для забезпечення комплексу регулюючих і підтримуючих ЕП (Webber et al., 2022). Розташування в садах шпаківень веде до посилення біологічного контролю шкідників (García et al., 2021). Окрім переліченого, плодові сади мають великий потенціал забезпечення культурних послуг різного спрямування.

Незважаючи на високий рівень фрагментованості (табл. 3.3), велику цінність мають водно-болотні геокомплекси рівнинної модельної території. На думку експертів, їхнє дисперсне розміщення поміж сільськогосподарських угідь не суперечить доцільності приєднання до екологічної мережі на її найнижчих ланках (Коржик, 2014).

Отже, рівнинна модельна територія також являє собою своєрідну платформу для аналізу шляхів досягнення компромісів. Якщо специфічність передгірських ландшафтів породжує конфліктні ситуації між різними формами природокористування, то тут йдеться про необхідність прийняття компромісних управлінських рішень у межах конкретних напрямів господарювання.

Наприклад, на часі пошуки балансу між забезпеченням біологічного різноманіття запилювачів, природних ворогів сільськогосподарських шкідників, ґрунтової біоти (сильні сторони органічного землеробства) і підтримкою високих показників агропромислового виробництва (головна мета інтенсивного землеробства).

3.4. Порівняльна оцінка структури агроландшафтів із різним ступенем антропогенної трансформації

Порівняльну характеристику модельних територій за окремими екологічними, соціальними й економічними показниками подано в таблиці Д.1. Тут зупинимося докладніше на результатах обрахунку метрик ландшафтного різноманіття (табл. 3.4). Зауважимо, що здійснений аналіз демонструє ландшафтно-антропічне різноманіття за класифікацією М. Д. Гродзинського (2015), оскільки виконується за контурами фрагментів класів НП, а не за контурами й типами геохор. На відміну від структурно-ландшафтного різноманіття, воно відображає територіальний вплив соціуму та характеризується значною динамічністю.

Таблиця 3.4

Показники ландшафтно-антропічного різноманіття

Ландшафтні метрики	Модельні території		
	Гірська	Передгірська	Рівнинна
Сумарна кількість фрагментів	$1,74 \times 10^8$	$3,23 \times 10^8$	$2,53 \times 10^8$
Щільність фрагментів	15,2	22,2	26,9
Індекс різноманіття Шеннона	0,62	1,05	1,23
Індекс вирівняності Шеннона	0,35	0,54	0,59
Індекс різноманіття Сімпсона	0,38	0,59	0,68
Індекс вирівняності Сімпсона	0,45	0,69	0,78
Коефіцієнт ландшафтно-неоднорідності	0,58	0,93	1,18

Найменшу кількість фрагментів НП у структурі ландшафту встановлено для гірської модельної території, найбільшу – для передгірської. Водночас щільність фрагментів збільшується при просуванні: від гірської до рівнинної

модельної території. За всіма обчисленими індексами показано чітку тенденцію до зростання ландшафтно-антропоїчного різноманіття під час просування із заходу на схід Чернівецької області. Відповідно й ландшафтне планування, спрямоване на подолання протиріч у разі використання розбіжних потоків ЕП, різнитиметься.

Узагальнюючи результати здійсненого аналізу, констатуємо факт залежності просторової диференціації форм природокористування від фізичної складової ландшафту. Проте вірне і протилежне твердження. Полонини – невід’ємний компонент гуцульського ландшафту – у сучасному вигляді демонструють приклад масштабної екстенсивної антропогенної трансформації ландшафтних комплексів Українських Карпат. Передгірська модельна територія як геоекотон відрізняється не лише поєднанням деяких рис гірської й рівнинної, але й неабиякою мозаїчністю нерозділених просторів. Така мозаїчність – наслідок різних форм землекористування та розпаювання колективних сільськогосподарських земель. Окрім цього, тут на місці колишніх лісів сформувалися унікальні агроландшафти, які на відносно невеликих площах поєднують у різних комбінаціях фрагменти всіх шести ідентифікованих на модельних територіях класів НП. Виняткова Колінковецько-Недобоївська сільська агломерація в межах рівнинної модельної території сформувалася за синергічного впливу сприятливих ландшафтно-кліматичних умов і активних культурно-історичних процесів. Наразі утворення – вагомий рушій подальшої гомогенізації ландшафту південної частини Хотинської височини.

Для подальших досліджень ми обрали два контрастних класи НП, які віддзеркалюють специфіку землекористування на всіх трьох модельних територіях: деревний покрив і сільськогосподарські угіддя. Трав’яний покрив не був залучений до дослідження через критичні відмінності у складі різних модельних територій, складність диференціації за результатами ДЗЗ, потребу в численних додаткових польових випробуваннях. Розглядаємо цей напрям як перспективний для продовження довготривалих спостережень за реалізацією ЕП у агроландшафтах із різним ступенем антропогенної трансформованості.

Висновки до розділу 3

Згідно з класифікацією LCCS на гірській модельній території ідентифіковано 6 класів наземного покриву, на передгірській – 7, на рівнинній – 8. Результати досліджень композиційної та конфігураційної гетерогенності ландшафтів трьох модельних територій у комплексі зі структурою поселенських мереж дозволяють констатувати залежність домінуючих видів землекористування від топографії ресурсної системи за Елінор Остром.

Рельєф гірської модельної території, переважання лісовкритих площ, складні орографічні й метеорологічні умови – ключові обмежуючі змінні для прийняття рішень щодо місцевого землекористування. Свідченням тому є залежна від гіпсометричного рівня система поселенської мережі та домінування традиційних видів господарської діяльності.

Передгірська модельна територія виявляє властивості геоекотону, повторюючи регіональні ландшафтні риси в меншому масштабі. Як наслідок, вона характеризується найвищим ступенем фрагментованості наземного покриву та поєднанням лісогосподарської діяльності із сільськогосподарським виробництвом. Фрагментованість і високий ступінь розчленованості ландшафтів модельної території не варто розглядати винятково як наслідок антропогенного порушення структурної цілісності. Це спільна риса передгірських і пригірських геоекотонів, яка формує передумови для підтримання біорізноманіття на різних ієрархічних рівнях.

Ландшафти рівнинної модельної території зазнали найбільшої антропогенної трансформації. На відміну від лісозалежних громад гірської модельної території, місцеві спільноти тут виявляють ознаки агрозалежності. Активний розвиток садівництва надає додаткові можливості для продукування і споживання ЕП, водночас спричиняючи додаткові ризики й небезпеки, пов'язані із застосуванням інтенсивної системи вирощування садів.

На макрорівні показано чітку тенденцію до зростання ландшафтно-антропічного різноманіття у ряді гори – передгір'я – рівнина: за індексами Шеннона (0,62 – 1,05 – 1,23), Сімпсона (0,38 – 0,59 – 0,68) і коефіцієнтом ландшафтної неоднорідності (0,58 – 0,93–1,18).

РОЗДІЛ 4.

ФАКТОРИ ВПЛИВУ РІЗНИХ ФОРМ ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ НА БІОРІЗНОМАНІТТЯ ТА ЕКОСИСТЕМНІ ПОСЛУГИ В АГРОЛАНДШАФТАХ

Актуальний стан біорізноманіття в агроландшафтах відображає взаємодію між природними факторами (клімат, рельєф, ґрунти тощо) та впливом минулої людської діяльності (трансформація, модифікація і втрата середовищ існування, інтродукція сільськогосподарських видів, випадкове занесення інвазійних видів, хімізація агровиробництва тощо). Наслідки довготривалого впливу різних форм землекористування на агроландшафти в комплексі із низкою нових, переважно антропогенних, факторів визначатимуть майбутні стани біорізноманіття.

Накладання кількох видів землекористування в межах агроландшафтів може справляти розбіжні ефекти на біорізноманіття, адже численні чинники взаємодіють у різних просторових і часових масштабах як різноспрямовано, так і синергічно. Саме синергічні ефекти найчастіше викликають занепокоєння з огляду на нагальну потребу в збереженні біорізноманіття (Brook et al., 2008; Didham et al., 2007; Norton et al., 2013). Без чіткого розуміння головних чинників зміни землекористування (а отже, й біорізноманіття) неможливо розробити й реалізувати відповідні локальні й глобальні стратегії збереження біорізноманіття.

4.1. Динаміка деревного покриву як чинник скорочення біорізноманіття і деградації екосистемних послуг

Серед найпотужніших чинників, які впливають на біорізноманіття, стан екосистем і реалізацію ЕП у глобальному та локальному масштабах, називають зміну наземного покриву (Alcamo et al., 2005; Nelson et al., 2005). Особливо гостро стоїть питання знеліснення. Проблеми управління лісовими ландшафтами демонструють, що потреба в благах може перевищувати можливості їх надання (Lindahl et al., 2017). Особливу увагу наукової спільноти привертає невизначеність майбутнього біорізноманіття, зумовлена зміною клімату через

глобальне скорочення лісовкритих площ (Alcamo et al., 2005; Scholes, 2016; L. Watson et al., 2020). І. С. Круглов (2020, с. 18) підкреслює, що для України як представника країн із перехідною економікою, ця невизначеність посилюється реформуванням суспільних відносин у сфері природокористування, зокрема в лісовому та сільському господарстві.

Незважаючи на різний рівень забезпеченості лісовими ресурсами та їх нерівномірний розподіл, усі три розглянуті в попередньому розділі модельні території характеризуються розвинутим лісопромисловим комплексом (Жук & Мишілюк, 2023). Історія задокументованого лісокористування на території Чернівецької області налічує щонайменше п'ять століть. Увесь цей час лісогосподарський комплекс функціонував здебільшого для забезпечення промислових потреб. Інтенсивне вирубування лісу, особливо, у гірських ландшафтах, розпочалося у XVII ст. На зміну цінним широколистяним (бук, дуб) і шпильковим (тис) породам висаджувалися швидкорослі монокультури смереки, які нині в умовах глобальних кліматичних змін зазнають швидко прогресуючого всихання. Протягом двох останніх століть на території Чернівецької області та загалом по всьому Європейському континенту практикували поширення культури одновікового лісівництва (Angelstam et al., 2022). Такий режим ведення лісового господарства забезпечує постійну врожайність деревини для лісової промисловості, проте різко контрастує з політикою щодо сталого управління лісами (Lier et al., 2022), покликаної підтримувати збереження біорізноманіття та добробут людства.

Нижче наводимо результати аналізу динамічної організації лісовкритих ландшафтів за даними геоінформаційних спостережень упродовж 2001–2021 рр., доступними в інтерактивному сервісі Global Forest Watch. У масштабах цілої області алгоритмом ідентифіковано 272 тис. га деревного покриву висотою понад 3 м зі ступенем зімкнутості крон $> 30\%$. За 20-річний період сумарні втрати деревостану з різних причин склали 37 600 га (13 %). Це найвищий показник для Карпатського регіону України. За аналогічний проміжок часу втрати деревного покриву Закарпатської області оцінено в 6,8 %, Івано-Франківської – 8,8 %, Львівської – 10 %. Найбільші обсяги втрат (3860 га, 1,4 %)

встановлено в 2007 році. Середньорічний показник складає 1792 га. Обсяги відновлення за 20 років сягають 11 200 га (4 %). Отже, чиста втрата склала 26 400 га. Цей показник демонструє дисбаланс між валовою втратою (площа деревного покриву 2000 р., вилучена назавжди або тимчасово до 2020 р.), та валовим приростом (відновлені природно або штучно деревостани до 2020 р. в межах незаліснених земель 2000 р.).

Втрати деревного покриву охоплюють не лише промислове вирубування, але і проріджування лісу до ступеня зімкнутості крон $< 30\%$, наслідки вітровалів, зсувів, всихання. Модель враховує природні та штучні ліси, а також парки і придорожні насадження з відповідною висотою дерев і щільністю стояння. Показник відновлення деревного покриву не прирівнюється безпосередньо до господарського відтворення лісових масивів, але і враховує природний ріст та розвиток верхнього ярусу. Відновленими вважаються деревостани, які на момент космозйомки досягли висоти 3 м.

Площа стабільних лісів, висота яких протягом 20 років залишалася понад позначкою 5 м для Чернівецької області складає 245 тис. га (90 %). Близько 45 600 га за період із 2001 по 2021 рр. зазнали тих чи інших порушень.

Деревний покрив гірської модельної території займає площу в 66 тис. га. Лише 85 % (56 тис. га) оцінено алгоритмом GFW як стабільні масиви (рис. 4.1, А).

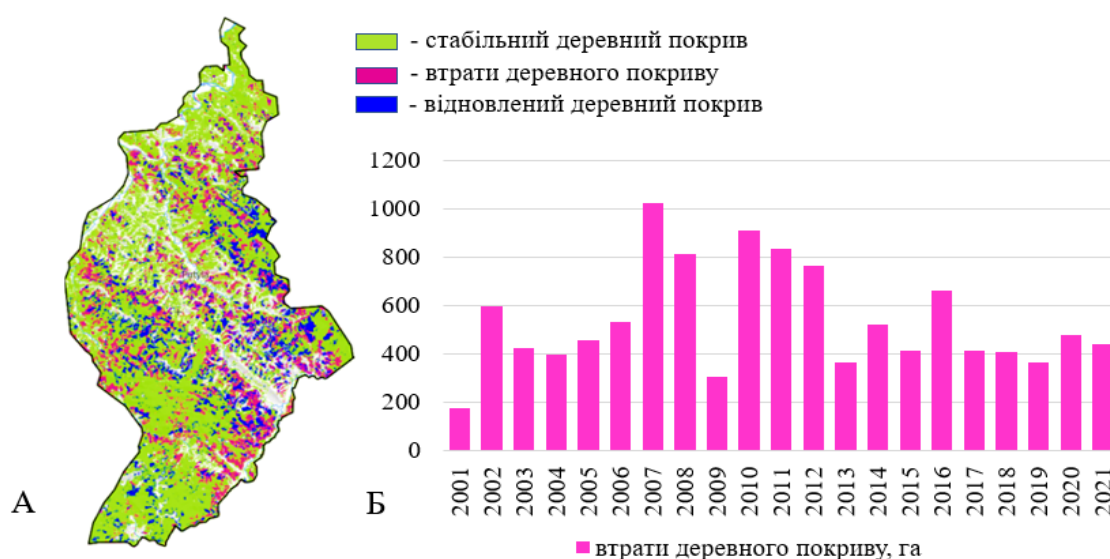


Рис. 4.1. Динаміка деревного покриву гірської модельної території: А – територіальний розподіл; Б – щорічні обсяги втрат (*тут і далі: за даними GFW*)

За 20-річний період знеліснено 11 500 га, що еквівалентно зменшенню деревного покриву на 18 %. Найінтенсивніше процес тривав у 2007–2012 рр. (рис. 4.1, Б). Зокрема, в 2007 р. втрати склали 1230 га (1,9 %), в 2010 р. – 910 га (1,4 %), в 2011 – 835 га (1,3 %). Протягом 2013–2021 рр. обсяги скорочення лісовкритої площі зменшилися й усереднено дорівнюють 451 га/рік. За весь досліджуваний період середній показник складає 537 га/рік. Мінімальні втрати спостерігалися у 2001 і 2009 рр. (173 га і 303 га відповідно).

Згідно з офіційними даними, у структурі лісозаготівельної діяльності на гірській модельній території практикують переважно рубки догляду і формування, а рубки головного користування складають не більше 20 % (Данілова, 2018). Втім, науковці зауважують виснаження пристигаючих гірських лісів надмірними прохідними рубками догляду та санітарними рубками (Калько & Шкіринець, 2017). Результатом є фрагментація деревного покриву, переважання одновікових деревостанів, вилучення поваленої мертвої деревини, що суттєво знижує біологічну стабільність екосистеми. За результатами проведеного аналізу на модельній території дестабілізації зазнали 12 600 га лісу.

Активна господарська діяльність ведеться не лише в експлуатаційних лісах модельної території, але й у масивах, виключених із головного користування. Як зазначають співробітники Українського науково-дослідного інституту гірського лісівництва ім. П. С. Пастернака: *«На експлуатаційні ліси припадає лише 58 % загального обсягу заготівлі деревини, решта – на ліси інших категорій: захисні – 25, рекреаційно-оздоровчі – 11 і природоохоронні – 6 %. Приблизно таке саме співвідношення за категоріями лісів мають суцільні зруби, щорічна площа яких у гірських лісах становить близько 8,5 тис. га»* (Гудима та ін., 2018, с. 75). Як наслідок, у структурі лісозаготівлі спостерігається негативна тенденція до переважання обсягів лісоматеріалів, заготовлених під час проміжного лісокористування над продукцією, отриманою внаслідок головного користування (Чернявський та ін., 2011). Така ситуація лише загострює проблему скорочення різновікових масивів складної структури.

Серед головних проблем, які потребують розв’язання в управлінні лісами

України, значиться: *«відсутність прозорого механізму продажу деревини, незаконні рубки та обіг незаконно добутої деревини»* (Державна стратегія..., 2021, п. І). Різні незалежні експерти оцінюють обсяги незаконних рубок у 5–50 % додатково до об'єму легально заготовлених лісоматеріалів (Карабчук & Скольський, 2018). Лише у 2017 р., незважаючи на запровадження Верховною Радою 10-річного мораторію на експорт лісу-кругляку (Державне агентство..., 2022), в Україні зафіксовано 7100 випадків несанкціонованої лісозаготівлі. У наступні роки спостерігається тенденція до зменшення кількості виявлених правопорушень, однак зафіксовано найвищі значення за обсягами заготовленої деревини, починаючи з 2001 р. Особливо гостро проблема відчутна в Карпатських лісах, які перебувають у комунальній власності (Геник та ін., 2011). Порівняно із Закарпатською, Івано-Франківською та Львівською областями, у гірській частині Чернівецької області обсяги самовільних рубок менші, однак також ведуть до дестабілізації лісових екосистем, зміни породного складу та вікової структури деревостану, збіднення угруповань, ослаблення та всихання дерев по межі зрубів (Калько & Шкіринець, 2017).

Випасання худоби в лісах також завдає екосистемам неабиякої шкоди. Ушкодження порослі та трав'яного покриву веде до спрощення просторової структури й перешкоджає природному поновленню лісу. Змін зазнають і ґрунти: витоптування супроводжується руйнуванням дернини, утворенням мікроуступів і вибоїн, ущільненням ґрунту, зміною його структури. Як наслідок, знижується надходження поживних речовин, посилюються ерозійні процеси, погіршується водоутримувальна здатність. Механічні пошкодження підросту й чагарників створюють сприятливі умови для зараження грибковими й бактеріальними хворобами, а також ураження шкідниками.

Площа відновленого за 2001–2021 рр. деревостану склала 5060 га. За цим показником модельна територія випереджає решту Чернівецької області. За офіційними даними Філії «Путильське лісове господарство» ДП «Ліси України», щороку лісовідновні роботи ведуться на площі 250 га. Для задоволення потреб лісництва в садивному матеріалі функціонують один постійний і 23 тимчасових

розсадники сумарною площею 5,4 га і сукупною ємністю в 500 тис. саджанців головних лісоформуючих порід (Жук & Мишілюк, 2023). Проте експлуатаційне минуле гірських лісів позначається на ефективності вживаних заходів. Складається небажана вікова структура: з нижчою в 2,5 рази за оптимальну часткою молодняків у бучинах і в 1,3 рази – у смеречниках та більшою в 1,5 рази часткою перестійних лісостанів у бучинах і у 2,7 рази – у ялицевих лісах (Гудима та ін., 2018). Переважання лісів середнього віку, за прогнозами фахівців, обумовить у майбутні десятиліття значне зростання обсягів лісозаготівлі. При цьому стиглі деревостани нерідко низько- і середньоповнотні, що суттєво знижує їхню біотичну стійкість (Чернявський та ін., 2011). Як наслідок, у межах гірської модельної території зареєстровані найбільші втрати лісу через кліматичні зміни та хвороби порівняно з рештою території області: 0,37 га загиблих насаджень на 1 га лісовідновлення (Данілова, 2018).

Практика запровадження смерекових монокультур на місці автохтонних порід виявилася невдалою з багатьох причин. Насамперед, чисті смеречники чутливо реагують на кліматичні зміни останніх десятиліть. Теплі й м'які зими, недостатньо потужний сніговий покрив, відсутність тривалого періоду зимового спокою, спекотне й сухе літо сприяють усиханню насаджень на великих площах. По-друге, на кам'янистих ґрунтах і крутих південних схилах через несприятливий гідрологічний режим і активні зсувні процеси смереки з поверхневою кореневою системою і парусною кроною потерпають від вітровалів і сніговалів (Ткачук & Зейналян, 2023). Санітарні та доглядові рубки не дають очікуваного позитивного ефекту. Навіть більше, втручання в природні процеси росту смеречників призводить до подальшого послаблення їхньої стійкості. Зниження повноти деревостану сприяє ураженню кореневою губкою, збільшенню чисельності короїда-типографа (Дебринюк, 2011). По-третє, як філогенетично молодий вид *P. abies* характеризується морфологічною пластичністю. Різні екотипи мають різні вимоги до умов зростання. На відміну від аборигенної гостролускатаї морфологічної раси *f. apiculata* Beck. (=var. *ligulata* Pacz.), привізна туполуската менше пристосована до лісорослинних умов Українських Карпат (Дідух &

Чорней, 2016).

Стала тенденція до скорочення деревного покриву на гірській модельній території і погіршення санітарного стану насаджень позначається не лише на біорізноманітті, але й на регулювальних ЕП. Знижується ефективність регулювання складу атмосферного повітря та клімату, порушується водорегулювальна здатність, а також протиерозійні і протизсувні функції. Гідрометеорологічні й геоморфологічні умови в Українських Карпатах сприяють виникненню паводків, селевих потоків і зсувів. Пошкодження та знищення водоохоронних деревних насаджень уздовж річкових русел і зниження верхньої межі лісу у високогірному поясі посилюють наслідки стихійних явищ. Ситуація загострюється і через захащеність річок залишками деревини та осипами й обвалами з оголених схилів (Библюк та ін., 2008). Впливовий супутній чинник – спосіб лісозаготівлі та транспортування деревини. Наприклад, трелювання стовбурів гусеничними тракторами пошкоджує верхні пухкі та родючі ґрунтові горизонти, а також ущільнює та руйнує структуру нижніх горизонтів. Зі зростанням кута нахилу лісосіки та обсягів лісозаготівлі збільшується ступінь ерозійного пошкодження ґрунтів. Трелювальні волюки змінюють мікрорельєф схилів і являють собою джерела розвитку лінійного розмиву ґрунту (Беспалько та ін., 2013). Для мінімізації негативного екологічного ефекту в Путильському держлісгоспі розпочали роботи зі впровадження канатно-підвісних установок для спуску деревини з гір.

Площа деревних насаджень передгірської модельної території складає 61 653 га (51 % від загальної території). З них 47 % припадає на ліси природного та штучного походження. Площа стабільного деревного покриву оцінена алгоритмом GFW у 52 700 га. Сумарні втрати лісовкритої площі за проміжок часу з 2001 по 2021 рр. становлять 10 800 га, що дорівнює 17 % від усього деревного покриву (рис. 4.2). Середній рівень щорічних втрат – 514 га, найвищі встановлено у 2007 р. – 838 га і 2012 р. – 910 га. З 2019 р. річні обсяги втрат скоротилися вдвічі й не перевищували 340 га. Найбільша кількість фрагментів втраченого лісу розташована в гірській південно-західній частині модельної

території. Проблеми, пов'язані з недосконалістю технологій лісозаготівлі, надмірними обсягами вирубування, включно з нелегальними рубками, а також із незадовільним санітарним станом, тут аналогічні до описаних для гірської модельної території. Водночас зсувні процеси виражені яскравіше, насамперед через сейсмічну активність. Для Буковинського Передгір'я описане збільшення площі й об'єму зсувних мас зі зменшенням кута нахилу (Библюк та ін., 2008). При цьому водорегулювальна здатність передгірних лісів у 23 рази менша порівняно з гірськими (Олійник та ін., 2015).

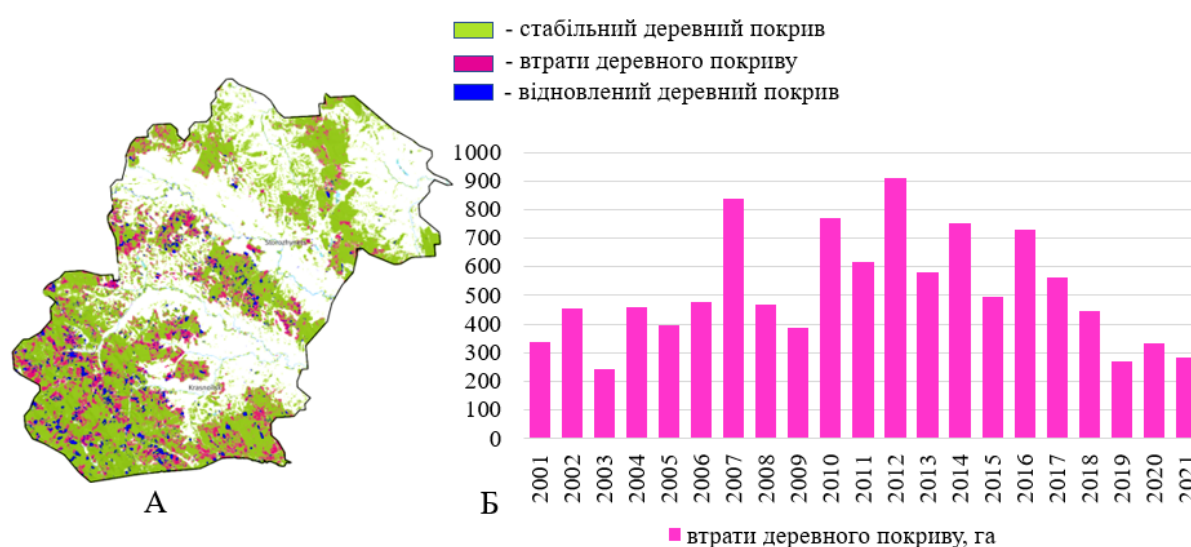


Рис. 4.2. Динаміка деревного покриву передгірської модельної території:

А – територіальний розподіл; Б – щорічні обсяги втрат

З офіційних джерел, структурно на передгірській модельній території переважають рубки формування та догляду (Жук & Мишілюк, 2023). Однак ефективність лісогосподарських заходів незадовільна: науковці вказують на їхній частий деструктивний характер та пряму шкоду лісовим насадженням (Данілова, 2018). Аналіз санітарного стану масивів ялини в ДП «Сторожинецьке ЛГ» виявив, що лише 54,7 % дерев не мають ознак пошкодження, причому найпоширенішими (14 %) є механічні пошкодження стовбурів дерев (Гриник та ін., 2008). Доведено, що рубки формування рідко враховують генезис природних лісових біогеоценозів і ведуть до зниження біологічного різноманіття назагал і, зокрема, до послаблення ланки ксилобіонтів (МакГі та ін., 2019). Ґрунтовий покрив також зазнає значних змін унаслідок вибіркового рубок: він

уцільнюється, знижує водопоглинальну та водоутримувальну здатність. Зменшується вміст мікроелементів, погіршується природний обмін речовин та кореневе живлення рослин (Крюченко та ін., 2018). Отже, страждають підтримуючі ЕП: базові біогеохімічні процеси, забезпечення мікрооселищ і гетерогенного середовища існування, підтримка розгалужених трофічних мереж, збереження біологічного та генетичного різноманіття тощо.

Виснаження лісових ресурсів, спрощення структури угруповань через нераціональне або малоефективне лісокористування – причина екологічних конфліктів, які можуть виникати між стейкхолдерами, наприклад, різними лісокористувачами, рекреантами тощо. У свою чергу, конфлікти у сфері природокористування ведуть до нових втрат ЕП.

Високий рівень втрат деревного покриву передгірської модельної території спричинено несприятливими погодними умовами. Згідно зі статистичними даними на 1 га лісовідновлення в різних лісництвах приходиться від 0,54 до 1,24 га загиблих лісостанів (Данілова, 2018). Понад 13 200 га лісу оцінено алгоритмом GFW як порушені. Похідні монокультури смереки в низькогір'ї та передгір'ї через вищі середньорічні температури і триваліший теплий період, потерпають від всихання більше, порівняно з масивами високогір'я та середньогір'я. Масова деградація екосистем спостерігається в деревостанах, де вже змінилося 3–4 генерації *Picea abies*. Великі осередки сухостою та вітровалів виявлено в 2018 році під час обстеження територій ПЗФ: заповідного урочища «Лаура», заказниках місцевого значення «Красноільський» і «Зубровиця», заказнику загальнодержавного значення «Петрівецький».

Лісопатологічне обстеження похідних смеречників ДП «Сторожинецьке ЛГ» виявило переважання ослаблених і сильно ослаблених лісостанів зі ступенем ураженості 17–19 % і 23–64 % відповідно (Слободян, 2012). Зниження життєздатності та стійкості супроводжується масовим ураженням кореневими гнилями. Інфікування макроміцетами починається з 39–45-річного віку насаджень. Науковці пов'язують активізацію збудників корневих гнилей із проведенням проріджень у густих насадженнях, які супроводжуються численними механічними ушкодженнями

стовбурів дерев. На свіжих лісосіках санітарних суцільних рубок джерелом розповсюдження спор патогенів є уражені пні. За вибіркового рубок на місцях залишається близько 20 % біомаси, яка поступово розкладається, чим сприяє поширенню інфекції. А в утворених просвітах знижується опірність дерев вітровалам та буреломам (Дідух & Чорней, 2016).

Ліси північно-східної частини модельної території, представлені переважно ялицево-буковими, дубово-буковими, буково-дубовими й буково-грабовими масивами, зазнали найменших змін упродовж 2001–2021 рр. Рубання тут ведеться в два прийоми, причому другий – не раніше, ніж щільність молодих дерев складе 15 тис/га. Здебільшого ліси модельної території характеризуються як стиглі й перестиглі, тут активно практикуються рубки формування і догляду.

Чернівецький лісгосп інформує про тенденцію до збільшення та розширення площ, відведених під ліс у межах передгірської модельної території. Щорічний приріст лісових культур відбувається на окремих ділянках площею 10–12 га, а відтворення корінних типів відбувається природним шляхом по всій місцевості розміром у 120 га (Жук & Мишілюк, 2023). За даними GFW, з 2001 по 2012 рр. площа ділянок із відновленим деревним покривом налічує 1250 га. При лісовідновленні акцент робиться на природне поновлення за участі корінних порід.

За результатами наших попередніх досліджень (Жук та ін., 2021; Костишин & Жук, 2010), у передгірських ландшафтах Чернівецької області встановлено схильність до дивергенції рослинних угруповань на ранньосукцесійному етапі. Можливі щонайменше два сценарії природного відновлення біогеоценозів на суцільних зрубках бучин: за лісовим і лучним типом. Реалізація кожного з них першочергово детермінується різноманітністю і синергією абіотичних факторів (Kostyshyn & Zhuk, 2012). Диференціація рослинного покриву припадає на 5–6-й роки після вирубання деревостану. Для ділянок, де відновлення рослинного покриву, відбувається за лісовим типом, визначальними є фактори едафотопу. Зокрема, видове різноманіття прямо залежить від вмісту засвоюваних форм азоту. Таксономічне різноманіття виявляє

пряму залежність від трофності та обернену – від кислотності ґрунтів. Складність угруповань зазнає прямого впливу кислотного режиму ґрунтів і терморезиму, оберненого – з боку трофності ґрунту, кріорезиму й освітлення. На зрубках, де відновлення рослинного покриву йде за лучним типом, яскраво виражений домінантний абіотичний фактор – вологість ґрунту. Вирішальним є також уміст засвоюваних форм азоту та омброрезим. Сукупно названі чинники впливають на видове різноманіття. Таксономічне ж різноманіття залежить, насамперед, від освітлення та конкурентної напруженості всередині угруповання. Флукутуаційна динамічність зростає зі зниженням конкурентної напруженості та зростанням термічного показника. Абіотичне різноманіття прямо впливає на складність угруповань.

З перебігом сукцесійних змін зруби з лісовим типом відновлення з кожним роком набувають дедалі більше спільних рис зі зрілим буковим лісом. Уже на восьмий рік після вирубування встановлюється відповідний видовий склад, знижується конкурентна напруженість, зростає внесок флукутуаційної динамічності, збільшується частка стабільно існуючих видів у складі фітоценозу. Функціональне ядро рослинних угруповань формують види, асоційовані з *Fagus sylvatica*.

Значне пошкодження підстилки і ґрунтового покриву при лісозаготівлі на території передгір'я може призвести до формування післялісових щільнодернинних угруповань. Зі збільшенням віку зрубу з лучним типом відновлення рослинного покриву зростають видове різноманіття і конкурентна напруженість. У складі фітоценозу збільшується частка представників родин Asteraceae, Fabaceae і Poaceae. За даними А. К. Малиновського (2002), дерновий процес на зрубках букових лісів веде до утворення нового підтипу ґрунту – дернового буроземного, на якому можлива подальша демутація з формуванням різнотравно-злакових угруповань. Такому сценарію сприяє систематичне випасання худоби. За сприятливих обставин можливий і ефект конвергентності з утворенням вторинних угруповань, подібних до зрілого лісу. Однак на реалізацію такого сценарію знадобиться більше часу, впродовж якого територія надаватиме

обмежений перелік ЕП і потенційно слугуватиме осередком розповсюдження рудеральних та інвазійних видів.

Деревний покрив рівнинної модельної території обіймає 27 038 га. Із них на природний ліс припадає 18 300 га, на штучні лісові насадження – 142 га. Решта об'єднує лінійні зелені насадження вздовж автошляхів, полезахисні лісосмуги, водозахисні масиви вздовж берегів. За даними GFW частка деревного покриву висотою понад 3 м зі щільністю крон понад 30 % складає 26 % території полігону. Понад 18 100 га оцінено алгоритмом сервісу як стабільний деревний покрив, що фактично дорівнює категорії природного лісу.

Обсяги скорочення лісовкритої території в межах рівнинної модельної території вдвічі менші як порівняти з гірською й передгірською. Середній рівень щорічних втрат не перевищує 72 га (рис. 4.3) і залишається відносно сталим протягом 20-річного періоду. Піки лісокористування яскраво не виражені. З 2006 р. обсяги втрат зросли майже вдвічі й сягнули у 2009 р. позначки 102 га, у 2016 р. – 103 га. Сумарно з 2001 по 2021 рр. втрачено 1507 га, що складає 7,7 % від залісненої території.

Найбільші площі втрат притаманні суцільному масиву в північно-західній частині модельної території, де ведуться рубки головного користування. За оцінкою фахівців, лісозаготівля тут малоефективна: обсяги ліквідної деревини не перевищують 25–45 м³/га (Данілова, 2018). Водночас широколистяні масиви, які донедавна перебували у віданні ДП «Хотинський лісгосп» і де ведеться планове господарство, розцінюються як перспективний резерв для розширення ПЗФ та екологічної мережі Чернівецької області (Коржик, 2012). Інтенсивне ведення лісогосподарської діяльності знизить їхню природоохоронну цінність. Клаптикові фрагменти лісів, які прилягають до сільськогосподарських угідь південно-східної частини модельної території, донедавна підпорядковувалися Хотинському держспецлісгоспу агропромислового комплексу. Суцільні рубки в таких масивах можуть сприяти інтенсивній водній ерозії, притаманній агроландшафтам рівнинної модельної території, а також призвести до втрат численних елементів раритетної

флори і фауни.

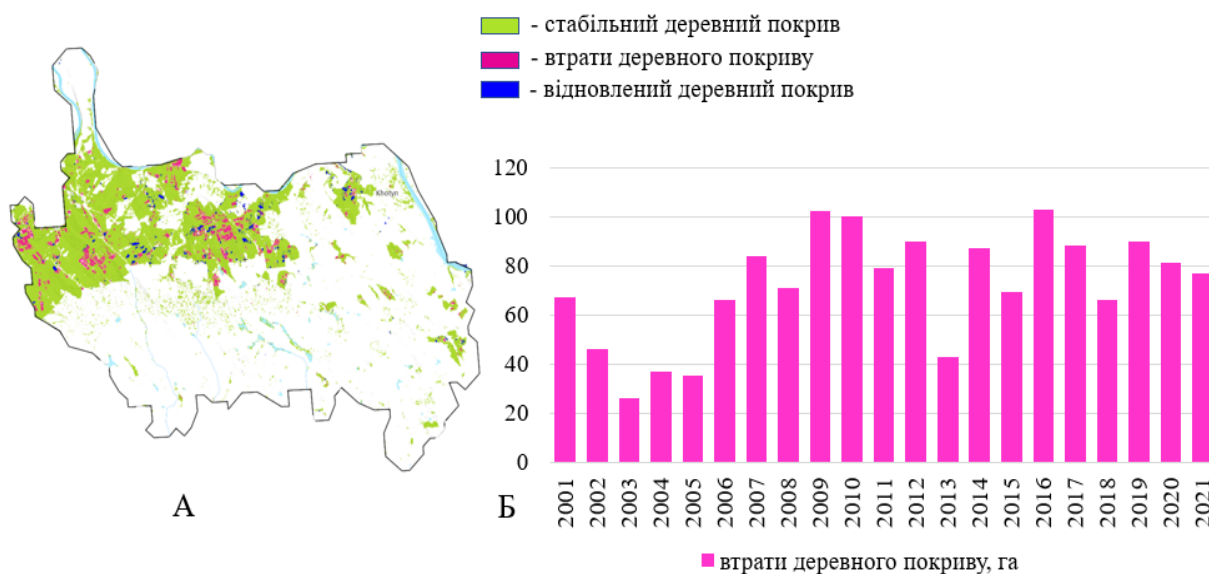


Рис. 4.3. Динаміка деревного покриву рівнинної модельної території:

А – територіальний розподіл; Б – щорічні обсяги втрат

На відміну від гірської та передгірської модельних територій, через хвороби й негативні природні явища втрачено незначну частку лісу (Данілова, 2018). Маючи складну ярусну і вікову структуру старовікові букові ліси характеризуються підвищеною опірністю до вітровалів і майже не вражаються шкідниками (Коржик, 2012).

За даними GFW з 2001 по 2021 рр. площа приросту деревних насаджень модельної території склала 1100 га. Здебільшого тут практикується природне поновлення лісу. Результати наших досліджень показали, що відновлення рослинного покриву на суцільних зрубках букових лісів у складі рівнинних ландшафтів відбувається відмінно від передгірських (Жук та ін., 2021; Костишин & Жук, 2010). Видовий склад тут поєднує риси зрубів із лісовим і лучним типами відновлення фітоценозу. Стабілізація видового складу та випадання зі складу рослинного угруповання «випадкових» і «ремонтних» ранньосукцесійних видів на рівнинній модельній території відбувається раніше – на 2–4-й рік після вилучення деревного ярусу. Таксономічне різноманіття тут суттєво знижується

на перший рік, однак уже на другий починає неухильно рости. Конкуренція проявляється менш гостро, порівняно з буковими зрубам на території передгір'я. Показник виявляє пряму залежність від континентальності клімату та світлових умов. Вирішальні абіотичні фактори: вологість клімату, освітленість і трофність ґрунтів. Підвищена ґрунтова вологість сприяє зростанню видового різноманіття. Флуктуаційна динамічність виявляє залежність від кріо- і терморезиму, а складність угруповань – від сольового режиму ґрунту та морозності клімату.

Отже, за комплексом розглянутих показників, на рівнинній модельній території склалися надзвичайно сприятливі умови для ведення наближеного до природного лісового господарства (МакГі та ін., 2019; Чернявський та ін., 2011). Такий підхід передбачає впровадження систем господарювання, заснованих на розумінні екології лісу та орієнтування на багатофункціональне лісівництво. І, навпаки, недотримання відповідних технологій створення та вирощування лісів веде до втрат цілого комплексу ЕП. Так, береги р. Дністер у межах рівнинної модельної й прилеглих територій свідомо укріплювалися насадженнями інтродуцента *Robinia pseudoacacia* L. Культура має чимало переваг. Це ефективний азотфіксатор, цінний медодай, кормовий ресурс для худоби, швидкоросле джерело біопалива, укріплювач берегів, особливо на піщаних ґрунтах. Водночас, робінія – агресивний інвайдер із високою алелопатичною активністю, неабиякою пластичністю та підвищеною конкурентоспроможністю. Завдяки екологічним особливостям вид здатний швидко витіснити аборигенні рослини з природних угруповань і трансформувати оселища тварин (Токарюк та ін., 2021). Дослідження О. Я. Буждиган показали, що колонізація заплавних ділянок берегів річок заростями *Robinia pseudoacacia* викликає азотне забруднення водойми (Буждиган, 2019).

У 2020 році на площі 1,5 га на модельній території було закладено плантації волоського та чорного горіхів. Інтродуцент *Juglans nigra* L. характеризується швидким ростом, поліпшує фізико-хімічні властивості ґрунту, зокрема, збагачує його на нітроген, підвищує актуальну кислотність. Характеризується високою

пластичністю до абіотичних умов, дає їстівні плоди й цінну деревину. Однак, на відміну від *J. regia* L., вид нестійкий до ураження омелою (Кавун та ін., 2021). Швидкі темпи розвитку інвазії та глибина ураження не лише знижують продуктивність деревного насадження, але й формують потужний осередок поширення інвазії на інші деревні породи. Як волоський, так і чорний горіх – потужні алелопати, які продукують алелохімічну сполуку юглон, здатну пригнічувати ензими, котрі беруть участь у метаболізмі рослин. Юглон високотоксичний для багатьох видів комах, знижує ферментативну активність ґрунту, інгібує проростання насіння. У лісових культурах, вирощених на Вінничині на місці дубових лісів, чагарниковий і трав'яний яруси представлені здебільшого рудеральною фракцією та характеризуються наявністю численних інвазійних видів (Іщук & Шлапак, 2007). В останні роки повідомляють про інвазійне поширення *J. regia* у Європі та подальше просування його суцільного ареалу на північ. Здатні до самовідтворення дикорослі популяції волоського горіха зареєстровано в Київській області (Кучерко & Заморока, 2022).

На прикладі наведених перспективних із господарської точки зору лісокультур пересвідчуємося в наявності конфлікту між окремими потоками ЕП. Їх вирощування забезпечує широкий спектр ресурсних, регулювальних, підтримуючих і культурних послуг. Водночас зниження біологічного різноманіття та витіснення аборигенних видів рослин, формування спрощених консорційних мереж, а також зміна мікробних угруповань ґрунту веде до більш масштабних майбутніх втрат ЕП, забезпечуваних вилученими з біоценозу видами. Коли надання однієї послуги покращується внаслідок скорочення надання іншої послуги, має місце явище компромісу між ЕП (англ. *tradeoff*). Визнання цих компромісів та ефективне керування ними при використанні пакетів ЕП – одне з першочергових завдань управління ландшафтами (Raudsepp-Hearne et al., 2010; Saidi & Spray, 2018). При цьому необхідно враховувати, що взаємодія між послугами екосистеми відбувається не лише в просторі, але й у часі. Невирішені конфлікти природокористування неминуче ведуть до втрат ЕП.

4.2. Зміни в структурі орних земель як дестабілізуючий чинник в агроландшафтах

Найчастіше компромісні ситуації виникають у агроландшафтах, де на практиці важко досягти синергічних результатів для виробництва продуктів харчування та забезпечення інших категорій ЕП (Bernués et al., 2019; Watson et al., 2021). Протягом ХХІ ст. сільське господарство в країні загалом і в Чернівецькій області зокрема зазнало інтенсифікації практики землекористування, що призвело до поточних конфліктів у постачанні багатьох ЕП. Цей процес передбачає збільшення обсягів ресурсів, включно із ширшим використанням агроновацій та зростанням обсягів застосування агрохімікатів, сукупно зі зміною моделей вирощування продукції рослинництва та тваринництва. У такий спосіб підвищилася продуктивність сільського господарства, проте зріс тиск на ґрунтові й водні ресурси, відбулися деструктивні зміни в колообігах речовин, газообміні тощо. Ключовим наслідком інтенсифікації сільського господарства є спрощення ландшафту, котре посилює втрати біорізноманіття. Як наслідок, збіднюється спектр ЕП, у тому числі й тих, від яких залежить ефективність вирощування сільськогосподарських культур: запилення, регулювання чисельності шкідників, опірність інвазіям, біологічна активність ґрунту тощо (Landis, 2017).

Уявлення про трансформацію потоків ЕП в агроландшафтах дає спостереження за просторово-часовими змінами структурної моделі використання сільськогосподарських угідь. Нижче наводимо результати аналізу 20-річних геопросторових даних з інтервалом у 4 роки, отриманих із супутника Landsat. Через незначний рівень сільськогосподарської освоєності гірської модельної території динамічні тенденції стану використання орних земель досліджували тільки для передгірської та рівнинної модельних територій. Для порівняння представлені статистичні дані за 1969 рік, які демонструють мінімальні відмінності у площі орних земель між модельними територіями: 34 і 38 тис. га відповідно (рис. 4.4).

Починаючи з 2000 року, спостерігаємо деяке скорочення земель під ріллею в межах передгірської модельної території – до 29 тис. га і стрімке зростання в

межах рівнинної – до 50 тис. га. У наступні 15 років відмічено стабілізацію орних земель рівнинної модельної території на рівні 35–37 тис. га та подальше скорочення ріллі передгірської – до 14 тис. га у 2008–2011 рр. Станом на 2020 рік площі, задіяні у вирощуванні агрокультур, у межах передгірської модельної території відновилися до рівня, зафіксованого в 2000 році, рівнинної – скоротилися удвічі проти значення, відміченого в 2000 році.

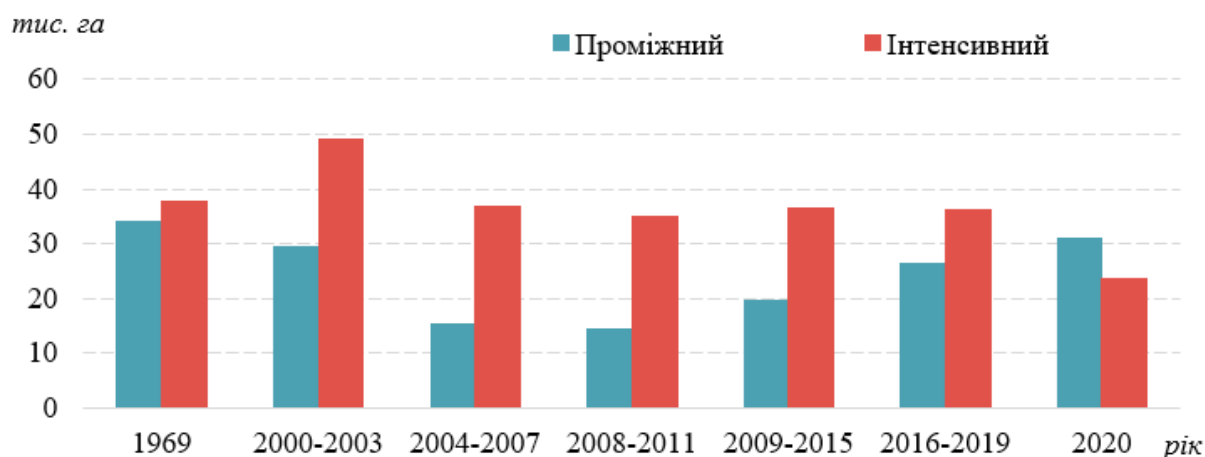


Рис. 4.4. Динаміка площі орних земель на модельних територіях зі значною сільськогосподарською освоєністю

За 20-річний термін частка сталих орних земель передгірської модельної території склала 43 % (рис. 4.5). Насамперед, це великі наділи на місці колишніх колгоспних полів у північно-західній частині модельної території та в околицях сіл поблизу обласного центру. За окреслений термін вони не лише активно використовувалися в агровиробництві, але й зазнали неабиякого розширення. Понад 9,5 тис. га орних земель ідентифіковано на космознімках 2020 р. на ділянках, які в 2000–2003 рр. були зайняті іншими класами наземного покриття. У центральній і північній частинах модельної території приріст ріллі відбувся здебільшого завдяки зміні організаційної структури земель сільськогосподарського призначення. У зв'язку із занепадом тваринницької галузі скоротилися площі під кормовими багаторічними культурами. Зменшилися як обсяги виробництва кормів, так і площі пасовищ у постійному користуванні. Заміна злаково-бобових багатокomпонентних травосумішей на сільськогосподарські культури, які потребують інтенсивного обробітку, має низку

негативних наслідків: посилення ерозії ґрунтів (особливо на схилах), зменшення обсягів асиміляції вуглецю і азоту, порушення потоків елементів у біогеохімічних циклах, спрощення трофічних мереж, втрати біомаси та біологічного різноманіття, посилення інвазійних процесів тощо. Отже, відповідні ЕП реалізуються в розширених завдяки залученню додаткових земель агроекосистемах не повною мірою або й деградують взагалі.

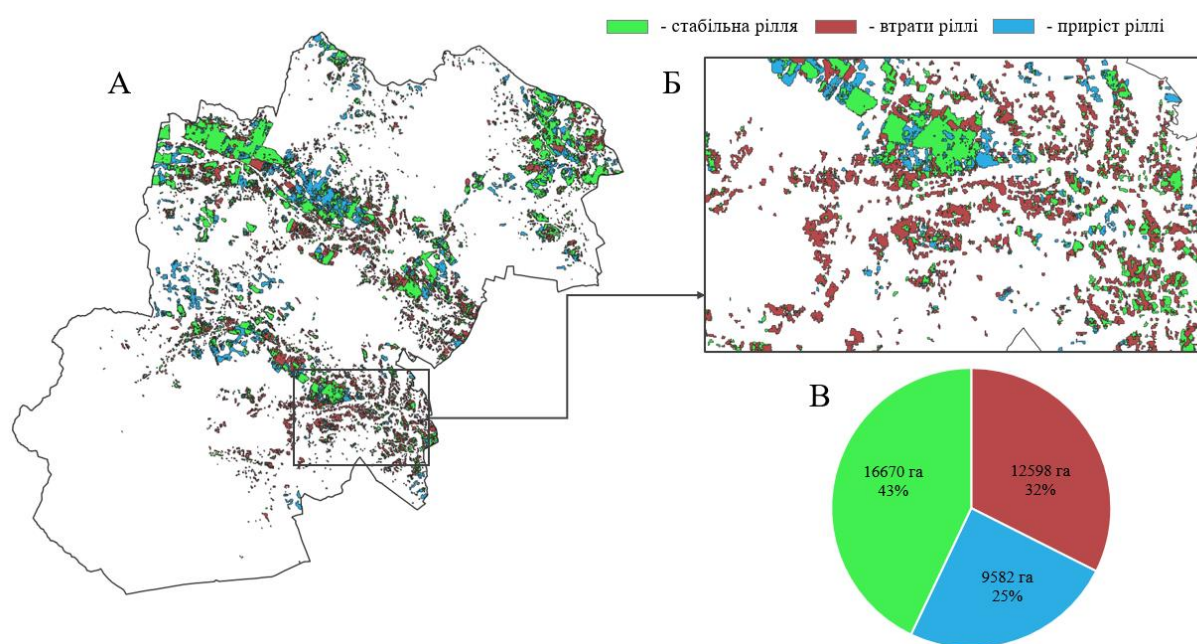


Рис. 4.5. Зміни в структурі орних земель передгірської модельної території за період із 2000 по 2020 рр.: А – територіальний розподіл; Б – втрати ріллі за рахунок присадибних ділянок; В – категорії динаміки (за даними *Global Land Analysis and Discovery, GLAD*)

Спад виробництва на початок 2000-х рр. спостерігався і у вирощуванні цукрових буряків, льону, плодів і ягід. Чималі площі орних земель тривалий час залишалися необробленими, через що не були розпізнані алгоритмом GLAD як агроугіддя. Наступного десятиліття паї, які перебувають у власності громад і середніх колективних підприємств, почали винаймати великі корпоративні утворення. Посилення агрохолдингів посприяло підвищенню ефективності виробництва продукції рослинництва. Однак отримання високих врожаїв відбувається не стільки завдяки раціональному використанню екосистемного капіталу, скільки через залучення промислового капіталу як компенсаторного

механізму деградації біопродуктивного потенціалу агроєкосистеми.

Агрохолдингові компанії зосереджуються здебільшого на вирощуванні цінних і швидкоокупних товарних культур, призначених для експортних ринків: соняшнику, ріпаку, сої, меншою мірою – зернових. Систематичне беззмінне вирощування технічних культур без адаптації до особливостей ландшафтів обумовлює посилення деструктивних ґрунтових процесів, притаманних передгірській модельній території. Монокультурне виробництво з післяжнивним вилученням рослинної біомаси веде не лише до ґрунтовтоми, але й до численних втрат супутніх регулювальних і підтримуючих ЕП: ґрунтогенезу, регулювання водного стоку, очищення води, підтримання біогеохімічних процесів, секвестрації карбону, підтримання генетичного, видового та структурно-функціонального різноманіття тощо. Великомасштабне корпоративне сільське господарство, на відміну від фермерського, передбачає збільшення відстані від місця виробництва продукції до місця споживання, а отже, зростає і вуглецевий слід від транспортування сільськогосподарської продукції.

Зміна структури агровиробництва негативно позначається не лише на екологічній, але й на соціальній підсистемі локальних СЕС. Через віддаленість території фактичного господарювання від власників і керівництва агрохолдингів не завжди враховуються інтереси місцевих громад. Використання сучасної сільськогосподарської техніки та не надто трудомістких технологій агровиробництва веде до дефіциту робочих місць і підвищення рівня безробіття на селі (Новікова, 2015). Ґрунтовними дослідженнями (Геник та ін., 2011; Чернявський та ін., 2011) показано, що саме безробіття в передгір'ї Карпат найчастіше штовхає населення на нелегальну лісозаготівлю. У такий спосіб здійснюється опосередкований вплив зміни форми організації сільськогосподарського виробництва на втрату ЕП лісових екосистем передгірської модельної території.

У південній частині модельної території приріст ріллі має інакше походження. Здебільшого це розорані ділянки досить великої площі на місці зведених лісів і післялісових лук (рис. 4.6). Конверсія лісових екосистем у

агроекосистеми для вирощування однорічних культур – один із найпотужніших чинників впливу на біорізноманіття (Fujisaka et al., 1998). Насамперед йдеться про знищення та фрагментацію оселищ маломобільних видів і ареалів представників раритетної флори та фауни. Трансформація природних екосистем в аграрні завжди супроводжується докорінною реорганізацією не лише морфологічної структури, але й функціональних ознак (Гнатів & Хірівський, 2010; Снітинський та ін., 2019). Втрати видового різноманіття призводять до структурних змін у мережі взаємодій між організмами в складі угруповання та зниження екосистемних функцій (Morris, 2010), які забезпечують можливість надання ЕП, включно з ресурсними, заради яких і створюються агроценози.



Рис. 4.6. Орні землі на післялісових ділянках у передгірській частині передгірської модельної території

Водночас забезпечення функціонування нестабільних за своєю природою агроекосистем неможливе без інтенсивної антропорегуляції. Підтримання продуктивності сільськогосподарських культур на зазначеній території потребує неабиякого вкладу матеріально-технічних і трудових ресурсів. Ґрунти тут здебільшого буроземно-підзолисті, кислі, з низьким рівнем родючості. Негативний вплив на родючість справляє і високий уміст рухомих сполук низки мікроелементів: бору, кобальту, марганцю, міді (Гунчак та ін., 2022). Застосування важкої техніки веде до порушення структури ґрунту.

Відносна віддаленість від населених пунктів створює нестачу керованих

бджолиних колоній, що покладає функцію запилення здебільшого на диких комах. Сучасні багатоетапні системи боротьби із сільськогосподарськими шкідниками та збудниками захворювань і гербіцидна профілактика забур'янення поряд зі знищенням цільових організмів спричиняють масову загибель і ослаблення мобільних агентів запилення. За результатами аранеоіндикації агропромислових впливів, проведеними К. Ю. Тимчук (2021) на соціоекологічному градієнті Чернівецької області, на соєвому полі передгірської модельної території відмічене істотне зменшення видового та кількісного різноманіття павуків-хортобійців. Суттєве збіднення аранеокомплексів демонструє порушення ЕП регулювання чисельності шкідників.

Отже, для господарської стійкості агроєкосистем у цій частині модельної території необхідні комплекс агроеліоративних заходів, відновлення речовинного балансу, додаткова енергія у вигляді механізованої праці, припасування генофонду культурних сортів і гібридів до суворих ґрунтових, кліматичних умов, а також до дефіциту мобільних агентів підтримуючих та регулювальних ЕП.

Сумарна частка втрат орних земель передгірської модельної території за 20-річний період склала 32 %. Показник чистих втрат дорівнює 7 %. Регресивні процеси торкнулися насамперед присадибних ділянок у передгірській частині (рис. 4.5, Б). Явище поступового зниження інтенсивності землекористування на одиницю земель сільськогосподарського фонду, розглядається як аграрна маргіналізація села. Ступінь цієї своєрідної форми екстенсифікації часто визначається специфічними для місцевості соціальними, економічними, політичними та екологічними умовами (Gellrich et al., 2007). Консервація дрібних приватних наділів може мати чимало причин: нерентабельність присадибного рослинництва, втрату продуктивності ґрунтів, інвазії, зростання доходів, урбанізацію, маятникову й трудову міграцію, старіння населення, демографічну кризу, занепад соціальної інфраструктури села тощо.

Занепад традиційних методів сільського господарства – явище, яке

спостерігається в багатьох регіонах світу (Estacio et al., 2022; Gellrich et al., 2007; Liu et al., 2020; Osawa et al., 2016; van der Zanden et al., 2017). Нещодавні дослідження процесів маргіналізації сільського господарства в Європі показали, що відчуження орних земель, сіножатей і пасовищ відбувається переважно у віддалених і гірських регіонах, а також у менш продуктивних районах із високим ступенем ерозії ґрунту або несприятливими для сільського господарства кліматичними умовами (van der Zanden et al., 2017). До вторинних чинників занедбаності присадибних ділянок належать депопуляція сільської місцевості та специфічні регіональні фактори щодо власності на землю та податкових режимів (Benayas et al., 2007). Хоча як основні, так і вторинні чинники стосуються неадекватних доходів від ведення присадибного господарства й доходів сільських жителів загалом та зростання рівня безробіття. До важливих чинників зміни інтенсивності землекористування належать також нездатність модернізувати агровиробництво та брак ринку збуту надлишків сільськогосподарської продукції.

Як викладено вище, маргіналізація присадибного господарювання в межах передгірської модельної території супроводжується зростанням впливу агрохолдингів і укрупненням масивів технічних монокультур. Така ситуація веде до втрати агробіорізноманіття та видового багатства в історично мозаїчних агроландшафтах із переважанням орних земель низької інтенсивності, ділянок із кормовим різнотрав'ям, сіножатей і пасовищ. Занедбані присадибні ділянки нерідко стають осередком поширення рудеральних та інвазійних видів, багатоїдних сільськогосподарських шкідників. Втрати агробіорізноманіття супроводжуються дисбалансом нектаро-пилкодайного конвеєру, обумовлюючи кормовий дефіцит диких антофілів, спрощення трофічних ланцюгів із випаданням ланок консументів II порядку: хижих членистоногих, земноводних, орнітофауни, які забезпечують регульовальні ЕП.

Втрата мозаїчних агроландшафтів і традиційних культурних ландшафтів також має важливі суспільні наслідки, оскільки ці території мають етнографічно-історичну цінність, забезпечуючи численні культурні ЕП: відчуття місця, етнічну

самоідентифікацію, соціальні зв'язки, рекреацію, екотуризм тощо.

У межах рівнинної модельної території з 2000 до 2020 року 50 % орних земель стабільно залишалися в сільськогосподарському користуванні (рис. 4.7). Їхня площа перевищує 28 тис. га. Здебільшого це великі поля, розміщені в південній, найбільш освоєній, частині модельної території. Як і в передгірській модельній території, в структурі агровиробництва переважають високорентабельні технічні культури: соя, ріпак, соняшник; серед зернових – пшениця, кукурудза, ячмінь.

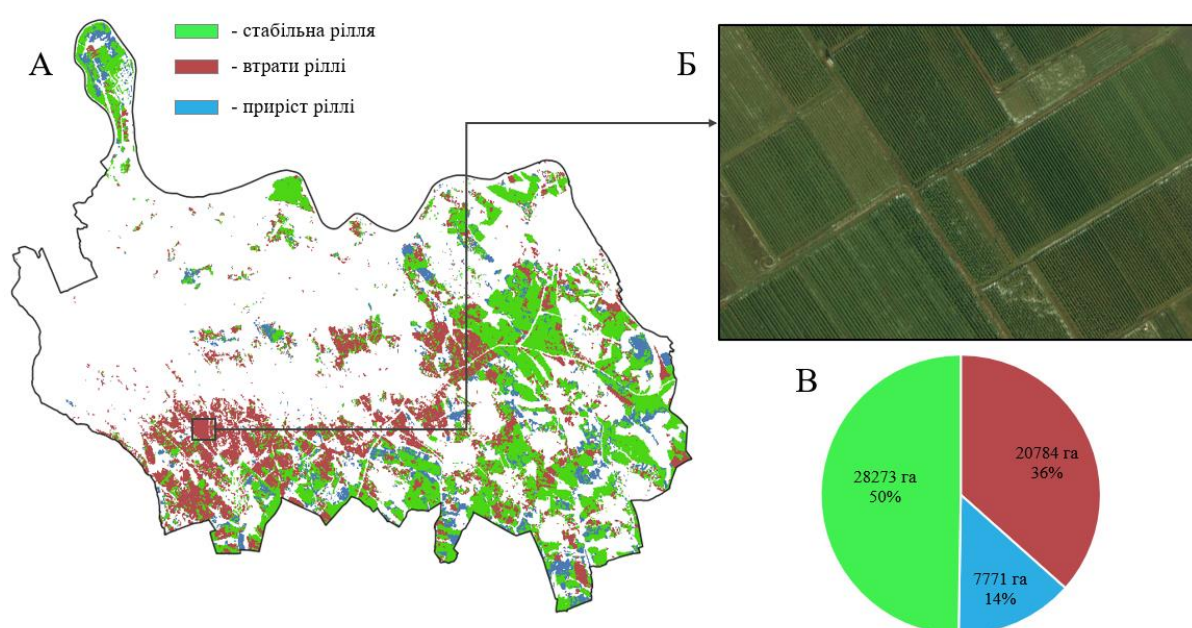


Рис. 4.7. Зміни в структурі орних земель рівнинної модельної території за період із 2000 до 2020 рр.: А – територіальний розподіл; Б – втрати ріллі за рахунок розвитку садівництва; В – категорії динаміки
(за даними *Global Land Analysis and Discovery*)

Чинники, які тут спричиняють порушення реалізації ЕП, типові для рослинництва України загалом: висока концентрація виробництва, глибока оранка, монокультура, надмірна хімізація, неправильна меліорація, ігнорування ландшафтних особливостей при плануванні сівозмін, механізація із застосуванням важкої сільгосптехніки, спалювання біомаси тощо.

Як порівняти з 2000 роком, у 2020 році приріст ріллі склав 14 % (7771 га). Здебільшого це наслідок процесу розширення площ під однорічними культурами за рахунок сіножатей і пасовищ, потреба у яких знизилася через занепад

тваринництва. Явище насамперед притаманне південній частині модельної території. Наслідки конверсії різнотравних екосистем у ріллю аналогічні до описаних для передгірської модельної території.

На землях, які прилягають до Колінковецько-Недобоївської сільської агломерації, спостерігаються інтенсивні втрати ріллі (36 %), пов'язані з розвитком садівництва (рис. 4.7, Б). Перетворення орних земель на фруктові сади має чимало позитивних наслідків для агроландшафтів. Деякі з них детально розглядатимуться в наступних розділах. Багаторічні спостереження за супутніми змінами в Китаї (Chen et al., 2019) вказують на зменшення інтенсивності ерозії за такої трансформації. Водночас автори повідомляють про збільшення втрат поживних речовин у садах порівняно з ріллею. У деяких фруктових садах залежно від форми садівництва та біологічних особливостей деревної культури встановлено високі значення індексів вуглецевого і водного сліду (Platis et al., 2023).

Нерідко садові екосистеми стають осередком розповсюдження ентомошкідників, у тому числі й на сусідні напівприродні та природні деревні масиви (Daelemans et al., 2023). На модельній території виявлено карантинний вид *Hyphantria cunea* Drury, 1773. Станом на 2018 рік встановлено наявність білого американського метелика в 17 населених пунктах. Площа ураження склала 468 га, із яких 345 га на присадибних ділянках, решта – у промислових садах (Федоряк та ін. 2021). Проте найвагоміший негативний чинник, який суттєво деформує біотичні зв'язки в угрупованнях, змінює інтенсивність колообігу енергії і речовин, сприяє деградації ґрунтових мікробоценозів, спричиняє фатальні видові втрати і ставить під загрозу здоров'я населення, – застосування широкого спектру отрутохімікатів: інсектицидів, акарицидів, фунгіцидів, гербіцидів, родентицидів, фумігантів, десикантів тощо. Інтенсивна хімічна система захисту, розроблена для яблуневих садів Чернівецької області, містить перелік з 23 препаратів, а кількість обробок дерев за сезон може коливатися від 12 до 18 (Гунчак, 2016). Перелік містить окремі препарати, віднесені до другого класу небезпечності (Пірінекс Супер 420, Нурел Д, Блокбастер, Канонір Д10).

4.3. Вплив пестицидів на герпетобіонтні аранеокомплекси яблуневих садів

Світова практика застосування хімічних засобів захисту рослин дає підстави стверджувати, що безпосередньо цільових організмів досягає тільки 10 % від загального обсягу внесених пестицидів, а очікуваний токсичний ефект справляє менше 1 % (Pimentel, 1995). При використанні аероструйних розпилювачів 65 % спрею розсіюється в межах агроценозу, а решта 35 % поширюється на сусідні природні екосистеми та залучається до біологічного колообігу (Іванків та ін., 2013; Damalas & Eleftherohorinos, 2011), завдаючи шкоди нецільовим організмам, включно з корисною ентомофауною й ентомофагами (Khidr et al., 2017).

Яблуневі сади забезпечують численні екологічні ніші для членистоногих. Якісний склад угруповань тут формується здебільшого по каналах трофічних зв'язків, а також шляхом міграцій. Лише видів, які харчуються різними органами *Malus domestica* (Suckow) Borkh., налічується понад 400 (Черній & Баликіна, 2011). Більшість із них розглядаються як шкідники яблуневого саду. З урахуванням асоційованих із цими видами комплексів паразитоїдної та хижої фауни й мешканців супутньої трав'яної рослинності угруповання може налічувати близько тисячі видів (Федоряк та ін., 2017). З точки зору надання ЕП особливу цікавість викликають природні вороги фітофагів, здатних завдати шкоду фруктовим деревам. Їхнє видове різноманіття та чисельність сприяють біологічному контролю фітосанітарного стану садів. Особлива роль у регуляції чисельності ентомошкідників належить павукам. Водночас аранеокомплекси вразливі щодо впливу інсектицидів контактної дії.

Враховуючи здатність агрохімікатів накопичуватися в рослинному опаді та чутливість павуків-герпетобіонтів до агровиробничих впливів (Тимчук, 2021), ми проаналізували на рівнинній модельній території показники видового багатства аранеокомплексів яблуневого саду з різним ступенем пестицидного навантаження. Ранньолітній аспект герпетобіонтного аранеокомплексу дослідженого яблуневого саду та прилеглих до нього територій представлений 29 видами павуків з 11 родин загальною кількістю 737 екземплярів (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

Структура герпетобіонтних аранеокомплексів на градієнті зменшення
пестицидного навантаження

Родина, вид	Місце збору, відстань від саду (м)									
	0		50		100		150		200	
	екз.	%	екз.	%	екз.	%	екз.	%	екз.	%
Clubionidae									1	0,49
<i>Clubiona diversa</i> (O. P.-Cambr., 1862)					1	0,68				
<i>C. lutescens</i> Westring, 1851							1	0,42	2	0,98
<i>C. neglecta</i> (O. P.-Cambr., 1862)										
Eutichidae										
<i>Cheiracanthium virescens</i> (Sundevall, 1833)							1	0,42		
Gnaphosidae									1	0,49
<i>Civizelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868)										
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	1	3,85								
<i>D. pumilus</i> (C. L. Koch, 1839)			1	0,92						
Linyphiidae										
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	4	15,38							1	0,49
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	2	7,69								
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	1	3,85								
<i>Walckenaeria vigilax</i> (Blackwall, 1853)	1	3,85								
Liocranidae										
<i>Agroeca lusatica</i> (L. Koch, 1875)							1	0,42		
Lycosidae										
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)			6	5,50	10	6,85	7	2,94	3	1,47
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)			18	16,51	22	15,07	67	28,15	82	40,20
<i>Pardosa fulvipes</i> (Collett, 1876)			1	0,92			1	0,42		
<i>P. lugubris</i> (Walckenaer, 1802)			2	1,83	1	0,68	6	2,52	1	0,49
<i>P. paludicola</i> (Clerck, 1757)			1	0,92	3	2,05	3	1,26	7	3,43
<i>P. palustris</i> (Linnaeus, 1758)			5	4,59	25	17,12	54	22,69	26	12,75
<i>P. prativaga</i> (L. Koch,			4	3,67	1	0,68	2	0,8	1	0,49

1870)								4		
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	24	46,15	3	2,75	1	0,68	1	0,42	3	1,47
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)			65	59,63	80	54,79	93	39,08	68	33,33
Philodromidae										
<i>Thanatus arenarius</i> (L. Koch, 1872)	2	7,69	1	0,92	2	1,37	1	0,42	3	1,47
Phrurolithidae										
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	1	3,85								
Salticidae										
<i>Evarcha arcuata</i> (Clerck, 1757)			1	0,92						
<i>Heliophanus cupreus</i> (Walckenaer, 1802)									1	0,49
<i>Talavera aequipes</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)			1	0,92						
Theridiidae										
<i>Phylloneta impressa</i> (L. Koch, 1881)									2	0,98
Thomisidae										
<i>Misumena vatia</i> (Clerck, 1757)									2	0,98
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambr., 1862)	2	7,69								
Всього, екз.	38		109		146		238		204	
Видів	9		14		10		13		16	
Родин	6		4		3		5		9	

Кількість видів на найвіддаленішій від саду ділянці майже вдвічі перевищує значення, отримане для території саду (16 і 9 відповідно) (табл. 4.1).

Родина Lycosidae представлена не лише найбільшим числом видів у складі аранеокомплексів, але й найбільшою чисельністю. Аналіз літературних джерел засвідчив, що це найтипівіші й численні представники павуків-герпетобіонтів яблуневих садів Угорщини (Bogya et al., 1999) та Іспанії (Miñarro et al., 2009). *Trochosa ruricola* знайдено на всіх, без винятку, ділянках. У садовому аранеокомплексі вид займає позицію еудомінанта зі ступенем участі 46,15 %. Чисельність (табл. 4.1) і динамічна щільність (табл. 4.2) *T. ruricola* знижується по мірі віддалення від регулярно оброблюваного пестицидами саду, що свідчить про високу толерантність до пестицидних навантажень. Водночас шведські дослідники показали, що органічне рослинництво створює для виду комфортніші умови,

порівняно із системами інтенсивного агровиробництва (Pfiffner & Luka, 2003). Вірогідно, у проміжки часу між обробками саду чисельність *T. ruricola* поповнюється за рахунок міграції з сусідніх територій, а комахи, які складають кормову базу павука, набули резистентності до інсектицидів.

Решта представників родини Lycosidae наявні на всіх ділянках поза межами саду, а на його території не виявлені. Для еудомінанта *Xerolycosa miniata* встановлене зростання відносної чисельності (табл. 4.1) та динамічної щільності (табл. 4.2) по мірі віддалення від саду. Заразом внесок виду в склад аранеокомплексу знижується від 59,63 % до 33,33 %. Для *Pardosa agrestis* прослідковується аналогічна тенденція щодо чисельності та динамічної щільності і протилежна – щодо внеску виду в домінантне ядро. Зокрема, *P. agrestis* домінує в аранеокомплексах на відстані 50–150 м від саду й набуває статусу еудомінанта на найбільш віддаленій ділянці.

Представники родини Linyphiidae, за винятком *Agyneta rurestris*, наявні лише на території саду, як і окремі представники менш чисельних родин: *Drassyllus praeficus*, *Phrurolithus festivus*, *Ozyptila simplex*. *A. rurestris* виявлено в складі аранеокомплексу яблуневого саду у якості домінанта, а також на відстані 200 м від нього як субрецендент.

Thanatus arenarius трапляється в складі всіх досліджених аранеокомплексів. На території саду встановлено найнижчий показник динамічної щільності виду (0,03 екз./10 п-д), на відстані 200 м – найвищий (0,18 екз./10 п-д) (табл. 4.2).

Таблиця 4.2

Динамічна щільність аранеокомплексів на градієнті зменшення
пестицидного навантаження, екз./10 п-д

13	Місце збору, відстань від саду (м)				
	0	50	100	150	200
Clubionidae					
<i>Clubiona diversa</i> (O. P.-Cambr., 1862)					0,06
<i>C. lutescens</i> Westring, 1851			0,06		
<i>C. neglecta</i> (O. P.-Cambr., 1862)				0,06	0,12
Eutichidae					

<i>Cheiracanthium virescens</i> (Sundevall, 1833)				0,06	
Gnaphosidae					
<i>Civizelotes gracilis</i> (Canestrini, 1868)					0,06
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	0,02				
<i>D. pumilus</i> (C. L. Koch, 1839)		0,06			
Linyphiidae					
<i>Agyneta rurestris</i> (C. L. Koch, 1836)	0,07				0,06
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	0,03				
<i>Erigone dentipalpis</i> (Wider, 1834)	0,02				
<i>Walckenaeria vigilax</i> (Blackwall, 1853)	0,02				
Liocranidae					
<i>Agroeca lusatica</i> (L. Koch, 1875)				0,06	
Lycosidae					
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)		0,36	0,60	0,42	0,18
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)		1,07	1,31	3,99	4,88
<i>Pardosa fulvipes</i> (Collett, 1876)		0,06		0,06	
<i>P. lugubris</i> (Walckenaer, 1802)		0,12	0,06	0,36	0,06
<i>P. paludicola</i> (Clerck, 1757)		0,06	0,18	0,18	0,42
<i>P. palustris</i> (Linnaeus, 1758)		0,30	1,49	3,21	1,55
<i>P. prativaga</i> (L. Koch, 1870)		0,24	0,06	0,12	0,06
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	0,42	0,18	0,06	0,06	0,18
<i>Xerolycosa miniata</i> (C. L. Koch, 1834)		3,87	4,76	5,54	4,05
Philodromidae					
<i>Thanatus arenarius</i> (L. Koch, 1872)	0,03	0,06	0,12	0,06	0,18
Phrurolithidae					
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	0,02				
Salticidae					
<i>Evarcha arcuata</i> (Clerck, 1757)		0,06			
<i>Heliophanus cupreus</i> (Walckenaer, 1802)					0,06
<i>Talavera aequipes</i> (O. Pickard-Cambridge, 1871)		0,06			
Theridiidae					
<i>Phylloneta impressa</i> (L. Koch, 1881)					0,12
Thomisidae					
<i>Misumena vatia</i> (Clerck, 1757)					0,12
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambr., 1862)	0,03				

Ієрархічна кластеризація подібності досліджених аранеокомплексів на основі матриці присутності/відсутності видів виявила значну подібність ділянок за межами саду (рис. 4.8). По мірі віддалення від саду зростає відмінність між парами сусідніх кластерів. Комплекс павуків саду з інтенсивним використанням пестицидів вирізняється значною специфічністю.

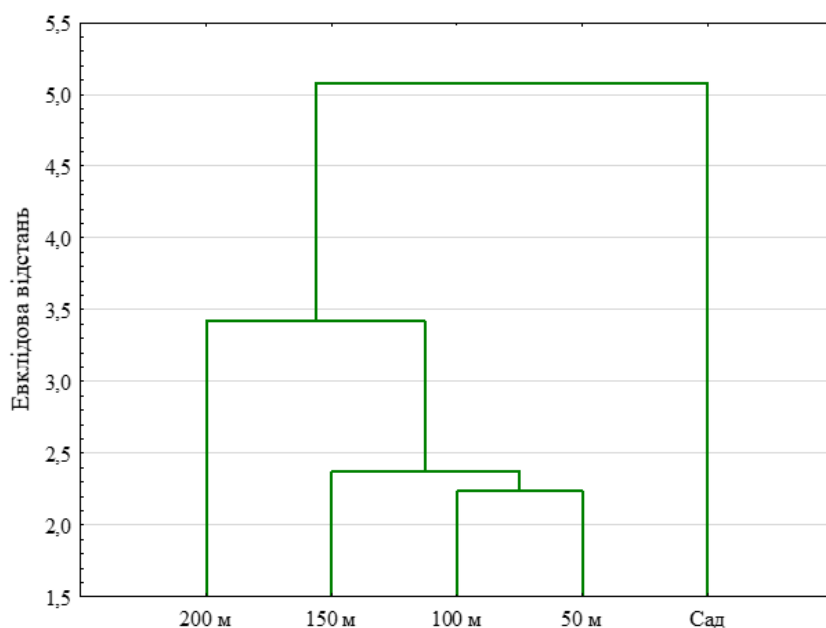


Рис. 4.8. Агломеративне ієрархічне дерево подібності досліджених аранеокомплексів

Аналіз комплексу синекологічних показників встановив найнижчі значення індексів видового різноманіття і вирівняності за максимального значення індексу домінування Сімпсона в аранеокомплексі території саду з інтенсивною технологією обробки пестицидами (табл. 4.3).

Таблиця 4.3

Синекологічні показники аранеокомплексів на градієнті зменшення пестицидного навантаження

Еколого-фауністичні індекси	Місце збору, відстань від саду (м)				
	0	50	100	150	200
Індекс видового різноманіття Шеннона	1,37	1,45	1,38	1,19	1,59
Індекс видового різноманіття Сімпсона	2,37	2,55	2,80	3,51	3,43
Індекс домінування Сімпсона	0,42	0,39	0,36	0,29	0,29
Індекс вирівняності Пієлу	0,50	0,53	0,50	0,54	0,57

Отримані значення індексів видового різноманіття навіть на відстані 200 м від дослідженого саду, виявилися істотно нижчими як порівняти з показниками, обчисленими раніше для агроєкосистем із різним ступенем антропогенного навантаження на рівнинній модельній території. Наприклад, для аранеокомплексу соєвого поля індекс Шеннона дорівнював 2,34, індекс різноманіття Сімпсона – 6,48; для пасовища з інтенсивним випасанням – 2,63 і 7,23 відповідно (Тимчук, 2021). Отримані нами результати можуть розглядатися як свідчення порушення структури всіх досліджених аранеокомплексів. Про зменшення чисельності та різноманітності павуків у фруктових садах за умов застосування пестицидів, особливо препаратів широкого спектру дії, повідомляють арахнологи зі всього світу (Bogya et al., 1999; de Pedro et al., 2020; Marliac et al., 2016; Miñarro et al., 2009; Pfiffner & Luka, 2003). Численні дослідження підтверджують негативний вплив агрохімікатів на тривалість життя, розмноження, розвиток і поведінкові патерни павуків, а також на їхню здатність надавати ЕП біологічного контролю чисельності сільськогосподарських шкідників. Окрім цього, пестициди можуть опосередковано зменшувати популяції павуків, впливаючи на кормову базу та деформуючи біотичні зв'язки в агроєкосистемі.

4.3. Біоекологічні особливості формування асоційованого фіторізноманіття біоенергетичних плантацій

Сьогодні близько половини сільськогосподарських земельних ділянок Чернівецької області, які перебувають у постійному користуванні, мають ознаки еродованості різного ступеня (Козьмук та ін., 2007). Як наслідок, врожайність сільськогосподарських культур на таких ділянках менша на 20–60 %, ніж на ґрунтах, які не зазнають ерозійного руйнування. Подальший інтенсивний обробіток сильнозмитих ґрунтів неминуче призведе до їх цілковитої деградації (Черлінка, 2019; Cherlinka & Dmytruk, 2017). Через катастрофічне збільшення кількості еродованих угідь та подальше погіршення стану навколишнього середовища, дедалі більшої

актуальності набуває виведення таких угідь із постійного землекористування. У контексті пошуку нових джерел енергії з поновлюваної сировини дедалі більшої популярності набуває ідея вирощування на деградованих і малопродуктивних землях багаторічних біопаливних рослин (Гелетуха та ін., 2014; Зінченко та ін., 2012; Кулик та ін., 2019; Мазур та ін., 2019; Федоряк, 2019; Харитонов та ін., 2020; Харченко & Петренко, 2016).

Водночас українські та закордонні науковці виокремлюють численні ризики, пов'язані з вирощуванням і використанням енергетичних культур: вплив на земельні і водні ресурси, на біорізноманіття, зміни в сільському господарюванні, зміни клімату і якості атмосферного повітря (Болтянська & Комар, 2020; Підліснюк & Колісник, 2013; Renewable energy in Europe, 2019; Williams & Feest, 2019). Наше дослідження спрямоване на висвітлення іншого, менш вивченого, аспекту впровадження в сільське господарство біопаливних плантацій – перспективи підвищення асоційованого біорізноманіття на деградованих, еродованих, малородючих ґрунтах, непридатних для вирощування продовольчих культур (Жук та ін., 2019).

Асоційоване біорізноманіття охоплює живі організми, які не мають сільськогосподарської цінності й зазвичай не підтримують головні функції агроєкосистеми, однак часто саме їх наявність вказує на стан екосистеми та сприяє її стабільності (Altieri, 1999; Feledyn-Szewczyk et al., 2016). В агрофітоценозах це комахи-запилювачі, хижі членистоногі, бур'яни, бактерії й гриби-симбіонти культурних рослин, птахи та ссавці, які відвідують територію в пошуках їжі. З одного боку, більшість диких видів прийнято розглядати як небажані компоненти агроугіддя, з іншого – невиснажливий розвиток агроєкосистеми можливий лише за високих показників асоційованого біорізноманіття. З 90-х років XX ст. завдяки просуванню концепції сталого сільського господарства підкреслюється важливість диких рослин полів та пов'язаних із ними тварин. Як влучно зауважує М. П. Федюшко (Федюшко, 2015), коли багато різних видів флори та фауни виконують схожі ролі в екосистемі, маймовірно, що ці функції колись будуть втрачені. Подібно до

інвесторів, екосистеми отримують вигоду від утримання різноманітного набору активів, оскільки вплив природної мінливості частково пом'якшується диверсифікацією (Alvarez et al., 2017).

Абсолютне знищення бур'янів під монокультурою може мати екологічно несприятливі наслідки, адже вони формують ценотичне середовище для сільськогосподарських рослин. Відомо, що бур'яни сприяють процесам мінералізації відмерлих післяжнивних решток, захищають ґрунти від ерозії, поліпшують їх водний і повітряний режими, допомагають в обміні мінеральними речовинами між шарами ґрунту, посилюють діяльність ґрунтової мікрофлори та мікрофауни (Головка та ін., 2005). Як і наближене до природи ведення лісового господарства, так і засноване на принципах функціонування природних екосистем сільське господарство сприяє формуванню стійких, екологічно збалансованих агроландшафтів.

Тривалий час ведуться дискусії стосовно фітоценотичної сутності створених та регульованих людиною рослинних угруповань (Євтушенко & Савосько, 2017). Проте останніми роками їх розглядають як *«антропо формовані і регульовані аналоги природних рослинних угруповань»* (Шанда & Євтушенко, 2008, с. 194) та застосовують системний підхід до їхнього дослідження (Шанда та ін., 2016; Тихонова, 2007; Шанда & Євтушенко, 2009). Слід також зазначити, що понятійний апарат і теоретико-методологічні засади агрофітоценології перебувають на стадії становлення та розроблення, отже, пропонується застосовувати ряд загальноприйнятих показників, які використовуються в класичній фітоценології. У складі агрофітоценозів варто виділяти не лише синузії однорічних і багаторічних бур'янових і культурних видів, але й використовувати як критерії загальне число видів, структуру, конфігурацію, організованість, з урахуванням особливостей екотопів (Шанда та ін., 2016).

Зважаючи на викладене, досліджено структурно-функціональний склад рослинних угруповань, сформованих на міскантусовій та світчграсовій плантаціях, а також проаналізовано їх зміни в умовах дослідного біотопу впродовж трьох років вегетації.

Загалом протягом 2015–2018 рр. на дослідних полях виявлено 69 видів вищих судинних рослин, включно зі самими едифікаторними культурами, по одному представнику мохоподібних та хвощеподібних (додаток В, табл. В.1), а також 6 видів вищих грибів (додаток В, табл. В.2). Агрофітоценозу із домінуванням *M. × giganteus* властиве дещо більше видове багатство (53 види), порівняно з рослинним угрупованням, сформованим на полі з домінуванням *P. virgatum* (49 видів).

Встановлено, що видове багатство досліджених агрофітоценозів співмірне із сегетальними угрупованнями монокультурних агроценозів (Стародуб та ін., 2015). Дослідні угруповання розташовані на сусідніх ділянках, тому очевидна наявність у їх складі спільних видів (31 вид). Водночас на міскантусовому полі зростає 22 види, яких немає на світчграсовому, і, навпаки, агрофітоценоз із домінуванням *P. virgatum* містить 18 відмінних видів. Аналіз видового складу досліджених агрофітоценозів у динаміці (табл. В.1) показав тенденцію до зростання видового багатства на міскантусовій плантації, та до скорочення – на світчграсовій.

Оскільки дослідні ділянки відрізняються за площею (під міскантусом – 0,1 га; під світчграсом – 0,05 га), додатково обчислили індекс видового насичення. Цей показник для рослинного угруповання з домінуванням *M. × giganteus* зріс за три вегетаційні сезони від 3,8 до 5,9, а для фітоценозу із домінуванням *P. virgatum* знизився від 7,1 до 4,7.

Порівняльний аналіз власних зведених флористичних списків та опрацьованих літературних джерел дав змогу виявити спільні види, які трапляються в агроценозах із домінуванням енергетичних культур у різних фізико-географічних зонах. Для міскантусових плантацій це: *Capsella bursa-pastoris* L., *Chenopodium album* L., *Setaria viridis* (L.) Beauv., *Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Equisetum arvense* L., *Convolvulus arvensis* L., *Sonchus arvensis* L., *Amaranthus retroflexus* L., *Sinapis arvensis* L., *Thlaspi arvense* L., *Viola arvensis* L., *Galium aparine* L., *Cirsium arvense* (L.) Scop., *C. vulgare* (Savi) Ten. (Макух, 2017; Макух та ін., 2017). Для світчграсових плантацій притаманні такі види: *Anagallis arvensis* L., *Sonchus arvensis*, *Cirsium arvense*,

Convolvulus arvensis, *Chenopodium album*, *Capsella bursa-pastoris*, *Viola arvensis*, *Amaranthus retroflexus*, *Setaria viridis*, *Sinapis arvensis* (Мандровська, 2014; Макух та ін., 2018).

Встановлено, що абсолютну більшість серед представників досліджених агроценозів складають квіткові рослини (додаток В, рис. В.1–В.2). До відділу спорових рослин належать лише 2 види: по одному представнику відділу Bryophyta та класу Equisetopsida відділу Magnoliophyta. Їх частка в систематичній структурі досліджених угруповань становить близько 2 % (табл. 4.4).

Таблиця 4.4

Флористичні пропорції таксономічного складу досліджених агрофітоценозів

Відділ, клас	Родина		Рід		Вид		Таксономічна формула	Родовий коефіцієнт
	абсолютна кількість	%	абсолютна кількість	%	абсолютна кількість	%	родина:рід:вид	
Агрофітоценоз із домінуванням <i>M. × giganteus</i>								
Magnoliophyta	19	95	48	98,1	51	98,1	1:2,5:2,7	1,1
Rosopsida	17	85	42	85,7	45	86,6	1:2,5:2,6	1,1
Liliopsida	1	5	5	10,2	5	9,6	1:5:5	1
Equisetopsida	1	5	1	2	1	1,9	1:1:1	1
Bryophyta	1	5	1	2	1	1,9	1:1:1	1
<i>Усього</i>	<i>20</i>	<i>100</i>	<i>49</i>	<i>100</i>	<i>52</i>	<i>100</i>	<i>1:2,5:2,6</i>	<i>1,1</i>
Агрофітоценоз із домінуванням <i>P. virgatum</i>								
Magnoliophyta	22	96	43	98	48	98	1:2:2,2	1,1
Rosopsida	20	87,1	38	86,4	43	87,8	1:2:2,2	1,1
Liliopsida	1	4,3	4	9,1	4	8,2	1:4:4	1
Equisetopsida	1	4,3	1	2,3	1	2	1:1:1	1
Bryophyta	1	4	1	2	1	2	1:1:1	1
<i>Усього</i>	<i>23</i>	<i>100</i>	<i>44</i>	<i>100</i>	<i>49</i>	<i>100</i>	<i>1:1,9:2,1</i>	<i>1,1</i>

Переважає кількість серед квіткових рослин належить до класу Rosopsida (86,6 % на міскантусовому полі та 87,8 % – на світчграсовому), натомість частка представників класу Liliopsida складає лише 9,6 % та 8,2 % відповідно. Флористичні пропорції, що є показниками видового та родового різноманіття,

неоднакові в різних відділах та класах. Таксономічні формули (кількість родів у родині і видів у родині) для міскантусового поля становлять 1:2,5:2,6, для світчграсового – 1:1,9:2,1.

Аналіз родинного спектра виявив по 6 провідних родин у флористичному складі досліджених агрофітоценозів. Характерна особливість спектра провідних родин – його гетерогенність. В обох рослинних угрупованнях домінують родини *Asteraceae* та *Brassicaceae* (табл. 4.4). На міскантусовому полі співвідношення їх представників 9:6, на світчграсовому – 7:10 відповідно. Третю позицію (5 видів) в агрофітоценозі з домінуванням міскантусу посідає *Poaceae*, а з домінуванням світчграсу – *Fabaceae*. По чотири представники мають на міскантусовому полі родини *Lamiaceae*, *Plantaginaceae* та *Fabaceae*, на світчграсовому – *Poaceae*. Родини *Caryophyllaceae* та *Plantaginaceae* в агрофітоценозі з домінуванням світчграсу представлені трьома видами кожна.

Системна концепція самоорганізаційних властивостей фітоценосистем А. К. Малиновського та О. С. Климишина (Малиновський, 2006, 2007; Климишин, 2008, 2009а, б) характеризує стійкість фітоценосистем як явище, що забезпечується певними комбінаціями видових популяцій, у яких вироблені відповідні адаптивні фізіологічні, біохімічні, екологічні й інші реакції, тобто з певною організацією структури. Вона й постає як основний механізм контролю та регулювання стійкості системи.

Структурний аналіз флористичного багатства дає глибше уявлення про взаємовідносини між компонентами, вплив факторів абіотичного середовища на їх актуальний стан, перспективи та ризики трансформації, а також масштаби змін біотопу за модифікуючого впливу едіфікаторів. Проте й досі немає уніфікованого комплексу індикаторних критеріїв оцінки структурно-функціонального різноманіття екосистем та їх складових. Складність структури екологічних систем та систем нижчого рангу, які до них належать, величезна кількість різного рівня взаємозв'язків і взаємозалежностей між їх елементами не підлягають оцінці в конкретних вимірах. Вона має загалом описовий характер і перебуває швидше в межах інтуїтивного розуміння цих процесів. Серед чималої кількості

запропонованих різними авторами показників ми обрали такі, котрі всебічно характеризують багаторічний агрофітоценоз. Зокрема, дослідили спектри життєвих форм, екобіоморф та ценоморф.

Встановлено, що основу біоморфологічного спектра флористичного складу дослідних ділянок становлять монокарпічні наземні трави (табл. 4.5). Співвідношення малорічників та дворічників до однорічників становить 1,1 на світчграсовому та 1,7 – на міскантусовому полях. Близько 50 % видів, які входять до аналізованих флористичних списків, – полікарпіки.

Таблиця 4.5

Спектри життєвих форм видів, що входять до складу агрофітоценозів плантацій енергетичних культур

Біоморфа	Кількість видів у складі агрофітоценозів із домінуванням			
	<i>M. × giganteus</i>		<i>P. virgatum</i>	
	абс.	%	абс.	%
Життєва форма				
полікарпіки	25	48,1	20	41,7
монокарпіки малорічники	10	19,2	9	18,8
монокарпіки дворічники	7	13,5	6	12,5
монокарпіки однорічники	10	19,2	13	27,1
Тип кореневої системи				
стрижнекореневий	30	57,7	28	58,3
стрижнево-мичкуватий	6	11,5	6	12,5
мичкуватий	12	23,1	11	22,9
коренепаростковий	4	7,7	3	6,3
Тип пагону				
безрозетковий	23	44,2	20	44,4
напіврозетковий	26	50,0	20	44,4
розетковий	3	5,8	5	11,1
Структура надземних і підземних органів				
безкореневищний	26	40,0	25	46,3
короткореневищний	8	12,3	7	13,0
довгокореневищний	9	13,8	6	11,1
китицекореневий	3	4,6	4	7,4
каудексовий	10	15,4	4	7,4
пухкодєрновинний	3	4,6	3	5,6
повзучий	5	7,7	4	7,4
бульбистий	1	1,5	1	1,9

Такий розподіл не випадковий. Досліджено (Макух, 2015, 2016, 2017; Макух та ін., 2017), що навіть на початку першого року вегетації, після посадки кореневищ *M. × giganteus*, багаторічні та малорічні рослини мають чимало переваг над рослинами однорічних видів бур'янів.

Процеси росту й розвитку рослин міскантусу гігантського як багаторічного виду базуються на наявності на старті вегетації значних запасів пластичних речовин і системи бруньок на багаторічних кореневищах, які здатні швидко рости та розвиватися в придаткові корені, надземні пагони й потужні листки. Такі рослини швидко та надійно освоюють життєвий простір на полі та заповнюють наявні вільні екологічні ніші, насамперед безпосередньо біля себе, тобто в захисній зоні рядків. Сходи ж однорічних типових бур'янів різних видів здатні до інтенсивного росту й розвитку, проте успішно конкурувати за фактори життя з багаторічними формами трав'яних рослин їм важко. На початку вегетації ювенільні рослини бур'янів ще не мають значних запасів пластичних речовин (запаси ендосперму насінини використані на формування первинних коренів і перших листків), тому ростові процеси на ювенільному та іматурному етапах онтогенезу в них поступаються за інтенсивністю рослинам-багаторічникам. Відповідно, навіть молоді рослини культури, які розвиваються із посаджених кореневищ, є потужними конкурентами для однорічних видів бур'янів у захисних зонах рядків.

Світчграс має дещо відмінний онтогенез. У перший рік він росте повільно і його насіння слабше за насіння бур'янів (Кулик та ін., 2011). Характерна ознака забур'яненості світчграсу – те, що в перші роки генерації рослини цієї культури мають низьку конкурентну здатність щодо бур'янів. Зокрема, С. М. Мандровська (2014) зазначає, що за період від сівби до появи сходів (тривалість 14–18 днів) ділянки заростають бур'янами, які з'являються раніше від сходів світчграсу. Очевидно, це і призводить до зростання частки монокарпиків у складі спектра життєвих форм. Проте автор зазначає, що з кожним наступним роком кількість бур'янів на плантації скорочується, та наводить приклади залежності ступеня забур'янення від густоти посадки світчграсу. А дослідження науковців БСГДС

НААН (Осадчук та ін., 2017) довели, що зменшення ширини міжряддя також забезпечує зростання продуктивності цієї культури. Отже, дотриманням оптимальних агротехнічних умов можна досягти максимальної продуктивності насадження світчграсу за мінімальних витрат на контроль ступеня забур'янення.

За типом кореневої системи в складі досліджених агрофітоценозів переважають стрижнекореневі види – 58 % від загального флористичного списку (табл. 6.5). До полікарпічних стрижнекоренових трав'яних рослин належать: *Hypericum perforatum* L., *Melandrium album* Mill., *Nepeta cataria* L., *Oxalis stricta* L., *Plantago lanceolata* L., *P. media* L., *Prunella vulgaris* L., *Stachys recta* L., *Taraxacum officinale* Webb. ex Wigg., *Viola arvensis* тощо. Серед монокарпиків також встановлено багато видів зі стрижневою кореневою системою: *Alliaria petiolate* (M.Bieb.) Cavara & Grande, *Arctium tomentosum* Mill., *Berteroa incana* (L.) DC., *Daucus carota* L., *Erodium cicutarium* L., *Melandrium album* Mill. тощо. Третина спектру представлена видами з мичкуватим та стрижнево-мичкуватим типом кореневої системи.

За морфологією пагону переважна більшість видів належить до безрозеткового та напіврозеткового типів рослин. За структурою надземних органів переважають види безкореневищного типу. Частка короткокореневищних та довгокореневищних рослин коливається від 11 до 14 %. До кореневищних видів належать: *Achillea millefolium* L., *Elytrigia repens*, *Equisetum arvense*, *Potentilla anserina* L., *Stellaria graminea* L., *Rumex confertus* Willd., *Trifolium pratense* L., *Veronica chamaedrys* L. тощо. В агрофітоценозі із домінуванням *M. × giganteus* 15 % складають каудексові рослини, тоді як на світчграсовому полі таких видів удвічі менше. Повзучі рослини представлені наступними видами: *Convolvulus arvensis*, *Glechoma hederacea* L., *Lathyrus pratensis* L., *Potentilla anserina*, *Prunella vulgaris* L., *Trifolium repens* L., *Veronica officinalis* L..

Важливою характеристикою флори є розподіл видів за основними типами вегетації (ритмологічними групами), які вказують на ознаку адаптованості рослин до еколого-ценотичних умов (Мальцева, 2019). У досліджених

агрофітоценозах переважають осінньо-веснянозелені види (табл. 4.6). Вони традиційно домінують у природній регіональній флорі (Термена та ін., 1992), синантропній та інвазійній флорах (Протопопова, 1991; Коцун & Кузьмішина, 2012; Чорней, 2018) і урбанофлорах (Мальцева, 2019).

Таблиця 4.6

Спектри показників функціонального біорізноманіття видів, що входять до складу агрофітоценозів плантацій енергетичних культур

Біоморфа	Кількість видів у складі агрофітоценозів із домінуванням			
	<i>M. x giganteus</i>		<i>P. virgatum</i>	
	абс.	%	абс.	%
Ритмологічні групи				
ефемероїди	-	-	1	2
ефемери	1	2	-	-
весняно-літньозелені	5	9	8	16
літньозелені	34	63	28	56
літньо-зимовозелені	6	11	5	10
осінньо-веснянозелені	2	4	2	4
зимовозелені	5	9	3	6
постійнозелені	1	2	3	6
Поленохори				
гаметогідрофіли	1	2	1	2
автогами	8	13	11	18
анемофіли	10	16	8	13
ентомофіли	42	69	40	67
Діаспорохори				
автохори	5	9	3	6
балісти	25	46	21	40
барохори	7	13	12	23
первольвенти	1	2	-	-
анемохори	12	22	11	21
гдрохори	-	-	1	2
криптогеохори	1	2	-	-
епізоохори	2	4	2	4
ендозоохори	-	-	2	4
синзоохори	1	2	1	2
Ценоморфи				
культуранти	-	-	1	2
пратанти	21	38	21	41
псамофіти	2	4	1	2
рудеранти	27	48	26	51

сильванти	3	5	1	2
степанти	3	5	1	2

Коротковегетуючі рослини, як і постійнозелені, представлені в складі досліджених рослинних угруповань поодинокими видами. Поленохори в угрупованні представлені переважно ентомофілами: *Achillea millefolium*, *Capsella bursa-pastoris*, *Daucus carota* L., *Lotus corniculatus* L., *Potentilla anserina*, *Ranunculus acris* L., *Taraxacum officinale*, *Viola arvensis* тощо (табл. 4.6). Ентомофільна компонента агрофітоценозів із домінуванням багаторічних енергетичних трав дає змогу виділити додатково підтримуючі ЕП асоційованого агробіорізноманіття (Moonen & Barberi, 2008).

Близько третини спектра займають анемофіли та автогами. До вітрозапильних належать злаки, а також найбільш розповсюджені бур'яни: *Amaranthus retroflexus*, *Chenopodium album*, *Cirsium arvense*, *C. vulgare*. Деякі види, наявні в досліджених агрофітоценозах, поєднують кілька механізмів запилення. Так, *Plantago lanceolata* та *P. media* можуть запилюватися як вітром, так і комахами. А *Berteroa incana*, *Convolvulus arvensis*, *Erigeron canadensis* L., *Sinapis arvensis*, *Trifolium arvense* L. за браку комах-запилювачів можуть проявляти себе як автогами. Спорові рослини представлені одним видом: *Equisetum arvense*, який належить до групи гаметогідрофілів, що потребують присутності води для перенесення гамет.

Життєдіяльність рослин, їх тип життєвої стратегії, а також здатність заселяти нові території і утримувати стабільні позиції в складі угруповань також залежить від типу дисемінації (розселення діаспор). За цією ознакою В. В. Тарасов (2012) пропонує виділяти низку діаспорохор. Встановлено, що адаптації рослин, які входять до складу агрофітоценозів із домінуванням енергетичних культур, дуже різноманітні щодо способів розселення діаспор (табл. 4.6). Найбільша частка спектру діаспорохор належить видам-балістам, які здатні розкидати насіння. Багато із цих видів відсутні в складі досліджених угруповань у 2016 році, проте з'являються у 2017–2018 роках: *Amaranthus retroflexus*, *Dactylis glomerata* L., *Lapsana communis* L., *Linaria vulgaris* Mill., *Plantago media*,

Poa pratensis L., *Stachys recta*, *Symphytum officinale* L., *Veronica officinalis*. Частка анемохорів, насіння яких переноситься вітром, складає 21 %. До цієї групи належать переважно види родини *Asteraceae*: *Cirsium arvense*, *C. vulgare*, *Crepis tectorum* L., *Erigeron canadensis*, *Lactuca serriola* L., *Sonchus arvensis*, *Stenactis annua* Nees., *Taraxacum officinale*.

Наявність та частка інших груп у складі спектрів двох агрофітоценозів суттєво різняться. Так, барохорів, у яких плоди та насіння опадають під впливом сили тяжіння, в угрупованні з домінуванням *P. virgatum* на 10 % більше, ніж на міскантусовому полі. У спектрі також присутні ендозоохори та гідрохори. Натомість в угрупованні із домінуванням *M. × giganteus* виявлені превольвенти (перикотиполе) і криптогеохори (саморозкидання).

У процесі становлення агрофітоценозу формується його біотоп, мікросередовище, яке надалі зумовлюватиме зміни видового складу та умов існування організмів у агроєкосистемі. Адаптацію рослин до комплексу трансформованих рослинним покривом умов можна виразити через систему ценоморф О. Л. Бельгарда (цитовано за Жук та ін., 2019). У складі досліджених агрофітоценозів із домінуванням багаторічних трав'яних енергетичних культур виділено шість основних ценоморф: Cu – культуранти, Pr – пратанти, Ps – псамофіти, Ru – рудеранти, Sil – сільванти та St – степанти, а також 14 проміжних: PsRu, RuSilPr, PalPr, PrRu, PrSt, RuPr, RuSil, RuSt, SilPr, SilRu, SilStRu, StPr, StPrRu, StRu. З огляду на особливості формування агрофітоценозів та широку екологічну амплітуду більшості представлених у їх складі видів, ми згрупували види з проміжними ценоморфами за головним складником, виділеним у переліку курсивом.

Основу спектрів ценоморф досліджених угруповань складають пратанти та рудеранти (табл. 4.6). Зауважимо, що ці компоненти входять до складу всіх 14 проміжних ценоморф. Окрім самих енергетичних культур, які до складу спектрів включені не були, виявлено вид-культурофіт *Brassica napus* L., який у дикій природі не трапляється. Цей монокарпик наявний у складі рослинного угруповання з домінуванням *P. virgatum* тільки у 2016 році. Очевидно, у ґрунті

збереглося насіння з попередньої сівозміни. Культурний вид без догляду людини не витримав конкуренції із видом-едифікатором та рудеральною фракцією агрофітоценозу. Поодинокими видами також представлені ценоморфи псамофітів (*Stachys recta*, *Setaria viridis*), сільвантів (*Alliaria petiolata* (M.Bieb.) Cavara & Grande, *Galium aparine*, *Glechoma hederacea*, *Lapsana communis*, *Veronica officinalis*) та степантів (*Erysimum repandum* L., *Falcaria vulgaris* Bernh, *Plantago media*).

Підсумовуючи наведені результати, можна охарактеризувати досліджені агрофітоценози як сукупність сегетальних та ранньосукцесійних рудеральних видів, які розвинулися переважно з наявного в ґрунті насіннєвого банку. Разом із цим, встановлено перелік видів, які трапляються в супутній флорі міскантуса та світчграса не лише в різних областях України, але й навіть на території сусідніх держав. Усього таких видів 14: *Chenopodium album*, *Setaria viridis*, *Elytrigia repens*, *Equisetum arvense*, *Convolvulus arvensis*, *Sonchus arvensis*, *Amaranthus retroflexus*, *Sinapis arvensis*, *Thlaspi arvense*, *Viola arvensis*, *Galium aparine*, *Cirsium arvense*, *C. vulgare*, *Anagallis arvensis*. Більшість рослин, що зростають у складі досліджених агрофітоценозів, ентомофільні, тому мають важливе значення у забезпеченні підтримуючих екосистемних послуг енергетичних плантацій.

Динаміка видового складу агрофітоценозів із домінуванням *M. × giganteus* та *P. virgatum* має різноспрямований характер. На міскантусовій плантації спостерігаємо тенденцію до зростання видового багатства, на світчграсовій – до його скорочення.

Відомо, що агроекосистеми являють собою своєрідний плацдарм для розвитку сегетальної та інвазійної фітобіоти (Стародуб та ін., 2015) і натуралізації адвентивних видів (Протопопова та ін., 2009), формуючи «адвентивне ядро» регіональних флор. Нині науковцями активно ведеться пошук ефективних ценотичних заходів, які враховували б конкурентні можливості культурних видів, а також еколого-біологічних особливостей сегетальної

компоненти агрофітоценозів (Ворона та ін., 2004; Кочик & Ворона, 2008; Мар'юшкіна, 2001; Мар'юшкіна & Ярошенко, 2011).

Із 71 виду, визначеного на досліджених агрофітоценозах, 64 належать до синантропної фракції, наявність шести несинантропних видів на енергетичних плантаціях можна охарактеризувати як випадкове явище. До них належать пратанти *Phalaris arundinacea* L., *Phleum pratense* L., *Poa pratensis*, *Ranunculus acris*, степант-пратант *Stachys recta*, та сільвант *Symphytum officinale*.

З-поміж виділених на плантаціях енергетичних культур синантропних видів третина належить до антропофітів (адвентивних видів) та понад 60 % – до апофітів (аборигенних видів, які частково або повністю переселилися на антропогенні місцезростання) (рис. 4.9, А). До аналізованого списку не включено самі енергетичні культури, які є свідомо інтродукованими антропофітами. Отже, співвідношення апофітів та антропофітів становить 2:1 і свідчить, що досліджені угруповання сформувалися під впливом аборигенної флори й нині процеси апофітизації переважають над процесами адвентизації.

Незважаючи на близьке розташування дослідних ділянок, спільні характеристики біотопу та локальне «адвентивне ядро», встановлено певні відмінності в складі синантропної фракції в рослинних угрупованнях, сформованих за едифікаторного впливу *M. × giganteus* і *P. virgatum*.

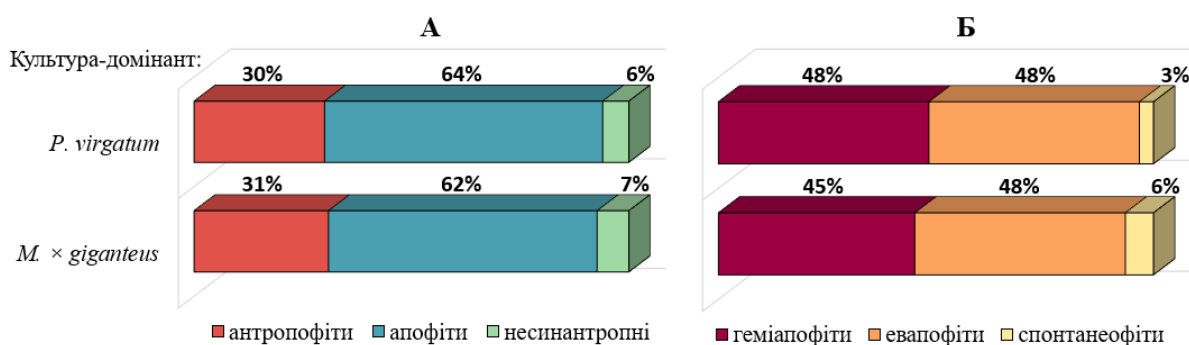


Рис. 4.9. Адвентивні види в складі сегетальної фітобіоти агрофітоценозів енергетичних плантацій: А – співвідношення синантропної та несинантропної фракцій; Б – апофітна компонента синантропної фракції

З числа апофітів у складі обох агрофітоценозів близько половини спектрів належить евапофітам – аборигенним видам, які повністю або

частково перейшли до складу антропогенних екосистем (рис. 4.9, Б). Серед них найпоширеніші: *Convolvulus arvensis*, *Daucus carota*, *Elytrigia repens*, *Equisetum arvense*, *Stellaria media*, *Taraxacum officinale*. Від 45 до 48 % видів належить до геміапофітів – рослин, які, незважаючи на активне поширення на антропогенно трансформованих територіях, зберігають сталі позиції в природних біотопах. Найпоширеніші представники: *Barbarea vulgaris* R. Br., *Hypericum perforatum*, *Lotus corniculatus*, *Trifolium pratense*. Група спонтанеофітів представлена двома видами: *Trifolium arvense* та *Veronica officinalis*.

Антропофітна компонента синантропної фракції об'єднує 20 видів рослин, які належать до 10 родин. Серед них провідна роль належить *Brassicaceae* (6 видів) та *Asteraceae* (5 видів).

За часом занесення більшість антропофітів, котрі трапляються на плантаціях енергетичних культур, належить до археофітів – видів, занесених на територію України до початку XV ст (рис. 4.10, А). Серед них: *Anagallis arvensis*, *Brassica campestris*, *Capsella bursa-pastoris*, *Lactuca serriola*, *Myosotis arvensis* (L.) Hill, *Nepeta cataria*, *Raphanus raphanistrum* L., *Setaria viridis*, *Sinapis arvensis*, *Thlaspi arvense*, *Veronica arvensis*. Решта видів потрапила до України в період з XV до XX ст. Самі *M. × giganteus* та *P. virgatum* класифікуються як евкенофіти, оскільки завезені та інтродуковані в Україні на початку XXI ст.

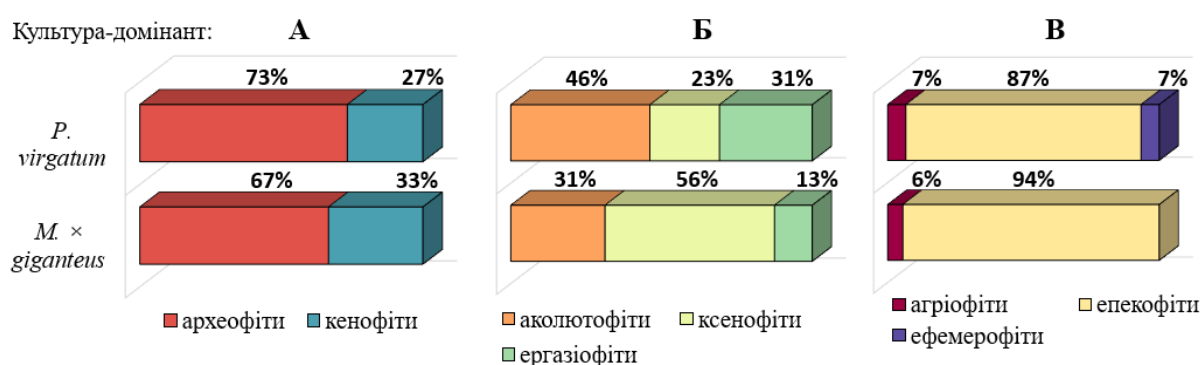


Рис. 4.10. Антропофітна компонента синантропної фракції в складі досліджених угруповань: А – за часом занесення; Б – за способом міграції; В – за ступенем натуралізації

За способом міграції більшість із виявлених на дослідних полях антропофітів належить до несвідомо завезених видів (рис. 4.10, Б). В агрофітоценозі з домінуванням *M. × giganteus* переважають ксенофіти – види, які не набули значного розповсюдження, натомість у складі угруповання з домінуванням *P. virgatum* більшість належить до групи аколотофітів – видів, які активно та агресивно поширюються в антропогенно порушених біотопах. Серед них насамперед виділяються представники родини *Brassicaceae*: *Brassica campestris*, *Raphanus raphanistrum*, *Sinapis arvensis*, *Thlaspi arvense*.

Ергазіофіти – це рослини, навмисно завезені людиною. На світчграсовому полі вони займають третину спектру, на міскантусовому лише 13 %. Деякі з них здичавіли – *Agrostemma githago* L., *Nepeta cataria*, *Stenactis annua*, інші зберігаються лише в культурі – *Brassica napus*. До останніх також належать види-едифікатори, які, однак, не були враховані в представлених спектрах.

За ступенем натуралізації переважна більшість антропофітів, виявлених на енергетичних плантаціях, належать до епекофітів – видів, стійко поширених в антропогенних біотопах (рис. 4.10, В). Встановлена також присутність агріофітів – видів, які натуралізувалися в напівприродних і природних екосистемах та здатні витримувати в них конкуренцію з місцевими видами. До них належить один із домінантних в агроценозах бур'янів *Stenactis annua*. На світчграсовому полі також наявний ефемерофіт – вид із низькою здатністю до натуралізації (*Brassica napus*).

Отже, як і будь-яка інша антропогенна екосистема, насадження енергетичних культур у перші роки генерації піддаються агресивному вторгненню висококонкурентних рудералів, переважно зі складу локального «адвентивного ядра» синантропної флори. Розташування дослідних ділянок в оточенні інших агроекосистем, а також сформований під час вирощування попередніх сільськогосподарських культур насіннєвий банк у товщі ґрунту призвели до їх заселення сегетальними видами. Отримані нами результати характеризують процеси, описані для перебігу ранніх стадій вторинної сукцесії на колишніх орних землях, зайнятих перелогами (Парпан, Олійник,

2013). Імовірно, на деградованих землях в оточенні напівтрансформованих та природних біотопів, рудеральна складова міститиме, найперше, «... експансійні суцесійні види з визначеною перспективою», за Р. І. Бурдою (Бурда, 2001, с. 18).

Додаткові дослідження конкурентної структури рослинних угруповань, сформованих на плантаціях багаторічних трав'яних культур, а також алелопатичної активності самих едифікаторів наведені у відповідних публікаціях (Жук та ін., 2019; Moskalyk et al., 2021). Показано ефективність фітоценотичного контролю забур'яненості відносно 31 представника сегетальної флори, що вибули за час зростання біоенергетичних рослин на дослідних полях. Встановлено, що лімітуючий чинник на енергетичних плантаціях – інтенсивність освітлення. Дослідженим рослинам-біоенергетикам притаманна помірна алелопатична активність, яка має видоспецифічний характер: нейтральний вплив види чинять переважно на посівні якості насіння тестерів та гальмівний на деякі біометричні показники. За довготривалого вирощування *M. × giganteus* і *P. virgatum* на одній території, вірогідно, може призвести до «токсикозу субстрату». Для підтвердження припущення необхідні довготривалі дослідження.

Особливості впливу вирощування трав'яних енергетичних культур на аранеокомплекси (Arachnida: Araneae) представлені в наших працях (Жук та ін., 2019; Tymchuk et al., 2020), а також у дисертаційному дослідженні К. Ю. Тимчук (2019). Зокрема, показано зменшення різноманіття герпетобіотичної мезофауни на рівні високих таксонів на плантаціях *M. × giganteus* і *P. virgatum* порівняно із сусіднім перелогом.

За комплексом проаналізованих показників підсумовуємо, що багаторічні енергетичні культури можуть слугувати альтернативою багаторічним різнотравним угіддям на девастрованих, еродованих землях, на схилах, на важкодоступних ділянках та інших територіях, непридатних до вирощування сільськогосподарської продукції та випасання худоби. На родючих ґрунтах та землях, які межують із іншими агроєкосистемами, вони, навпаки, можуть стати

своєрідним «резерватом» сегетальної флори, що призведе до надмірного засмічення посівів інших сільськогосподарських культур, особливо кукурудзи, соняшнику, ріпаку.

Висновки до розділу 4

На прикладі модельних територій встановлено закономірності впливу структури агроландшафтів на окремі біолого-екологічні аспекти продукування екосистемних послуг.

Зокрема, встановлено, що на лісозалежних гірській і передгірській модельних територіях втрати деревного покриву за останні 20 років склали 18 % і 17 % відповідно, а в Інтенсивному – 7,7 %. Окрім лісозаготівлі, серед причин знеліснення важлива роль належить втратам через несприятливі погодні явища і хвороби лісу. Інтенсивність лісовідновлення на всіх модельних територіях недостатня і не покриває наявних втрат. У структурі рубок, за офіційними даними, незалежно від особливостей модельної території переважають санітарні та рубки формування, що супроводжується на передгірській та рівнинній модельних територіях середньою та низькою ефективністю лісозаготівельної діяльності.

Інтенсифікація сільського господарства призвела до спрощення агроландшафтів передгірської та рівнинної модельних територій. Аналіз динамічної організації агроландшафтів передгірської модельної території виявив негативне явище укрупнення площ під технічними монокультурами з одночасним занепадом традицій присадибного господарювання, що асоційовано з низькою загроз: посилення ерозії ґрунтів, зменшення обсягів асиміляції вуглецю і азоту, порушення потоків елементів у біогеохімічних циклах, спрощення трофічних мереж, втрати біомаси й біологічного різноманіття, посилення інвазійних процесів тощо.

На рівнинній модельній території ідентифіковано значні втрати ріллі через розвиток інтенсивного садівництва. Показаний деструктивний вплив застосування агрохімікатів на аранеокомплекси садів з інтенсивною обробкою хімічними засобами захисту рослин. На ділянках, що знаходяться на відстані 50,

100, 150 і 200 метрів від саду кількість видів збільшується, однак показники видового різноманіття залишаються значно нижчими, ніж це притаманно для екосистем регіону з різним рівнем антропогенної трансформації. Відповідно, знижується якість регулювальних ЕП, які надають в агроекосистемах павуки.

Родина Lycosidae представлена не лише найбільшим числом видів у складі досліджених аранеокомплексів, але й найбільшою чисельністю. *Trochosa ruricola* (De Geer, 1778) знайдено на усіх, без винятку, ділянках. Чисельність і динамічна щільність виду знижується по мірі віддалення від регулярно оброблюваного пестицидами саду, що свідчить про високу толерантність до пестицидних навантажень і вказує на можливість його використання як індикатора.

Miscanthus × *giganteus* J.M. Greef та *Panicum virgatum* L. – багаторічні енергетичні культури, здатні надавати та підтримувати чимало ресурсних і регулювальних екосистемних послуг. Встановлено, що в перші роки біоенергетичні плантації сприяють формуванню асоційованого біорізноманіття, переважно з представників рудеральної та сегетальної флори. Описані процеси подібні до таких, що спостерігаються на ранніх стадіях вторинної сукцесії на колишніх орних землях, зайнятих перелогами. Надалі насадження демонструють ефективний фітоценотичний контроль забур'яненості, що підвищує якість вихідної біомаси.

Багаторічні біоенергетичні види можуть слугувати альтернативою багаторічним різнотравним угіддям на девастрованих, еродованих землях, на схилах, на важкодоступних ділянках та інших територіях, непридатних до вирощування сільськогосподарської продукції та випасання худоби. На родючих ґрунтах та землях, які межують із іншими агроекосистемами, вони, навпаки, можуть стати своєрідним «резерватом» сегетальної флори, що призведе до надмірного засмічення посівів інших сільськогосподарських культур, особливо кукурудзи, соняшнику, ріпаку.

РОЗДІЛ 5.

КІЛЬКІСНА ОЦІНКА КОМПОНЕНТІВ ВУГЛЕЦЕВОГО БАЛАНСУ ЯК БІОЛОГІЧНОЇ ОСНОВИ КЛІМАТОРЕГУЛЮВАЛЬНИХ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ

Як зауважує В. П. Коржик (2010): *«Стан лісів Буковини у всі часи був чутливим індикатором темпів та глибини антропогенізації довкілля як середовища і продуктом реалізації історико-географічного процесу»*. І справді, чимало праць наших співвітчизників всебічно аналізують різні аспекти стану лісів і лісокористування в області (Адамовський, 2006; Білоконь та ін., 2005; Гриник та ін., 2008; Гудима та ін., 2018; Данілова, 2018; Жук, 2007; Криницький & Третяк, 2003; Сівак, 2007). Водночас внесок деревного покриву у формування клімату та регуляцію концентрації парникових газів у атмосфері для досліджуваної території залишається практично неоціненим, тоді як екостабілізуюча роль лісу має важливе значення для підвищення стійкості агроландшафтів. У доповіді на засіданні Президії НАН України Т. Ю. Бедернічек наголосив на важливості обліку резервуарів та потоків вуглецю в наземних екосистемах України (Бедернічек, 2016). З огляду на зазначене, ми обрали індикатором кліматорегулювальних ЕП комплекс показників асиміляції та динаміки потоків вуглецю в лісі.

Лісовим екосистемам належить провідна роль у вуглецевому циклі гірської модельної території, оскільки лісовкрита площа тут складає майже 63 %. Аналіз даних GFW Climate виявив, що між 2001 і 2021 роками ліси модельної території виділили в атмосферу в еквіваленті $6,24 \times 10^6$ тонн CO_2 . Величина щорічної емісії – 312 тис. тонн CO_2 -екв., що відповідає 4,6 т/га (рис. 5.1, В). Обсяги асиміляції за зазначений період склали $14,76 \times 10^6$ тонн CO_2 -екв. (738 тис. тонн CO_2 -екв. за рік; 10,9 т/га). Отже, чистий обмін вуглецю за 20-річний термін становить $8,52 \times 10^6$ тонн CO_2 -екв. (426 тис. тонн CO_2 -екв. за рік; 6,3 т/га). Інтенсивність процесів асиміляції і емісії залежить від багатьох чинників різної природи. Зокрема, мають значення походження, породний склад, вік, бонітет і повнота деревостану, санітарний стан дерев, лісорослинні умови, режим господарювання тощо. Відмінності в балансі

вуглецю в різних частинах модельної території демонструє картограма щільності потоків (рис. 5.1, А).

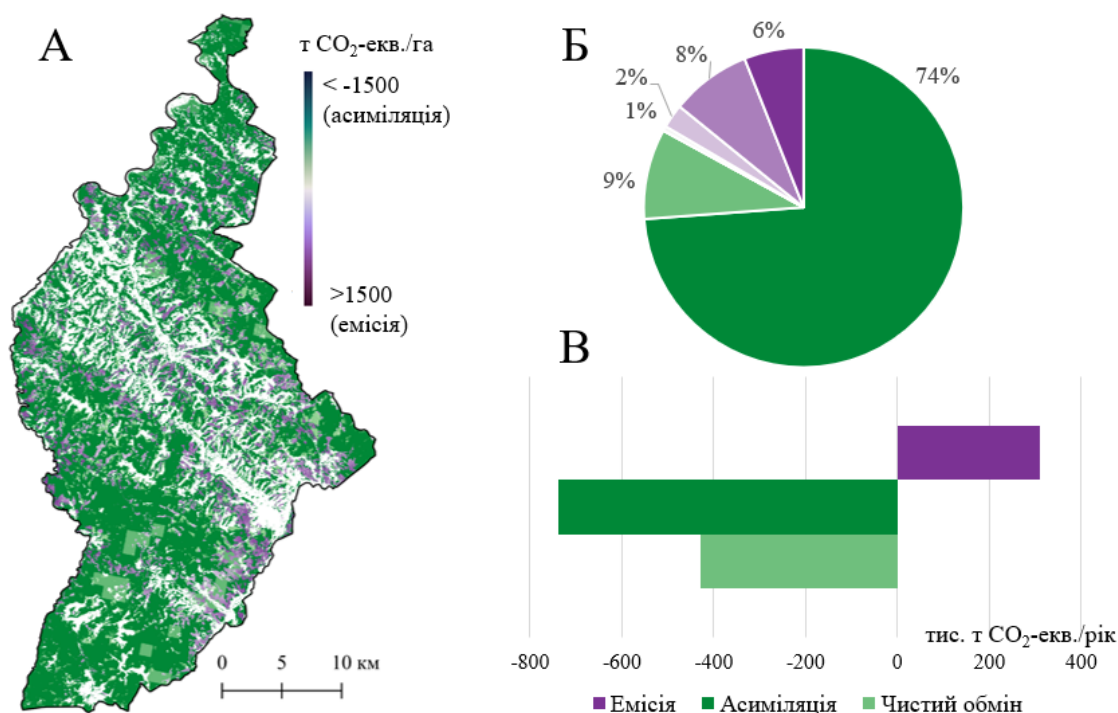


Рис. 5.1. Баланс вуглецю в лісових екосистемах гірської модельної території за період із 2001 по 2021 р.: А) щільність потоків у перерахунку на одиницю площі; Б) розподіл лісовкритої площі за інтенсивністю процесів асиміляції/емісії (тут і далі: кольори діаграми відповідають інтервалам значень шкали, наведеної для картосхеми); В) середньорічний обсяг потоків вуглецю

Понад 84 % лісових масивів характеризуються переважанням поглинання вуглецю над виділенням (чисті поглиначі) і щорічно депонують від 1 до 13,4 т/га (позначено різними відтінками зеленого на рис. 5.1, Б). Отримані результати узгоджуються з літературними даними, які свідчать про те, що шпилькові ліси природного походження накопичують упродовж року 0,6–7,3 т/га вуглецю, а штучні – 1,8–5,6 т/га (Альошкіна та ін., 2011). За результатами глобальних досліджень як чисті поглиначі функціонують насамперед природоохоронні території та інші природні масиви з мінімальним ступенем антропогенного впливу (Harris et al., 2021).

Ліси, розташовані поблизу від населених пунктів, і водоохоронні смуги в долинах річок, а також ділянки з надмірною експлуатацією були охарактеризовані алгоритмом GFW Climate як джерела двоокису вуглецю, котрі щороку виділяють від 5,5 до 30,8 т/га (позначено різними відтінками бузкового на рис. 5.1, Б). Експериментальні дослідження в карпатських лісах Львівщини (Рожак, 2015) показали, що мортмаса – значне джерело емісії вуглецю в лісах. Водночас вивільнення вуглецю під час мінералізаційних процесів у повночленному лісовому біоценозі врівноважується асиміляцією. Вибіркові, групові та поступові рубки з вилученням зрілих дерев високого бонітету, розріджування насаджень, заміна природних масивів штучними насадженнями, зміна породного складу, технології лісозаготівлі з великою кількістю порубних залишків призводить до порушення вуглецевого циклу з переважанням емісії над асиміляцією (Bartowitz et al., 2022). Аналогічні наслідки мають вітровали, інвазії фітофагів, лісові пожежі (Бедернічек, 2017).

Зауважимо, що наведені значення не враховують повну вуглецеву місткість лісових екосистем. Оскільки надземна фітомаса деревного ярусу та ґрунт – головні обмінні резервуари вуглецю в лісі, докладніше проаналізуємо накопичені в них запаси. На біомасу деревостану припадає 54 % із загального запасу органічного вуглецю (Шпаківська & Марискевич, 2009), й основна його частина (59–74 %) зосереджена в стовбуровій деревині (Рожак, 2015).

Щільність деревної надземної біомаси в лісових екосистемах у різних частинах гірської модельної території коливається в широких межах: від 1 до 277 т/га (рис. 5.1, А). Територіально ділянки лісу з найменшими запасами деревної фітомаси (1–69 т/га) збігаються з такими, де емісія переважає над асиміляцією на рисунку 3.19, а. Ще 20 % припадає на ліси, у яких депоновано від 70 до 138 т/га. Понад 56 % лісовкритої території має щільність деревної надземної біомаси 139–277 т/га (рис. 5.2, Б). Усереднене значення для модельної території – 170 т/га.

Добуті значення засвідчують слушність твердження про залежність ефективності асиміляції CO₂ від площі деревних насаджень (Максименко та ін.,

2022). Отримані нами результати співмірні з оцінкою запасів надземної фітомаси заповідних територій Українських Карпат, здійсненою на основі статистичної інвентаризації пробних площ і алометричних рівнянь: 147–280 т/га (Токар та ін., 2021).

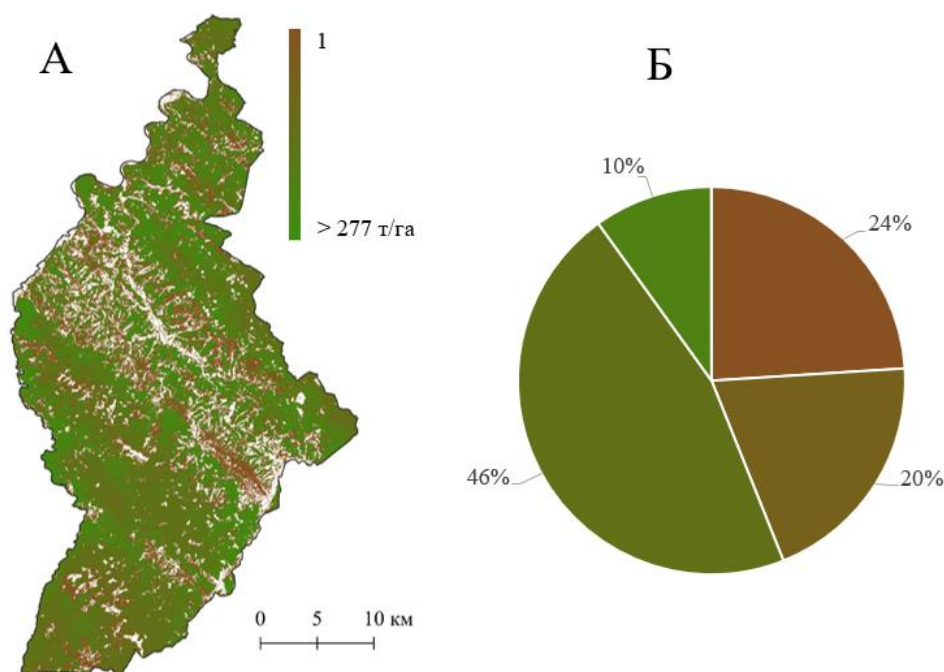


Рис. 5.2. Щільність деревної надземної біомаси в лісових екосистемах гірської модельної території: А) територіальний розподіл; Б) класифікація лісовкритої площі за запасами живої біомаси

Сумарно ліси Путильщини нараховують 11×10^6 тонн надземної біомаси і випереджають за показником решту колишніх адміністративних районів Чернівецької області. Аналізуючи біопродукційні процеси в лісах Українських Карпат, Р. Д. Василишин зі співавторами (Василишин та ін., 2019) зазначають, що тут щорічно утворюється близько 11 % фітомаси Карпатського регіону, а за інтенсивністю продукування ліси Північної Буковини випереджають деревні масиви Львівщини та Прикарпаття.

Ґрунти – другий після фітомаси за значенням обмінний резервуар вуглецю. У лісах вони акумулюють 21–40 % екосистемного вуглецевого запасу (Альошкіна та ін., 2011). Близько 52–68 % запасів вуглецю гумусових сполук зосереджено в приповерхневому шарі ґрунтового профілю (Рожак, 2015). За умови поміркованого господарювання ґрунтовий покрив забезпечує

довготривале консервування вуглецевмісних сполук. У такий спосіб реалізуються не лише кліматорегулювальні ЕП лісів, але й педогенез, що надалі визначає продуктивність лісової екосистеми, а отже, має прямий вплив на ресурсні ЕП. І. Соловій (2016) наводить ще один приклад позитивної синергії ЕП, пов'язаних із депонуванням вуглецю: охорону водозборів для покращення якості води.

Оцінний сумарний уміст органічного вуглецю в поверхневому шарі ґрунту гірської модельної території складає $12,8 \times 10^6$ тонн, щільність – 144 т/га. Порівнюючи зі значеннями, отриманими для гірських ґрунтів Карпат (122 т/га) і Гірського Криму (88 т/га) (Букша та ін., 2012), це доволі високий показник, який пояснюється переважанням чистих смеречників і ялицево-буково-смерекових лісів, які характеризуються найкращими показниками за вмістом депонованого вуглецю в шарі ґрунту 0–30 см.

Запаси вуглецю в педосфері модельної території суттєво варіюють залежно від типу ґрунту, товщини гумусного шару, наявності й обсягів мортмаси на поверхні, рослинних умов, антропопресингу тощо (рис. 5.3, А).

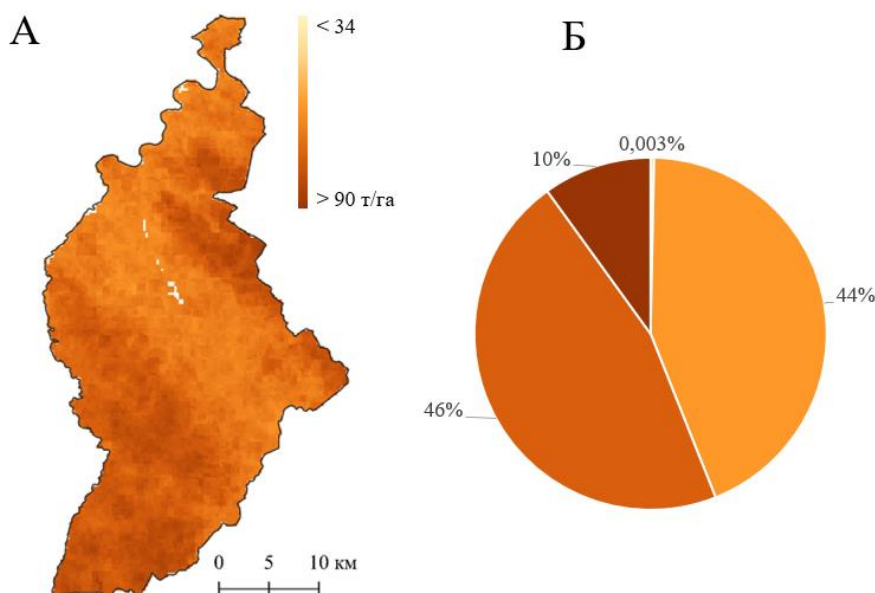


Рис. 5.3. Щільність органічного вуглецю в поверхневому шарі (0–30 см) ґрунтів гірської модельної території: А) територіальний розподіл; Б) класифікація ґрунтів за запасами депонованого вуглецю

Частка ґрунтів зі щільністю депонованого в поверхневому шарі вуглецю 76–90 т/га складає лише 0,003 % (рис. 5.3, Б). За площею такі ділянки сумарно обіймають 287 га і, найімовірніше, вкриті органогенними ґрунтами. Ще 10 % припадає на типові бурі ґрунти зі щільністю органічного вуглецю 62–75 т/га, що можна охарактеризувати як результат його довготривалого депонування. Приблизно однакову площу (44 і 46 %) займають дерново-буроземні ґрунти та буроземи опідзолені з помірними (48–61 т/га) і невеликими (34–47 т/га) запасами органічних вуглецевмісних речовин завдяки мінералогічно-петрологічним властивостям материнських порід.

Балансова оцінка потоків вуглецю деревного покриву передгірської модельної території виявила чималі відмінності від вуглецевого циклу лісів гірської модельної території. За період 2001–2021 рр. сумарний обсяг емісії вуглекислого газу склав $5,2 \times 10^6$ тонн. Щорічно в атмосферу виділялося 260 тис. тонн CO_2 -екв., або 4,9 т/га (рис. 5.4, В).

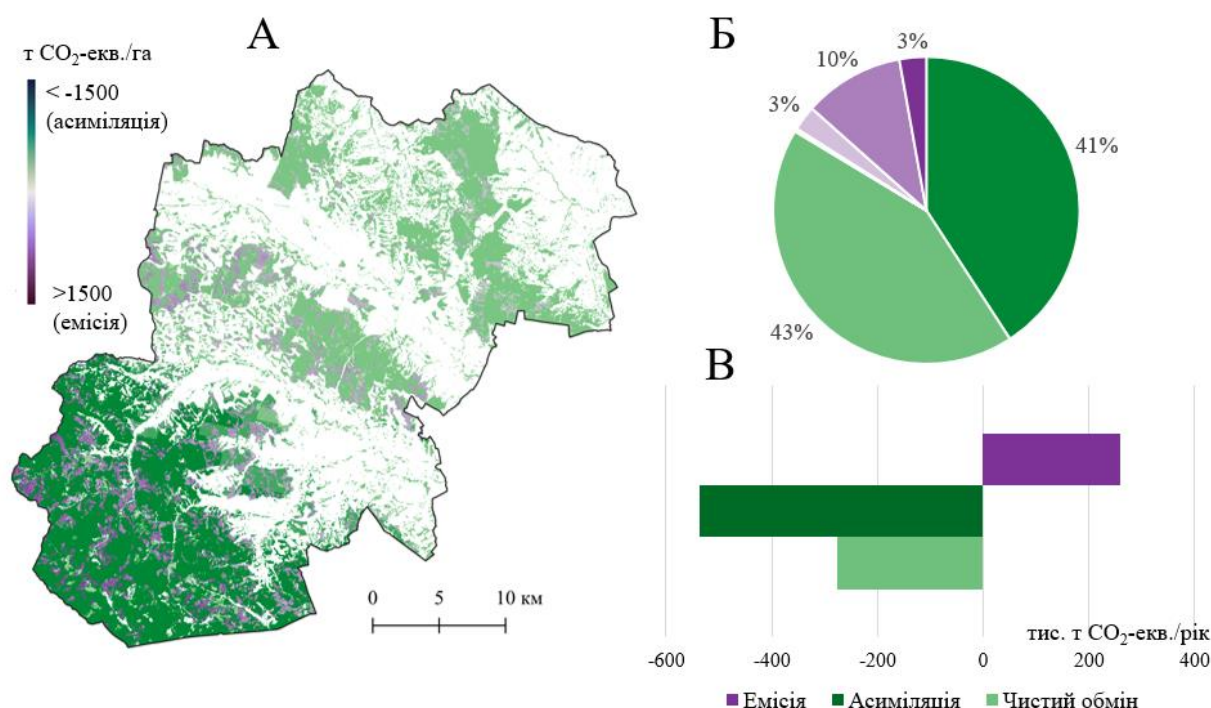


Рис. 5.4. Баланс вуглецю в лісових екосистемах передгірської модельної території за період із 2001 по 2021 р.: А) щільність потоків у перерахунку на одиницю площі; Б) розподіл лісовкритої площі за інтенсивністю процесів асиміляції/емісії; В) середньорічний обсяг потоків вуглецю

За окреслений період деревний покрив модельної території поглинув $10,74 \times 10^6$ т атмосферного вуглецю, що в перерахунку на рік складає 537 тис. тонн CO_2 -екв., а в перерахунку на площу – 9,5 т/га. У підсумку, чистий обмін вуглецю сягає $5,5 \times 10^6$ тонн (276 тис. тонн CO_2 -екв. за рік; 4,9 т/га). Водночас лише від стаціонарних джерел у 2020 р. в атмосферу модельної території надійшло 2 тис. т двоокису вуглецю (Сарчинська, 2021). Розрахунок викидів CO_2 від пересувних джерел із 2015 р. не ведеться з моменту втрати чинності наказу Державного комітету статистики України № 452 від 13 листопада 2008 р. «Про затвердження Методики розрахунку викидів забруднюючих речовин та парникових газів у повітря від транспортних засобів» (Наказ Державної служби статистики України, 2015).

Найвагоміший внесок у процес поглинання вуглецю з атмосферного повітря (7,3–13,4 т/га) належить гірським лісам у південно-західній частині модельної території (рис. 5.4, А). Їхня частка сягає 41 %. Однак тут сконцентровані й найбільші площі, де інтенсивність емісії перевищує інтенсивність асиміляції. Частка таких масивів складає 16 % від загального лісового фонду модельної території (рис. 5.4, Б). Залежно від ступеня порушення вуглецевого балансу річний обсяг вивільнення CO_2 вимірюється діапазоном від 5 до 30 т/га. Смерекові насадження передгірської модельної території серйозно потерпають від патологічних процесів, які в комплексі з кліматичними змінами призводять до масового всихання. За результатами рекогносцирувального обстеження у 2008 р. було виявлено понад 1600 га деревостанів із осередками всихання і ознаками ураження грибковими хворобами (Костриба та ін., 2008). Окрім мертвих і суховерхих, трапляється чимало дерев (11 %) з пошкодженнями асиміляційного апарату (Гриник та ін., 2008). Як наслідок, такі деревні масиви не лише створюють передумови для прискореної мінералізації вуглецевмісних сполук, але й мають менший поглинальний потенціал, порівняно зі здоровими.

Частка деревного покриву, який накопичує від 1,2 до 7,3 т/га, складає 43 %. Такі масиви розташовані здебільшого в середній частині модельної території та на північному заході і представлені мішаними й широколистяними

деревостанами різного віку, бонітету та ступеня антропогенної трансформації.

Запас надземної деревної біомаси передгірської модельної території мало поступається значенню, отриманому для гірської ($10,4 \times 10^6$ т і 11×10^6 відповідно). Її щільність складає 158 т/га, однак суттєво варіює територіально: від 1 до 270 т/га у різних частинах модельної території (рис. 5.5, А). Половина лісового фонду Сторожинеччини характеризується щільністю фітомаси у межах 135–201 т/га (рис. 5.5, Б). Ще 14 % має вищі показники: 202–270 т/га. Аналіз наукової літератури засвідчив, що серед деревних порід, які складають основу лісового фонду передгірської модельної території, найбільша щільність фітомаси притаманна буку, відтак – ялиці та смереці (Василишин та ін., 2012; Токар та ін., 2021). А в межах одного біологічного виду щільність фітомаси стовбурів і, насамперед, кори залежить від лісорослинних умов (Задорожний & Гриник, 2016).

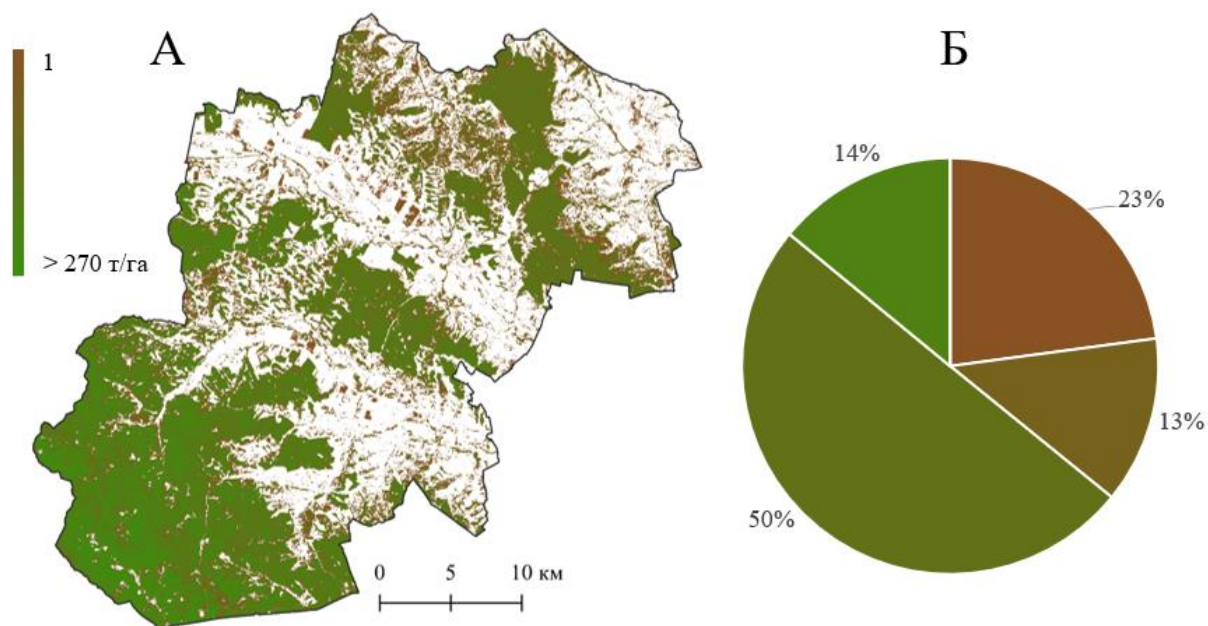


Рис. 5.5. Щільність деревної надземної біомаси в лісових екосистемах передгірської модельної території: А) територіальний розподіл; Б) класифікація лісовкритої площі за запасами живої біомаси

Частка деревних масивів зі щільністю живої фітомаси 68–134 т/га складає 13 % (рис. 5.5, Б). Решта 23 % припадає на насадження зі щільністю біомаси < 68 т/га. Територіально вони розповсюджені по всій модельній території у вигляді багаточисельних фрагментів деревного покриву невеликого розміру. Це

й залишки природних лісів у складі агроландшафтів, і відновлена лісова рослинність на вторинних післялісових луках, і водозахисні насадження вздовж річкових русел, і узлісся, і похідні деревостани на місці суцільних зрубів, і лісосмуги вздовж автотрас та залізничних колій. Отже, за результатами проведеного аналізу, ефективність біопродукційного процесу прямо залежить від площі фрагменту деревного покриву й обернено – від протяжності його меж. Підтвердження зробленому висновку знаходимо в працях закордонних науковців (Muluneh & Worku, 2022; Shen et al., 2021).

Запас ґрунтового органічного вуглецю передгірської модельної території також практично дорівнює значенню, отриманому для гірської ($12,4 \times 10^6$ і $12,8 \times 10^6$ т відповідно). Однак щільність вуглецевмісних сполук у поверхневому шарі ґрунту дещо менша: 102 і 144 т/га відповідно. В гірській частині модельної території подекуди акумульовано понад 85 т/га С, у передгір'ї трапляються ареали, де це значення ледве сягає 34 т/га (рис. 5.6, А).

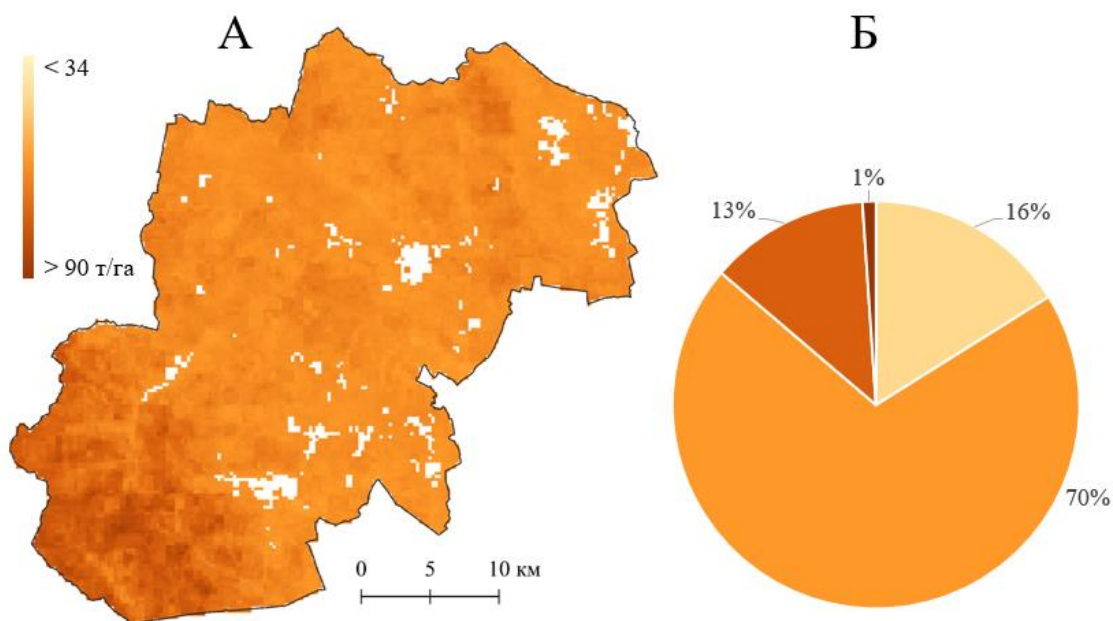


Рис. 5.6. Щільність органічного вуглецю в поверхневому шарі (0–30 см) ґрунтів передгірської модельної території: А) територіальний розподіл; Б) класифікація ґрунтів за запасами депонованого вуглецю

Ґрунтовий вуглецевий пул під гірськими лісами здебільшого оцінюється в 62–75 т/га (13 %). Лише 1 % модельної території

характеризується високим показником щільності органічного вуглецю: 76–90 т/га. Буровато-підзолисті оглеєні ґрунти, притаманні цій території, характеризуються тісним зв'язком органічних і мінеральних гумусових компонентів. Гумусові скупчення наявні не лише в поверхневому шарі 0–30 см, але й у глибших горизонтах (Нікорич та ін., 2012).

Загалом для педосфери модельної території притаманне найбільше в Чернівецькій області ґрунтове різноманіття. Окрім буровато-підзолистих, наявні й бурі гірсько-лісові, дерново-підзолисті в комплексі з дерновими опідзоленими глейовими, світло-сірі, сірі та темно-сірі лісові, чорноземи опідзолені та лучні, лучно-болотні, болотні, дернові ґрунти (Смага & Казімір, 2013). Серед них 70 % запасують від 48 до 61 т/га вуглецю, а 16 % – від 34 до 47 т/га. За вмістом гумусу землі сільськогосподарського призначення в межах модельної території класифіковані як середньо- та низькогумусні (Гунчак, 2022), а за еколого-агрохімічною оцінкою віднесені до класів середньої та низької якості (Смага & Казімір, 2013). Сукупно зі складним рельєфом і схильністю до ерозійних процесів дефіцит органічної речовини та дисбаланс поживних речовин пришвидшують мінералізацію гумусу в ґрунтовому покриві модельної території.

Через меншу частку лісів у НП рівнинної модельної території, обсяги вуглецевих потоків у них значно менші, порівняно зі встановленими для гірської та передгірської. За 20-річний термін деревним покривом поглинуто в еквіваленті $2,9 \times 10^6$ тонн вуглекислого газу (143 тис. т CO_2 -екв./рік; 7,0 т/га), а виділено $5,1 \times 10^5$ тонн CO_2 -екв. (25,7 тис. т CO_2 -екв./рік; 1,3 т/га). Отже, чистий обмін дорівнює еквіваленту $2,3 \times 10^6$ тонн двоокису вуглецю (117 тис. т CO_2 -екв./рік; 5,8 т/га). Знайдене співвідношення між процесами асиміляції та емісії свідчить про неабияку збалансованість вуглецевого циклу (рис. 5.7, В).

Найбільший вклад у вуглецевий баланс належить масивам у північній частині рівнинної модельної території (рис. 5.7, А). Частка лісів із максимальними показниками річної асиміляції вуглецю (від 5,1 до 9,3 т/га) склала 71 % (рис. 5.7, Б). Близькі значення (1,2–9 т/га) отримані для широколистяних лісів Київщини (Альошкіна та ін., 2011). Для рівнинних

букових лісів вказують депонування вуглецю в діапазоні від 5,5–6,6 т/га в природних деревостанах – до 12,5–12,7 т/га у штучних насадженнях (Миклуш & Миклуш, 2009). Вздовж русла р. Дністер і на сході модельної території представлені дрібнолісся та фрагменти дубово-грабових лісів, які щорічно накопичують 1,2–5,0 т/га вуглецю.

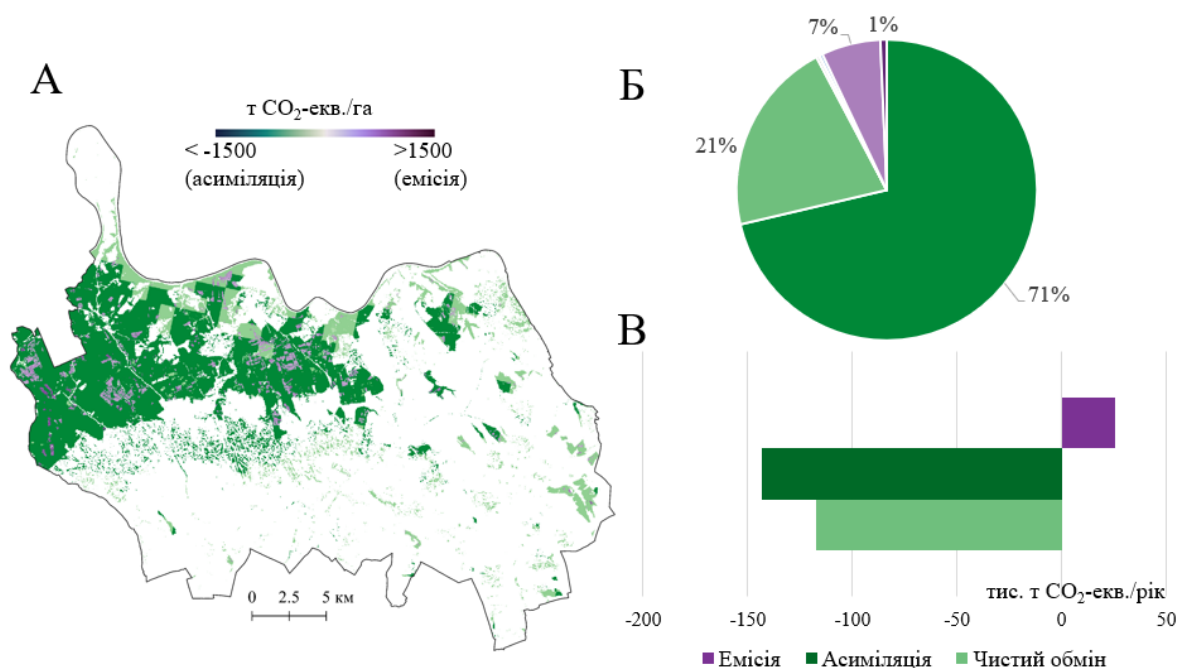


Рис. 5.7. Баланс вуглецю в деревному покриві рівнинної модельної території за період із 2001 по 2021 р.: А) щільність потоків у перерахунку на одиницю площі; Б) розподіл лісовкритої площі за інтенсивністю процесів асиміляції/емісії; В) середньорічний обсяг потоків вуглецю

Деревний покрив із переважанням асиміляції над емісією не обмежується природними та похідними лісами. Позитивний баланс відмічений і в придорожніх лінійних насадженнях, а також у садових комплексах із висотою дерев понад 3 м і зімкнутістю крон від 30 %. До таких належать, наприклад, горіхові сади. Низькорослі інтенсивні сади алгоритмом GFW Climate не враховувалися. Зауважимо, що хоча їхній внесок у поглинання та депонування парникових газів досліджений всебічно (Demestihis et al., 2017; Gentile et al., 2016; Zanotelli et al., 2015, 2018), розрахувати відповідні показники складно, адже вони різнитимуться залежно від технології садівництва. Більшість садів

Хотинщини перебуває в приватній власності (Кілінська та ін., 2019), а отже й агрометоди, практиковані в двох сусідніх садах, можуть бути принципово розбіжними. Наприклад, спалювання обрізних залишків і опалого листя, використання тракторів для обробки міжстовбурової зони, застосування фумігації для боротьби зі шкідниками та димових вогнищ для захисту цвіту від нічних низьких температур можуть суттєво змістити вуглецевий баланс у бік емісії парникових газів.

Частка деревного покриву з переважанням вивільненого вуглецю над депонованим у межах рівнинної модельної території складає лише 8 %, однак фрагменти лісу, річна емісія яких коливається в широких межах від 5 до 29 т/га, займають великі площі суцільних зрубів посеред лісового масиву. За даними Головного управління статистики в Чернівецькій області за 2020 рік (Сарчинська, 2021), викиди діоксиду вуглецю від стаціонарних джерел на модельній території склали 2,2 тис. тонн, хоча основним джерелом парникових газів, як і раніше, залишається автотранспорт.

Сумарний запас живої деревної надземної біомаси рівнинної модельної території дорівнює $2,15 \times 10^6$ тонн. Це вп'ятеро менше як порівняти з відповідними показниками для передгірської та гірської. Усереднена щільність фітомаси деревного ярусу складає 109 т/га, розмах – від 1 до 187 т/га залежно від розташування у межах модельної території (рис. 5.8, А).

Частка високопродуктивних деревостанів зі щільністю деревної біомаси 136–187 т/га – найменша і складає 8 % (рис. 5.8, Б). Найбільшу площу лісовкритої частини модельної території займають деревостани зі щільністю фіотмаси від 91 до 135 т/га. Показник суттєво перевищує середньостатистичні значення для широколистяних порід в Україні: 33 т/га для букових і 15,7 т/га для дубових лісів (Лакида та ін., 2013). Ще 9 % припадає на фракцію щільності від 46 до 90 т/га, решта 26 % об'єднує низькопродуктивні деревостани (1–45 т/га), зокрема нелісові деревні масиви.

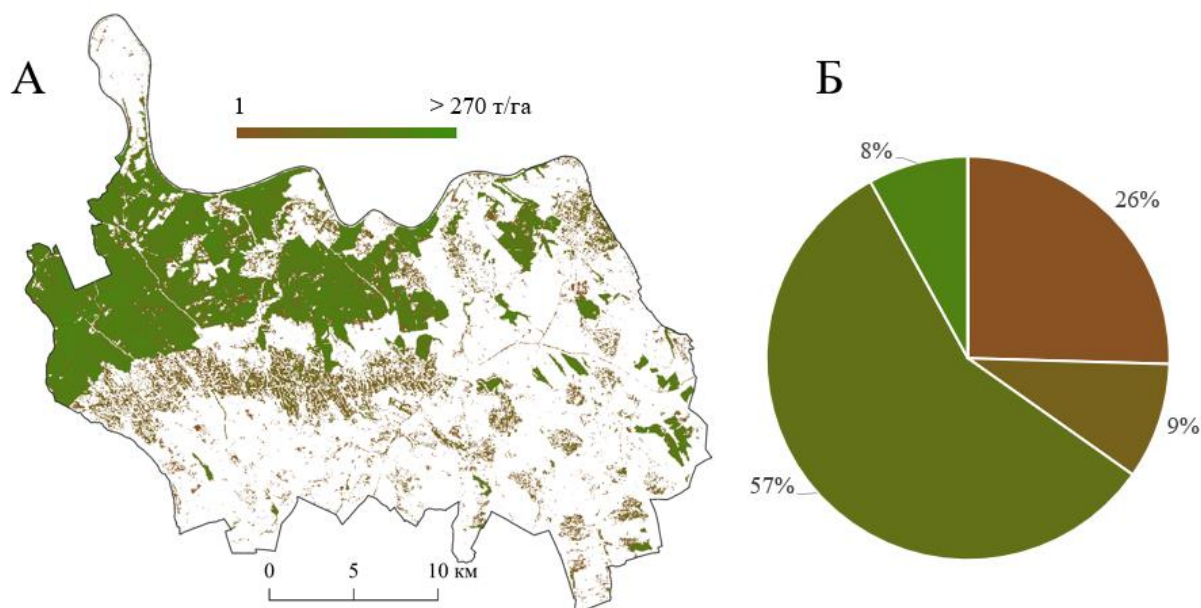


Рис. 5.8. Щільність деревної надземної біомаси в лісових екосистемах гірської модельної території: А) територіальний розподіл; Б) класифікація лісовкритої площі за запасами живої біомаси

На рівнинній модельній території домінують різновиди сірих лісових опідзолених ґрунтів, історично сформованих під широколистяними лісами. Притаманні північно-західній частині передгірської модельної території бурувато-підзолисті ґрунти тут трапляються невеликими фрагментами в найбільш підвищених точках ландшафту. Вздовж русла Дністра представлені алювіальні дернові, а в долинах численних малих річок – алювіальні лучні оглеєні ґрунти. Проте їхній внесок у загальну картину депонування органічного вуглецю в ґрунтовому покриві модельної території (рис. 5.9, А) незначний.

Загалом ґрунтові запаси вуглецевмісних речовин у поверхневому горизонті педосфери рівнинної модельної території менші, порівняно з ідентифікованими для розглянутих вище модельних територій і складають 6,06 тис. тонн. Їх щільність оцінена у 87,2 т/га. Водночас частка ґрунтів із низьким вмістом вуглецю тут менша як порівняти з передгірською модельною територією (рис. 5.9, Б). Дві третини ґрунтового покриву характеризується щільністю органічного вуглецю на глибину до 30 см у межах від 47 до 60 т/га (рис. 5.9, Б). На площі в 106 га наявні ґрунти з вищим показником: 61–75 т/га. Решта 32 %

припадає на ґрунти зі щільністю вуглецю 34–46 т/га. За еколого-агрохімічним бонітетом сільськогосподарські угіддя модельної території віднесені до категорій середньої та низької якості (Смага & Казімір, 2013), де переважають ґрунти з низьким і середнім умістом гумусу (Гунчак, 2022). Збільшення на них рослинної маси, зокрема за рахунок оптимізації практики садівництва, може у віддаленій перспективі посприяти стабілізації вуглецевого циклу та зменшити обсяги емісії парникових газів.

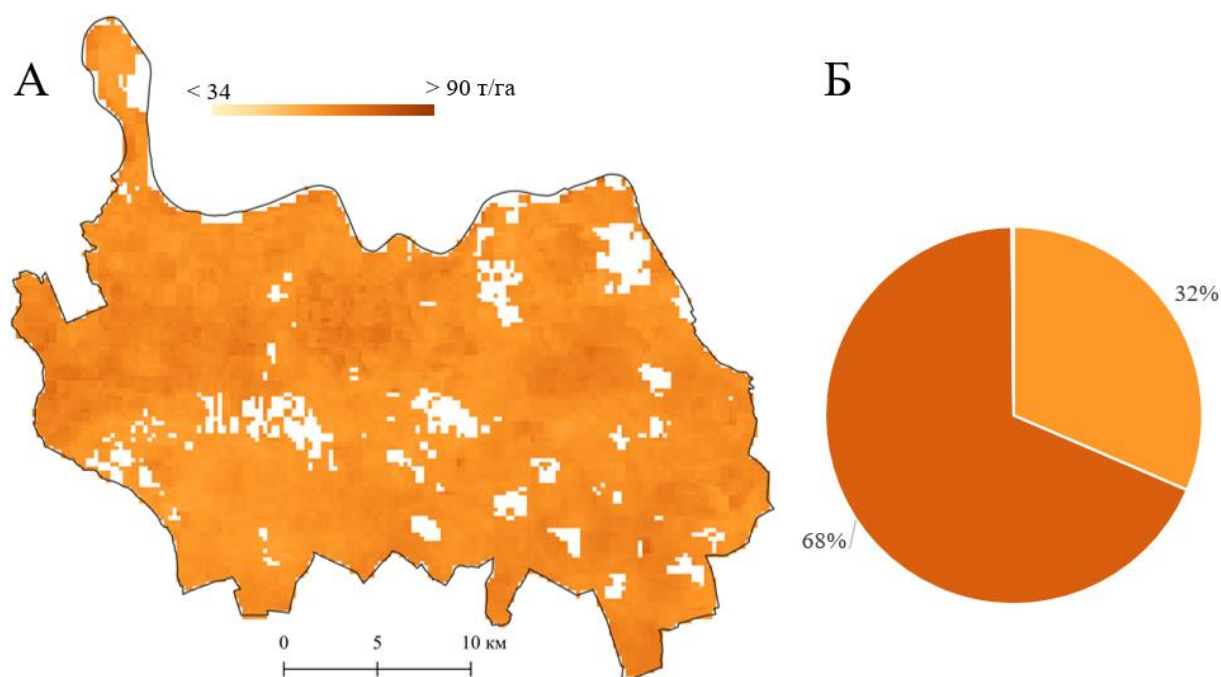


Рис. 5.9. Щільність органічного вуглецю в поверхневому шарі (0–30 см) ґрунтів рівнинної модельної території: А) територіальний розподіл; Б) класифікація ґрунтів за запасами депонованого вуглецю

Отже, обраний комплекс параметрів вуглецевого циклу виявився доволі чутливим індикатором для порівняльного аналізу потенціалу й ефективності кліматорегулювальних ЕП лісових екосистем. Отримані в такий спосіб кількісні характеристики цілком співвідносні з діапазонами, встановленими для лісостанів відповідного породного складу іншими науковцями України із застосуванням розрахункових і емпіричних методів. Результати ситуаційного аналізу на прикладі лісогосподарського землекористування демонструють залежність трансформування газообміну в лісах різних модельних територій від їхньої ландшафтної структури та ресурсної стійкості.

Висновки до розділу 5

Індикаторами реалізації кліматорегулювальних ЕП у лісових екосистемах обрано комплекс показників асиміляції та динаміки потоків вуглецю в лісі. З'ясовано, що баланс вуглецю в лісових екосистемах Чернівецької області характеризується переважанням асиміляції над емісією. Ефективність біопродукційного процесу прямо залежить від площі фрагменту деревного покриву й обернено – від протяжності його меж. Чистий вуглецевий обмін у лісах гірської модельної території складає 426 тис. тонн CO₂-екв. за рік (6,3 т/га), передгірської – 276 тис. тонн CO₂-екв. за рік (4,9 т/га), рівнинної – 117 тис. т CO₂-екв./рік (5,8 т/га).

Знайдене співвідношення між процесами асиміляції і емісії свідчить про неабияку збалансованість вуглецевого циклу лісів рівнинної модельної території. Позитивний баланс відмічений і в придорожніх лінійних насадженнях, а також у садових комплексах із висотою дерев понад 3 м і зімкнутістю крон від 30 %.

Сумарно надземна біомаса лісів гірської модельної території оцінена в 11×10^6 т, передгірської – $10,4 \times 10^6$ т, рівнинної – $2,15 \times 10^6$ т.

Смерекові насадження передгірської модельної території серйозно потерпають від патологічних процесів, які в комплексі з кліматичними змінами призводять до масового всихання. Такі деревні масиви не лише створюють передумови для прискореної мінералізації вуглецевмісних сполук, але й мають менший поглинальний потенціал, порівняно зі здоровими.

На прикладі лісів усіх трьох модельних територій підтверджено, що конверсія угідь із лісових у післялісові супроводжується порушенням балансу між процесами гуміфікації і мінералізації й надходженням додаткових кількостей двоокису вуглецю в атмосферу. Подібні наслідки має і масове всихання шпилькових порід на гірській та передгірській модельних територіях.

РОЗДІЛ 6.

***APIS MELLIFERA* L. ЯК КЛЮЧОВИЙ МОБІЛЬНИЙ АГЕНТ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ У РОЗРІЗІ ДАНИХ МІЖНАРОДНОГО МОНІТОРИНГУ ВТРАТ БДЖОЛИНИХ КОЛОНІЙ**

6.1. Оцінка зимових втрат бджолиних колоній в Україні з використанням стандартизованих процедур міжнародної асоціації COLOSS

Моніторинг зимових втрат бджолиних колоній – один із напрямів діяльності міжнародної організації COLOSS (Prevention of honey bee COlony LOSSes), яка станом на 2023 рік об'єднує з метою покращення здоров'я медоносних бджіл понад 1600 членів з більш ніж 95 країн: науковців, бджолярів, ветеринарів, фахівців у галузі сільського господарства та інших зацікавлених осіб. Наразі 37 країн-учасниць активно беруть участь у щорічному анкетуванні практикуючих бджолярів, що дозволяє збирати великомасштабні дані для аналізу ризиків втрат бджолиних колоній. За ініціативою групи європейських дослідників проєкт стартував із 2009 р. (Brodschneider, Ellis et al., 2022; Brodschneider, Gray, 2022), ми долучилися до лав виконавців у 2015 р. Обов'язки національного координатора беззмінно виконує професор Марія Федоряк, завідувачка кафедри екології та біомоніторингу Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича.

Моніторинг втрат колоній *Apis mellifera* L., 1758 під егідою COLOSS – приклад використання громадської науки, де добровільна участь багатьох бджолярів дає змогу отримувати значно ширші дані, ніж це було б можливо за традиційних наукових досліджень. Наукова цінність цих даних перш за все полягає в тому, що вони надають міжнародно порівнювані показники втрат бджолиних колоній та дозволяють аналізувати численні фактори ризику на великій вибірці. Офіційний звіт за результатами зимівлі 2018–2019 рр. містить результати обробки масиву даних, отриманих від 28 629 бджолярів з 35 країн, які надали інформацію про 738 233 колонії (рис.6.1) (Gray et al., 2020). Результати зимівлі 2019–2020 рр. базуються на даних, отриманих від 30 491 бджоляра з 37 країн (Gray et al., 2023).

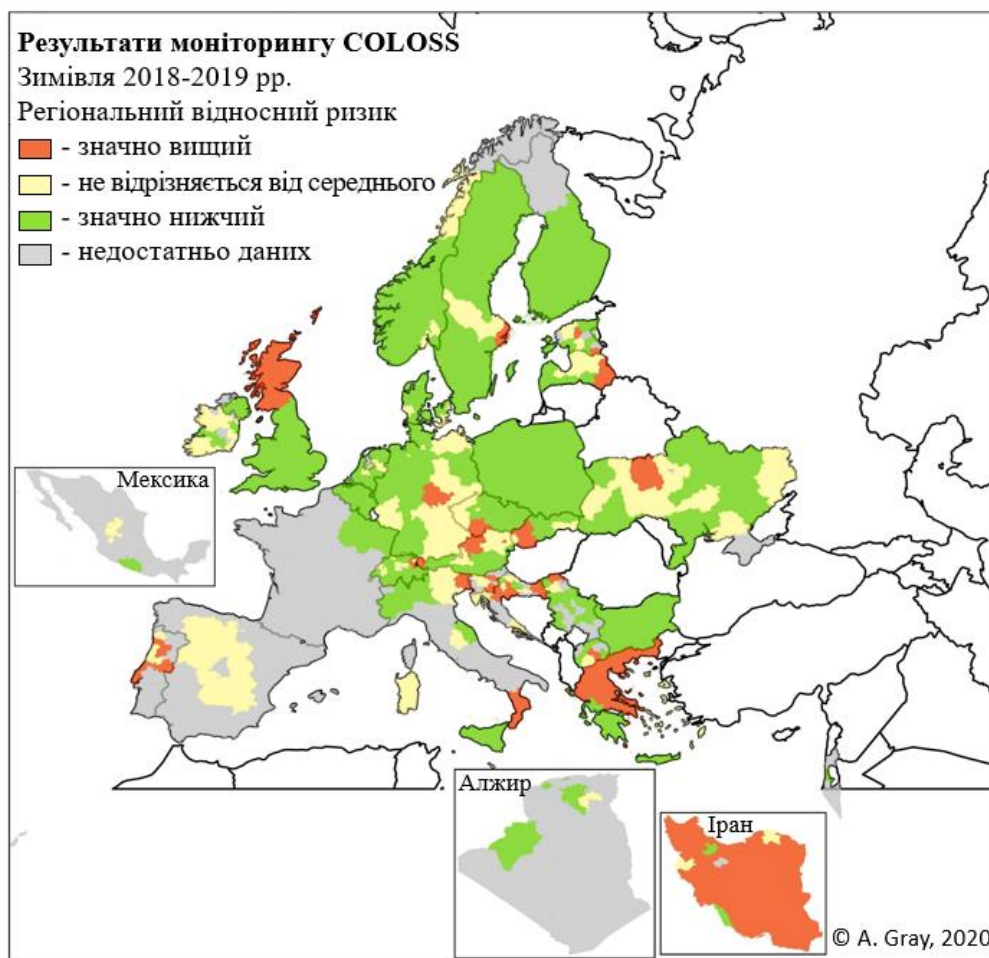


Рис. 6.1. Україна на карті міжнародного моніторингу втрат бджолиних колоній під егідою COLOSS

За 8-річний термін участі України в міжнародному моніторингу втрат бджолиних колоній нам вдалося напрацювати репрезентативну базу респондентів. У 2015 р. ми зібрали 300 валідних анкет, через два роки отримали 627 відповідей, а у 2021 р. – 802. Щорічне зростання числа респондентів свідчить про зацікавленість бджолярів у особистій участі в міжнародному моніторингу COLOSS і розуміння наукової цінності такої співпраці. Аудиторія респондентів обіймає всі адміністративні області України. Сумарно дослідженням було охоплено понад 194 тис. колоній *A. mellifera*. Найбільш чисельну групу складають бджолярі з західних областей (Івано-Франківської, Тернопільської, Хмельницької, Чернівецької). Невеликі вибірки вдається щорічно отримувати з Вінницької, Сумської, Херсонської, Чернігівської областей. Схід України охоплений моніторингом нерівномірно: найактивнішу участь виявляють

пасічники з Дніпропетровської області. На географічний розподіл респондентів після зимівлі 2021–2022 рр. вплинуло російське вторгнення. Зменшилася кількість респондентів в областях по лінії фронту і на окупованих територіях. Водночас, уперше за вісім років моніторингу в Україні отримано відповідь з анексованої АР Крим (рис. 6.2). Однієї анкети недостатньо для того, щоби півострів був представлений у результатах моніторингу, однак ми вважаємо такий результат важливим, адже він свідчить про збільшення зацікавленої аудиторії, незважаючи на перешкоди, які чинять агресори.

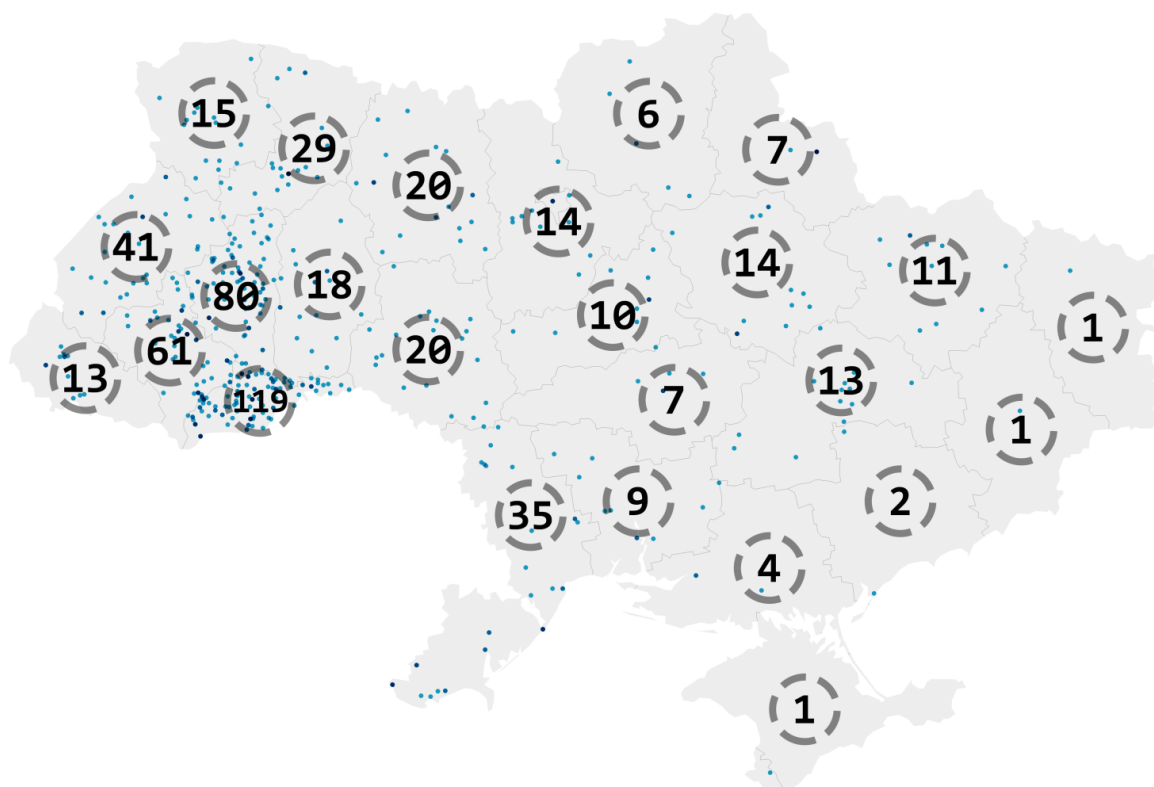


Рис. 6.1. Географічний розподіл респондентів після зимівлі 2021–2022 рр.

Анкетування проводиться кожного року, що дозволяє відстежувати зміни у втраті колоній із плином часу та визначати довгострокові тенденції. регулярність також допомагає швидко виявляти нові загрози для бджолиних колоній і реагувати на них.

Щорічно інформацію про стан понад 50 тис. бджолиних колоній моніторингова група упорядковує і заносить до бази даних CodeBook, яка має однакову структуру для всіх країн-учасниць проекту. Перш ніж перейти до опрацювання первинних даних, перевіряється валідність отриманих даних.

Анкети, достовірність яких викликає сумніви, вилучаються з бази. Перш ніж відправити національний CodeBook міжнародному координатору для консолідації, з бази вилучається особиста інформація про бджолярів: імена, номери телефонів, адреси електронної пошти тощо.



Рис. 6.3. Зимові втрати бджолиних колоній в Україні порівняно із усередненим значенням моніторингу COLOSS

За результатами багаторічної участі в міжнародному моніторингу зимових втрат бджолиних колоній COLOSS Україну віднесено до зони низького ризику (рис. 6.1). Щорічно національний рівень загальних втрат не перевищує середній у масштабах міжнародного моніторингу (рис. 6.3). Водночас, регіональний відносний ризик в окремих адміністративних областях може суттєво перевищувати середнє значення. Загальні втрати колоній *A. mellifera*, за восьмирічний термін варіювали у межах від 9,3 % після зимівлі 2019–2020 рр. до 18 % після зимівлі 2016–2017 рр. Середнє значення показника з 2014 по 2021 рр. – 13,3 %. Усереднений міжнародний показник за багаторічний період спостережень складає близько 16 %. В окремих країнах у різні роки він може

суттєво відхилятися від зазначеного. Наприклад, взимку 2016–2017 рр., коли в Україні зафіксовано найвищі загальні втрати, найнижчий показник серед 37 країн встановлено у Норвегії (7,7 %), найвищий – у Німеччині (44,5 %). Великі втрати заявлені національними координаторами з Іспанії (27,6 %), Мексики (25,3 %) і Мальти (24,2 %). Середній показник серед 30 країн у цей рік склав 20,9 % (Brodschneider et al., 2018). За нормальних умов щорічно із зимівлі не виходить від 5 до 15 % колоній (Currie et al., 2010). Однак протягом останніх десятиліть для багатьох країн ця частка щорічно перевищує 30 % (van der Zee et al., 2012; Brodschneider et al., 2018; Castilhos et al., 2019; Gray et al., 2020; St Clair et al., 2022), а на окремих пасіках втрати можуть сягати 80–100 % (Oldroyd, 2007).

Організація COLOSS працює над створенням стандартів для наукових досліджень в галузі біології бджіл та бджільництва, що дозволяє порівнювати дані між різними регіонами та науковими групами. Для уніфікації отриманих результатів з можливістю їх подальшого порівняльного аналізу в країнах-учасниках моніторингу впроваджено стандартизований протокол опитування (van der Zee et al., 2013), який має кілька змістових блоків. Основна частина анкети, спільна для всіх учасників проекту, містить запитання про особливості пасіки (розташування, розміри, оточення), стан колоній до і після зимівлі, ознаки найрозповсюдженіших хвороб, профілактику і лікування. Національні опитувальники можуть дещо відрізнятися в різних країнах варіативною складовою, яка містить запитання, орієнтовані на з'ясування локальних проблем. Варіативна складова за рішенням національного координатора може залишатися незмінною, або оновлюватися щороку з метою розширення кола досліджуваних проблем. Наприклад, під час оцінки втрат колоній *A. mellifera* в Україні після зимівлі 2021–2022 рр. було додано запитання щодо можливого руйнування пасіки під час військових дій.

Релевантність отриманих нами даних за участі в проєкті COLOSS забезпечується через кілька ключових аспектів: 1) стандартизацію методології; 2) охоплення великої респондентської бази; 3) регулярність збору даних; 4) тренування та детальне інструктування організаторів і учасників; 5) валідацію

даних із застосуванням сучасних статистичних методів; 6) прозорість та можливість незалежної перевірки опублікованих в цитованих періодичних виданнях даних іншими дослідниками. Дані з анкет можна інтегрувати з іншими типами даних (наприклад, результатами лабораторних, польових, геоінформаційних, соціологічних досліджень), що дозволяє отримати комплексне уявлення про фактори, котрі впливають на стан бджолиних колоній.

COLOSS активно співпрацює з іншими науковими та дослідницькими організаціями, урядовими установами та бджолярськими асоціаціями для обміну інформацією та координації зусиль у сфері охорони здоров'я бджіл. Анкетування бджолярів сприяє їх активній участі в дослідницькому процесі, що підвищує їхню обізнаність про проблеми, з якими стикаються бджоли, та заохочує до впровадження рекомендацій на практиці.

6.2. Особливості реалізації екосистемних послуг ключовим агентом – бджолою медоносною в умовах різних ландшафтів

Розглянуті в розділі 5 кліматорегулювальні ЕП тісно пов'язані з екотопом і здатні демонструвати обмежену просторову динаміку. Втім у агроландшафтах окремі регулювальні послуги реалізуються за участі організмів, місцеіснування яких просторово віддалене від місця надання ЕП (Kremen et al., 2007). Зокрема, до групи опосередкованих мобільними агентами ЕП (англ. *mobile agent-based ecosystem services*) належить запилення ентомофільних рослин. Хоча агенти запилення здійснюють локальний вплив, їхня індивідуальна поведінка, популяційні характеристики, взаємодії на біоценотичному рівні значною мірою залежать від просторового розподілу ресурсів у більшому ландшафтному масштабі.

Стійкість екосистем забезпечується функціональною надлишковістю, котра покликана компенсувати втрату одного чи кількох видів, іншими видами, які здійснюють однакову діяльність. З іншого боку, будь-яка комахозапильна рослина відвідується лише підмножиною видів із повного набору можливих запилювачів. Зниження біологічного різноманіття в антропогенно

трансформованих ландшафтах веде до скорочення асортименту агентів із подібним функціональним значенням. Численні дослідники по всьому світу привертають увагу до проблеми скорочення чисельності та зниження видового різноманіття комах-запилювачів дикорослих і культурних рослин (Mathiasson & Rehan, 2020; Potts et al., 2010; Zattara & Aizen, 2021). Ситуація ускладнюється через вузькоспеціалізовані мутуалістичні зв'язки між окремими видами антофілів і ентомофільними рослинами.

Перетинчастокрилі комахи родини Apidae складають ядро антофільних комплексів на території нашої держави (Заверюха, 2019; Кравець, 2013; Легета, 2021; Легета та ін., 2022; Sachok & Tsaryk, 2016). В Україні налічують понад 900 видів диких бджіл (Ільмінська, 2020), які разом з іншими комахами-запилювачами забезпечують у збалансованих природних екосистемах функціональну надлишковість. Водночас перехреснозапильні монокультурні агроценози нерідко покладаються винятково на кероване запилення медоносними бджолами (Адамчук, 2020; Лісогурська та ін., 2022; Недільська, 2018; Поліщук, 2001). Така ситуація склалася через масову втрату та фрагментацію природних оселищ диких антофілів унаслідок сільськогосподарської експансії (Філатов & Леженіна, 2020) і вкрай стресові умови для проживання в напівприродних компонентах ландшафту за комплексу деструктивних агровиробничих впливів (Тимчук, 2021).

Викладені факти дають підстави розглядати *A. mellifera* як ключовий вид для реалізації екосистемної послуги запилення ентомофільних сільськогосподарських культур, а кількість і стан бджолиних колоній як індикатор її ефективності. Специфіка ЕП, опосередкованих *A. mellifera* як мобільними агентами, зумовлює дещо інакший підхід до стратифікації регіону досліджень під час їхнього дослідження. Зона фуражування бджіл-збиральниць не лімітується умовними межами адміністративних одиниць. Заразом чимало пасічників Чернівецької області практикує кочове бджільництво. Отже, відстань між гніздовими та фуражувальними локалітетами може бути доволі великою і змінюватися впродовж сезону. З огляду на зазначене, для ситуаційного аналізу ЕП, опосередкованих

бджолою медоносною, було розширено межі території дослідження з урахуванням особливостей ландшафту (рис. 6.4). Гірська модельна територія повністю розміщена у ландшафтах гір, рівнинна – цілком у рівнинних ландшафтах, а передгірська на дві третини розташована в ландшафтах передгір'їв, а південно-західна частина належить до гірського комплексу.

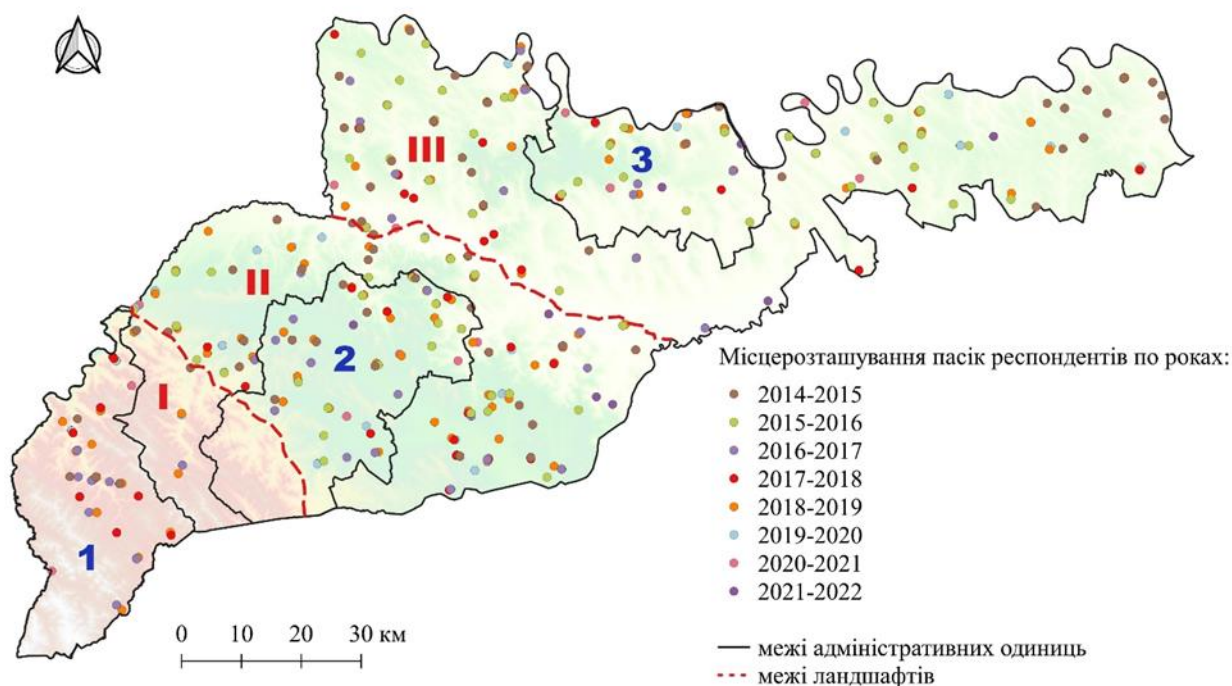


Рис. 6.4. Територіальний розподіл пасік бджолярів Чернівецької області, які долучилися до моніторингу COLOSS. Арабськими цифрами позначено модельні території: гірську (1), передгірську (2) та рівнинну (3); римськими цифрами – ландшафти гір (I), передгір'їв (II) і рівнин (III)

Масив даних, використаний у дослідженні, містить добровільно надану практикуючими бджолярями інформацію стосовно кількості та стану бджолосімей. Сумарне число бджолиних колоній, охоплених у масштабах області моніторингом COLOSS, щорічно зростало й на сьомий рік участі України в проєкті досягло 13 515 (рис. 6.5). Усереднено на одного бджоляра припадає 56 бджолиних сімей. Через бойові дії після зимівлі 2021–2022 рр. до опитування мали змогу долучитися лише 119 осіб. Це найменше значення за всі вісім років моніторингу, однак середня кількість колоній на одного бджоляра виявилася найбільшою – 74.



Рис. 6.5. Обсяги вибірки дослідження за період із 2014 по 2022 рр.

У міжнародному масштабі серед вагомих факторів ризику, які пов'язані зі смертністю колоній *A. mellifera*, виділено: 1) розмір пасіки (великі промислові пасіки часто мають менші втрати) (Brodschneider et al., 2016, 2018); 2) кочівлю (Brodschneider et al., 2018; Gray et al., 2019, 2020); 3) особливості раціону (Gray et al., 2019); 4) частку молодих маток (Gray et al., 2020).

В опитуванні щорічно беруть участь як бджоляр-любители, так і власники промислових пасік на 300–700 вуликів. Порівняльний аналіз виявив відмінності в структурі бджолярської спільноти у межах різних агроландшафтів Чернівецької області (рис. 6. 6). Для ландшафтів гір, які об'єднують гірську модельну територію та південно-західну частину передгірської, притаманне переважання малих пасік (85 %) із кількістю вуликів від 1 до 50. Лише 13 % респондентів утримують від 51 до 150 бджолиних сімей і 2 % – понад 150. У ландшафтах передгір'я, до яких належить більша частина передгірської модельної території, частка власників малих пасік складає 62 %, про середні (51–150 вуликів) повідомило 32 % респондентів, про великі (понад 150 вуликів) – близько 6 %. Найбільшою часткою (11 %) представлені великі пасіки рівнинних ландшафтів, де розташована рівнинна модельна територія. Тут розміщується і найбільша пасіка області, яка налічує 700 вуликів. Частка середніх пасік на модельній території – 30 %, малих – 59 %.

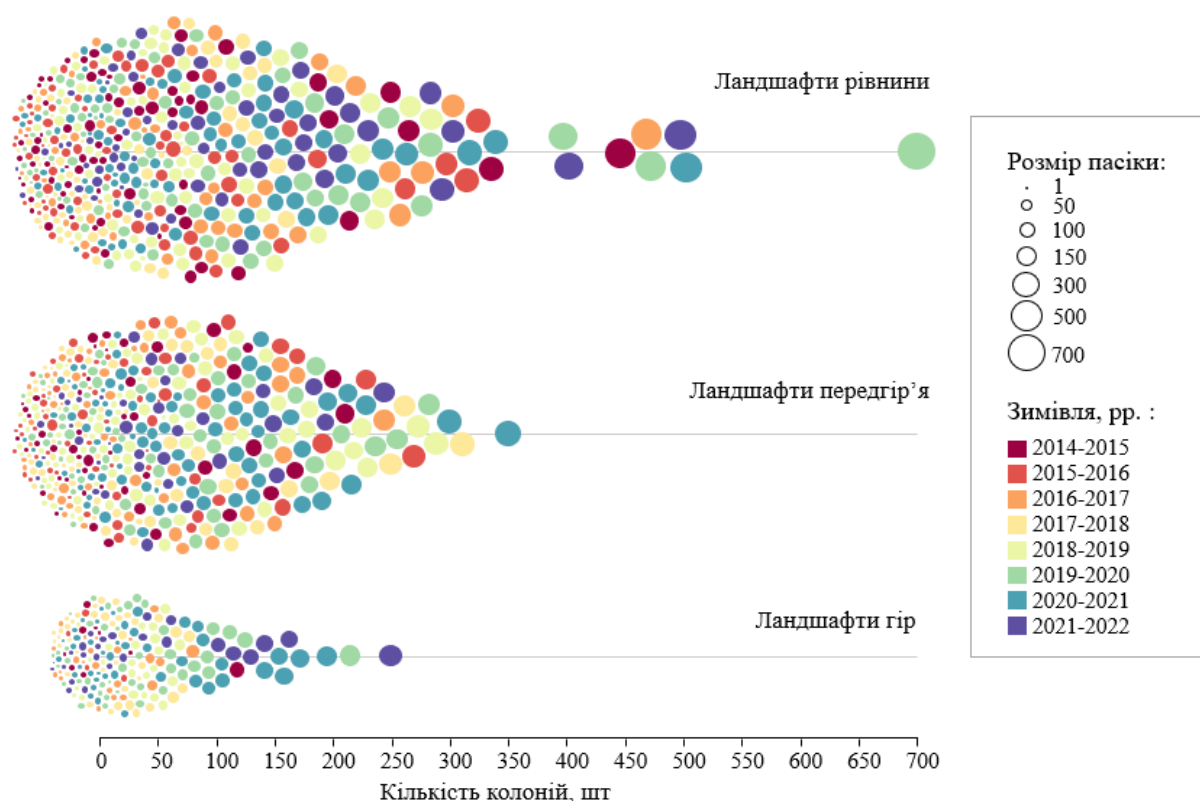


Рис. 6.6. Просторово-часовий розподіл пасік респондентів за кількістю колоній

Б. Б. Гавришок (2010) пропонує розглядати малі пасіки як компонент у структурі садового підкласу поселенських ландшафтів, а середні й великі – як окремий специфічний тип культурного ландшафту. Автор наводить характерні для нього риси: територія, обнесена парканом чи живоплотом зі стаціонарними рядами вуликів у міжряддях фруктових дерев, нерідко засіяна медодайними травами тощо. С. В. Міхелі ставить під сумнів доречність такої пропозиції, оскільки вона не ґрунтується на аналізі походження та структури ландшафту, а також не враховує його фізико-географічних властивостей. Науковець зазначає: *«без аналізу фаціальної, урочищної та, можливо, ландшафтної структури території розміщення пасіки (у межах дальності польоту бджоли), таке дослідження не може вважатися ландшафтознавчим»* (Міхелі, 2013). Ми поділяємо думку про недоцільність виділення великих стаціонарних пасік у окремий тип ландшафту, однак, погоджуємося з Б. Б. Гавришком у тому, що вони можуть здійснювати вагомий вплив на окремі характеристики оточуючих агроландшафтів (рис. 6.7), насамперед, шляхом надання ЕП.



Рис. 6.7. Велика пасіка як модифікатор агроландшафту, с. Пригородок у межах рівнинної модельної території (фото Катерини Тимчук)

У різні роки від 8 до 23 % респондентів вказують, що є власниками кількох пасік (максимум – п'яти). Усереднена частка таких бджолярів за восьмирічний термін складає 14 % у рівнинних ландшафтах, 17 % – у передгірських і 18 % – у гірських. Близько половини опитаних відмітили, що відстань між їхніми пасіками перевищує 15 км. Статистично значущої відмінності показника залежно від особливостей рельєфу не встановлено.

Відомо, що бджоли-збиральниці залежно від породи, сезону та медозбірних умов здатні долати відстань від вулика понад 10 км, проте оптимальна зона фуражування описується колом із радіусом 2,5 км (Beekman & Ratnieks, 2000). У масштабі умовних пасік, нанесених на картосхеми модельних територій у вигляді рівновіддалених точок, було згенеровано сітку із чарункою розмірами 5x5 км, що відповідає зоні продуктивного льоту *A. mellifera* (додаток Г, рис. Г.1). Кількість чарунок, у яких більш ніж 50 % площі (1250 га) припадає на модельну територію, склала для гірської – 37, для передгірської – 45, для рівнинної – 26. Усі вони різняться між собою ступенем розподілу класів НП. За результатами ординації методом головних компонент встановлено кардинальні відмінності співвідношення різних класів НП у масштабі умовних пасік на різних модельних територіях (Тимчук, 2021; Fedoriak et al., 2021). І навіть у межах однієї

модельної території медозбірні умови та доступ до кормових ресурсів суттєво відрізнятимуться для стаціонарних пасік, розташованих у різних чарунках сітки.

Наприклад, луки передгірських ландшафтів характеризуються доволі великою часткою медодайних трав'яних рослин: понад 23 % (290) видів, які належать до 51 родини (Буджак та ін., 2019). Під час оцінювання медоресурсного потенціалу області вони посідають друге місце після посівних високопродуктивних медодаїв (Руденко & Ячнюк, 2010). Однак доступність цих рослин для бджіл прямо залежить від особливостей господарювання, адже на пасовищах із інтенсивним випасанням дикорослі медодаї можуть не досягати фази цвітіння. Скошування зазвичай також здійснюють ще до початку бутонізації багатьох квіткових рослин. На узліссях і лісових галявинах бджолині колонії добре забезпечені ранньовесняними деревними медодаями і трав'яними та чагарниковими джерелами підтримуючого взятку, проте можливі тривалі безвзяткові пізньовесняні та пізньолітні періоди. В агроландшафтах із переважанням просапних або/і зернових культур за умови відсутності полезахисних насаджень спостерігається відчутний дефіцит як ранніх деревних пилко- і медодаїв, що призводить до білкового голодування, так і джерел головного медозбору. Зауважимо, що потенціал нектаропродуктивності наявних на певній території рослин бджоли використовують лише на 50 % через несприятливі метеорологічні умови, конкуренцію, стан сімей тощо (Мирось & Ковтун, 2014). Отже, попри велике різноманіття рослин, які складають продовольчу базу для *A. mellifera*, асортимент і тривалість продуктивного медозбору на стаціонарних пасіках – величина змінна, залежна від багатьох внутрішніх і зовнішніх чинників, і спрогнозувати їх із великою ймовірністю заздалегідь важко.

Враховуючи абсолютну залежність розвитку окремих особин і стану колоній *A. mellifera* загалом від наявності та різноманіття квіткових рослин необхідно забезпечувати бджолам повноцінний раціон. Наразі відомі два ефективні способи досягнення цієї мети. Перший полягає в облаштуванні на припасічній ділянці пилково-нектарного конвеєру, який би постачав багату та

сталу кормову базу впродовж активного сезону. Концепція пилково-нектарного конвеєру передбачає вирощування високопродуктивних квіткових рослин із різними термінами цвітіння для забезпечення безперервного надходження білкового та вуглеводного корму (Разанов & Недашківський, 2019). Другий спосіб відомий як кочове бджільництво і зводиться до багаторазового переміщення вуликів від одного джерела нектару до іншого. Це дає можливість ширше використовувати кормові ресурси та урізноманітнити асортимент продукції бджільництва.

На підставі аналізу консолідованої бази даних, сформованої як підсумок восьмирічного моніторингу COLOSS, встановлено, що бджоларі-аматори та комерційні пасічники Чернівецької області, окрім стаціонарних пасік (6.8, А), утримують і пересувні різного формату (рис. 6.8, Б–Г), включно зі спеціалізованими бджолопавільйонами.



Рис. 6.8. Різновиди пасік бджоларів Чернівецької області: А – стаціонарна пасіка, Б – бджолопавільйон аматора, В – комерційна пасіка в яблуневому саду, Г – частина виїзної комерційної пасіки, (фото Марії Федоряк)

Назагал для області прослідковується тенденція до збільшення популярності кочового бджільництва, особливо в ландшафтах передгір'я та рівнини (рис. 6.9). В різні роки частка респондентів, які хоча би раз вивозили бджолині сім'ї на медозбір або запилення, коливалася в межах від 10 до 45 %.



Рис. 6.9. Кількість респондентів, які практикують кочове бджільництво

Окрім наросування сили бджолиних сімей, кочівля створює умови для реалізації цілого пакету комплементарних ЕП: сприяння репродукції та підтримання генетичного різноманіття культурних і дикорослих ентомофільних рослин, підвищення врожайності та поліпшення якості плодів сільськогосподарських культур, виробництво апіпродуктів (меду, воску, бджолиного обніжжя, перги, прополісу, бджолиної отрути, бджолиного підмору тощо), задоволення продовольчих потреб. Успішність їхньої реалізації чимало залежить від правильної організації територіального переміщення мобільної пасіки. Зокрема, важливо звести до мінімуму ймовірність накладання траєкторій польоту з бджолами сусідніх пасік і вжити заходи із запобігання бджолиним крадіжкам. Вибір перспективних кормових угідь потребує вміння вираховувати нектаропродуктивність і терміни цвітіння.

За міжнародними даними організації COLOSS (Gray et al., 2019), збір бджолами пилку та нектару з окремих джерел корму може в різних країнах впливати на стан колоній як позитивно, так і негативно. Наприклад, медозбір із ріпакового поля в Україні, Фінляндії та Сербії сприяв успішній зимівлі, тоді як у Франції, Австрії та Німеччині призвів до вищого рівня втрат бджолиних колоній. У

Хорватії, Італії, Франції та Швеції позитивний ефект відмічено для колоній, котрі відвідували кукурудзяні поля, а в Шотландії – верескові пустища. У перші два роки участі України в проєкті анкета містила запитання щодо кукурудзи та ріпаку, в наступні – додали ще три варіанти відповіді: фруктові сади, соняшник і осінні медодаї, включно із сидератами (фацелія, гірчиця, еспарцет тощо). Усереднена частка кількості респондентів, які не змогли дати чіткої відповіді, чи фуражували їхні бджоли на одній із перелічених культур, незалежно від типу ландшафтів склала 20 %. Частка ствердних відповідей в окремі роки перевищувала 80 % у всіх трьох типах ландшафтів. Водночас виявлено відмінності у використанні кормових угідь агроландшафтів у гірській, передгірській і рівнинній частинах області (рис. 6.10).

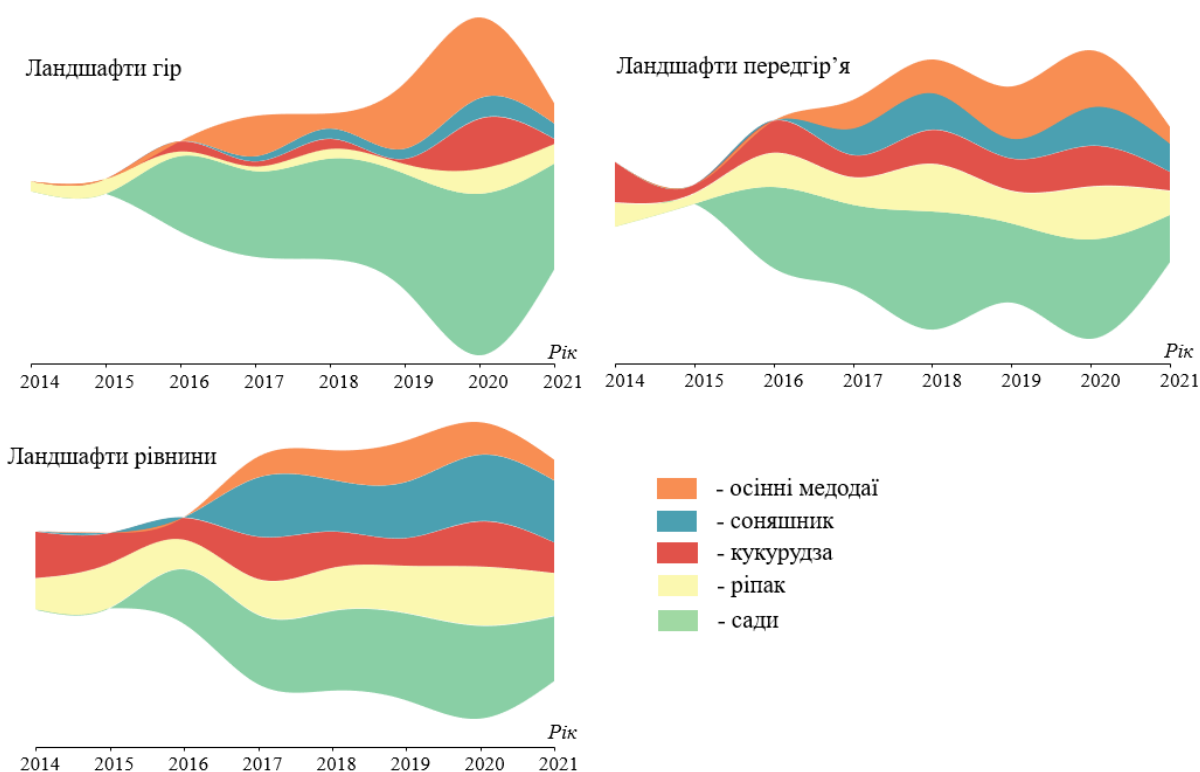


Рис. 6.10. Динаміка використання бджолярами кормових угідь агроландшафтів Чернівецької області

У ландшафтах гір мізерні площі зайняті соняшником, кукурудзою і ріпаком через несприятливі агрокліматичні та ґрунтові умови, а отже, і число респондентів, чий бджоли брали взяток з цих культур, невелике – від однієї до п'яти осіб у різні роки. Здебільшого вони практикують кочове бджільництво. Дещо більше опитаних (4–16 осіб) вдаються до посіву пізніх медодаїв, щоби забезпечити свої пасіки осіннім

взятком перед настанням холодів. Найбільша кількість бджолярів вказала на медозбір у садах (15–32 особи). Для ландшафтів передгір'я характерний рівномірніший розподіл респондентів за вказаними джерелами корму. Близькі між собою діапазони значень отримані для соняшнику, кукурудзи та ріпаку: від 5 до 28 осіб у різні роки. Осінні медодаї відвідували бджоли 17–34 осіб із числа опитаних. Найбільший взяток щорічно дають плодові сади. В рівнинних агроландшафтах не виявлено чіткої спеціалізації на певних культурах протягом досліджуваних років. Виняток складають посіви соняшнику (35–45 ствердних відповідей у різні роки) і сади (37–63 відповідей).

З метою перевірки гіпотези, що кормова база може впливати на рівень смертності бджолиних колоній, проведено кореляційний аналіз. У стандартизованому опитувальнику COLOSS для запитання «кількість загиблих колоній» передбачене числове значення, а для всіх запитань стосовно кормової бази – «так», «ні» і «не знаю». Підготовка масиву даних до статистичного опрацювання передбачало вилучення з аналізу анкет респондентів, які надали відповідь «не знаю». Решта два варіанти було переведено в бінарну систему, надавши відповіді «так» значення 1, а відповіді «ні» значення 0. Кореляційний тест для дихотомічних даних передбачає обчислення бісеріального коефіцієнту (r_b) як окремого випадку коефіцієнту кореляції Пірсона (r) (Cramer & Howitt, 2015).

Отримані результати (табл. 6.1) дають підстави для висновку, що кочове бджільництво у межах гірської модельної території – фактор, який здебільшого позитивно корелює зі смертністю бджіл. Зокрема, 2017 року відмічено тісну колініарність ($r_b = 0,7$), у 2019 і 2020 рр. – слабку ($r_b = 0,4$). За результатами опитування після зимівлі 2021–2022 рр. встановлено середню кореляційну залежність між фуражуванням бджіл на соняшнику та пізніх медодаях і кількістю загиблих колоній ($r_b = 0,6$ і $r_b = 0,5$ відповідно). Достовірної негативної кореляції смертності з різними кормовими ресурсами модельної території виявлено не було.

Таблиця 6.1

Кореляційний зв'язок між смертністю бджолиних колоній та доступними харчовими ресурсами

Кормова база	Бісеріальний коефіцієнт кореляції за роками							
	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Ландшафти гір								
Кочове бджільництво	0,1	-	-0,1	0,7*	-0,3	<i>0,4*</i>	<i>0,4*</i>	0,2
Сади	-	-	-0,4	-0,3	0,1	-0,2	-0,2	0,1
Ріпак	-0,1	-	-0,1	-	-0,2	-	-0,1	-0,1
Кукурудза	-	-	-0,2	-	-0,2	0,1	-0,1	-0,3
Соняшник	-	-	-	-	-0,2	-0,2	-0,2	0,6*
Пізні осінні медодаї	-	-	-	-0,2	-0,2	-0,2	0,2	0,5*
Ландшафти передгір'я								
Кочове бджільництво	0,2	-0,2	<i>0,4*</i>	-0,1	0,2	-	-0,1	0,2
Сади	-		-0,6*	-0,3	-0,2	-0,5*	0,1	0,3
Ріпак	-0,2	-0,1	<i>-0,4*</i>	-0,1	<i>-0,3*</i>	-0,1	-0,2	0,3
Кукурудза	0,2	-0,1	<i>-0,3*</i>	-	-0,1	<i>0,4*</i>	-0,1	-0,2
Соняшник	-	-	-	-0,1	0,2	0,5*	-0,2	-0,1
Пізні осінні медодаї	-	-	-	-	0,2	-0,1	0,1	0,3
Ландшафти рівнини								
Кочове бджільництво	0,1	-0,2	-0,1	<i>0,4*</i>	-	-0,1	-0,1	0,1
Сади	-		0,1	-0,5*	<i>-0,1*</i>	-	-	<i>-0,3*</i>
Ріпак	0,2	-0,1	-0,1	-	-	-	0,2	0,2
Кукурудза	-0,1	0,3	-0,0	-0,3	0,4	-0,2	-0,2	0,2
Соняшник	-	-	-	0,2	-	-0,2	0,2	0,3
Пізні осінні медодаї	-	-	-	-0,3	0,1	<i>-0,3*</i>	0,2	-

Примітки: * – результат значущий на рівні достовірності $p < 0,05$; **напівжирним** показано високу й середню кореляцію; *курсивом* – слабку й дуже слабку

У межах передгірської та рівнинної модельних територій у різні роки встановлено достовірну негативну кореляцію середньої, слабкої та дуже слабкої сили між медозбором у фруктових садах і смертністю бджолиних сімей (значення r_b коливається в межах від -0,1 до -0,5). Для передгірської модельної території в окремі роки виявлена слабка негативна кореляція між кількістю загиблих колоній *A. mellifera* і фуражуванням на ріпакових ($r_b = -0,3$ і $r_b = -0,4$) і кукурудзяних ($r_b = -0,3$) полях. За результатами опитування після зимівлі 2019–2020 рр. встановлено

позитивну колініарність слабкої ($r_b = 0,4$) і середньої ($r_b = 0,5$) сили між рівнем смертності та збиранням нектару на кукурудзяних і соняшникових полях відповідно. На рівнинній модельній території слабкий ($r_b = -0,3$) негативний кореляційний вплив на смертність бджіл встановлено для колоній, які здійснювали пізньоосінній медозбір на сидератах.

Хоча кочове бджільництво має чимало переваг, воно пов'язане з низкою ризиків. Зокрема, викликаний транспортуванням стрес може призводити до зниження імунітету колонії, підвищуючи в такий спосіб сприйнятливість до патогенів і паразитів (Martínez-López et al., 2022; vanEngelsdorp et al., 2013). Кочівля на великі відстані та на тривалий період може спричинити неконтрольовану гібридизацію (Kanakan & Erkan, 2020; Kekeçoğlu, 2018). Окрім того, кочове бджільництво потребує певного досвіду, правильної організації та відповідного технічного оснащення. Вірогідно, в умовах гірської модельної території пасічники-аматори стикнулися з однією або кількома із зазначених проблем, що й обумовило підвищений рівень смертності на кочових пасіках у окремі роки. З'ясування гіпотези потребує розширених досліджень у подальшій перспективі.

Позитивний вплив фуражування на різних кормових угіддях в окремі роки на виживаність бджолиних сімей пояснюється аліментарно-протеїновим складом пилку й нектару рослин. Відомо, що організм *A. mellifera* не здатний синтезувати 10 з 20 життєво важливих амінокислот. Екзогенне джерело нативного білку для бджіл – рослинний пилок (Поліщук & Локутова, 2002). За інтенсивністю впливу на фізіологічний стан комах пилкодаї нерівнозначні. Високу біологічну цінність має пилок верби, плодових дерев, ріпака, гірчиці, червоної та білої конюшини. У пилку верби та фруктових дерев високий вміст вітаміну С і каротиноїдів (Романів & Ковальчук, 2012). Отже, весняний взяток із садів покриває потребу бджіл у фізіологічно-важливих поживних елементах, сприяючи нарощуванню колонією сили й успішнішій зимівлі. Збір пилку з ріпаку та капустяних осінніх сидератів (зокрема гірчиці) також можуть бути віднесені до факторів нормального розвитку бджолиних сімей. Водночас

застосування отрутохімікатів при вирощуванні сільськогосподарських культур призводить до зворотних результатів, ослаблюючи колонії перед зимівлею. Як наслідок спостерігаємо підвищення рівня смертності в окремі роки.

Медоносна бджола – один із небагатьох представників багаточисельної групи антофілів, який, окрім запилення, забезпечує розгорнутий спектр додаткових екосистемних послуг. Категорія ресурсних послуг *A. mellifera* представлена широким асортиментом продуктів, втім, мед залишається серед них найпопулярнішим. Отже, на додаток до розглянутих вище ознак, якісні характеристики різнотравного меду можуть слугувати вторинним індикатором ресурсних ЕП *A. mellifera*.

Мед являє собою складний продукт рослинного походження, трансформований у процесі життєдіяльності бджіл. До його складу входить близько 200 речовин: прості цукри, амінокислоти, білки, ферменти, вітаміни, фенольні сполуки, органічні кислоти, пігменти, вода, мінерали тощо (Адамчук та ін., 2021; Berenbaum & Calla, 2021; Da Silva et al., 2016). Незважаючи на певну варіабельність залежно від географічних і метеорологічних умов, монофлорний мед має умовно стійкий склад, визначений ботанічним походженням нектару. Подібний хімічний склад визначає характерні для конкретних сортів меду (наприклад, акацієвого, фацелієвого, соняшниквого) органолептичні та фізико-хімічні властивості. Це змушує нас надати перевагу поліфлорному меду, котрий матиме унікальні властивості залежно від геоботанічних умов медозбору та чутливіше реагуватиме на ландшафтну специфіку різних модельних територій.

Критерії визначення якісних характеристик меду регламентовані національним Держстандартом «Мед натуральний. Технічні умови» (ДСТУ 4497:2005, 2007). Показники й норми, встановлені стандартами, ґрунтуються на результатах експериментальних і науково-дослідних робіт. Для поліфлорних медів різного ботанічного походження діапазон значень може суттєво різнитися (Адамчук та ін., 2020).

Органолептичні ознаки – першочерговий чинник приваблення споживача,

який, однак, має доволі суб'єктивний характер. Аналіз зразків, відібраних на модельних територіях, виявив швидше специфічні за ботанічним походженням, аніж за географією ознаки. Досліджений мед здебільшого має сильний приємний аромат. На смак солодкий, зі специфічним присмаком, у багатьох випадках – терпкий, подразнює слизову оболонку ротової порожнини. Окремим зразкам із гірської модельної території притаманний кислуватий присмак.

Візуальний аналіз зразків меду виявив відмінності у їх забарвленні. Кольорова гама медів із пасік гірської модельної території утворила ряд: *світло-жовтого* (27 %) → *жовтого* (30 %) → *темно-жовтого* (43 %) кольору. Консистенція зразків переважно в'язка (38 %) і дуже в'язка (24 %). Рідку консистенцію мають 30 % зразків, щільну – 8 %. Забарвлення зразків із передгірської модельної території має ширшу палітру: *біле* (5 %) → *світло-жовте* (16 %) → *жовте* (21 %) → *темно-жовте* (53 %) → *темно-коричнєве* (5 %). Переважна кількість зразків (79 %) має в'язку, решта 21 % – рідку консистенцію. Колір меду з рівнинної модельної території представлений п'ятьма відтінками: *білий* (4 %) → *світло-жовтий* (41 %) → *яскраво-жовтий* (4 %) → *жовтий* (36 %) → *темно-жовтий* (15 %). За консистенцією мед здебільшого в'язкий (82 %), решта 18 % – рідкий. У всіх досліджених зразках не виявлено механічних домішок і ознак бродіння.

Отже, кольорова палітра зразків меду з пасік передгірської та рівнинної модельних територій ширша. Відомо, що на ознаку впливає співвідношення відповідних пігментів, які містяться в самому нектарі (каротин, ксантофіл, хлорофіл, флавоноїди). Загалом колір меду варіюється від білого до майже чорного (Piotraszewska-Pająk & Gliszczyńska-Świgło, 2015). Відтінок може змінюватися і від наявності та кількості квіткового пилку (Terrab et al., 2004) або від умісту мінеральних речовин (Balbarrey et al., 2012). Умови зберігання, ступінь кристалізації, технологія обробки також впливають на забарвлення меду (Адамчук та ін., 2021). Зміна відтінку може свідчити про втрату антиоксидантних і анти-бактеріальних властивостей (Piotraszewska-Pająk & Gliszczyńska-Świgło, 2015).

Основну масу сухої речовини меду (до 95 %) складають вуглеводи, які

представлені моно-, ди- та трисахаридами. Глюкоза і фруктоза – головні компоненти цукрового сиропу меду (da Silva et al, 2016), котрі визначають основні споживчі властивості: солодкість, поживну цінність, кристалізацію та гігроскопічність. Глюкоза та фруктоза потрапляють у мед переважно в готовому вигляді з нектару, незначна їхня частина утворюється із сахарози та накопичується в процесі його дозрівання під впливом ферментів і органічних кислот. Вміст сахарози в натуральному меді незначний і може зменшуватися при зберіганні внаслідок процесу самоінверсії, що розглядається як свідчення зрілості меду (Yeboue et al., 2021).

Масова частка редукуючих цукрів у досліджених зразках меду Чернівецької області коливається в межах від 66,0 до 97,6 % (табл. 3.6). Встановлено достовірну відмінність між значеннями показника в медах передгірської (76,61%) та рівнинної (82,83%) модельних територій. Середнє значення вмісту редукуючих цукрів у зразках із гірської модельної території становить 79,15 %. За цією ознакою всі 65 зразків меду відповідають міжнародним стандартам (Zhuk et al., 2022).

У високоякісному меді вміст глюкози зазвичай менший (близько 30–35 %), аніж фруктози (близько 35–40 %). Їхнє співвідношення впливає на органолептичні, фізичні властивості меду та енергетичну цінність. Збільшення масової частки глюкози підвищує здатність меду до кристалізації, а переважання фруктози зумовлює солодший смак і вищу гігроскопічність (Cízkova et al., 2022; Da Silva et al., 2016).

Усі досліджені зразки меду містять більше фруктози (342–549 мг/г), ніж глюкози (283–517 мг/г), що й зумовило солодкий смак. Вищий середній уміст фруктози та глюкози притаманний зразкам меду з пасік рівнинної (458 і 393 мг/г відповідно) та гірської (438 і 375 мг/г) модельних територій (табл. 6.2). Усереднене співвідношення $Fru : Glc$ дорівнює 1,2 для зразків меду всіх трьох досліджених модельних територій, що є свідченням поліфлорності меду, адже для монофлорних медів воно рідко перевищує одиницю (Cízkova et al., 2022).

Таблиця 6.2

Фізико-хімічні показники якості меду Чернівецької області

№	Показник	Розмір вибірки	Середнє арифметичне	Медіана	Мінімум	Максимум	Нижній квартиль	Верхній квартиль	Стандартне відхилення
Гірська модельна територія									
1	Редукуючі цукри, %	26	79,15	80,46	67,28	90,44	74,86	83,39	5,92
2	Фруктоза (Fru), мг/г	26	438	432	342	549	404	467	51,24
3	Глюкоза (Glc), мг/г	26	375	366	283	466	349	408	47,31
4	Fru : Glc	26	1,17	1,17	1,09	1,47	1,14	1,18	0,07
5	Масова частка води, %	26	18,38	18,20	16,20	20,70	17,40	19,40	1,22
6	ГМФ, мг/кг	26	5,87	4,47	0,48	30,82	2,54	6,86	6,00
7	Діастазне число, од. Готе	24	37,00	37,53	13,29	63,49	28,72	44,23	12,28
8	Електропровідність, мСм/см	26	0,51	0,49	0,15	0,84	0,41	0,62	0,17
9	pH	26	3,91	3,90	3,64	4,48	3,74	4,05	0,21
11	Кислотність, мекв /кг	24	32,99	32,50	18,75	51,50	27,75	39,25	8,20
12	Пролін, мг/кг	26	725	705	278	1173	599	942	241
Передгірська модельна територія									
1	Редукуючі цукри, %	17	76,61	76,79	66,00	89,23	70,53	82,70	6,80
2	Фруктоза (Fru), мг/г	17	417	430	354	452	402	439	29,14
3	Глюкоза (Glc), мг/г	17	361	363	312	418	341	380	28,02
4	Fru : Glc	17	1,16	1,16	1,05	1,30	1,13	1,17	0,05
5	Масова частка води, %	17	19,08	19,20	16,20	22,20	18,30	20,40	1,49
6	ГМФ, мг/кг	17	5,03	3,98	0,19	17,33	1,34	5,81	4,95
7	Діастазне число, од. Готе	17	36,77	38,59	14,93	55,85	31,10	43,60	12,20
8	Електропровідність, мСм/см	17	0,65	0,61	0,22	1,20	0,39	0,74	0,29
9	pH	17	3,85	3,75	3,39	4,56	3,67	3,86	0,34
11	Кислотність, мекв /кг	17	38,32	38,75	18,25	50,75	31,25	46,75	10,15
12	Пролін, мг/кг	17	300*	321	82,26	543	194	371	127
Рівнинна модельна територія									
1	Редукуючі цукри, %	22	82,83 [#]	82,63	72,16	97,65	78,70	85,22	6,24
2	Фруктоза (Fru), мг/г	22	458 [#]	457	403	548	444	472	29,58
3	Глюкоза (Glc), мг/г	22	393	381	335	517	361	411	42,66
4	Fru : Glc	22	1,17	1,16	1,05	1,41	1,10	1,20	0,09
5	Масова частка води, %	22	18,88	18,85	16,90	21,60	17,40	19,80	1,49
6	ГМФ, мг/кг	22	4,61	3,96	0,29	11,86	2,02	7,11	3,20
7	Діастазне число, од. Готе	21	31,33	29,39	15,71	59,27	22,53	38,70	10,91
8	Електропровідність, мСм/см	22	0,36 ^{*#}	0,36	0,14	1,03	0,24	0,43	0,19
9	pH	22	3,55 ^{*#}	3,50	3,34	4,09	3,44	3,61	0,18
11	Кислотність, мекв /кг	21	30,65	28,75	13,50	58,00	20,75	37,75	12,90
12	Пролін, мг/кг	21	564 [#]	514	199	1201	361	744	249

Примітки: * – достовірна різниця показників між зразками з передгірської та/або рівнинної модельних територій порівняно з гірською за W-критерієм Вілкоксона, при $p < 0,05$;

– достовірна різниця показників між зразками передгірської та рівнинної модельних територій за W-критерієм Вілкоксона, при $p < 0,05$

Згідно з літературними даними, показник Fru : Glc виявляє чітку залежність від ботанічного походження. Наприклад, мед з акації та каштану багатий на фруктозу, тоді як з олійного ріпаку та кульбаби – має більший уміст глюкози (Prazina & Mahmutović, 2017). Також більший уміст глюкози при порівнянні з фруктозою відмічено в гречаному й липовому медах, ніж в акацієвому (Kowalski et al., 2013).

Окрім моносахаридів, квітковий мед містить певну кількість дисахаридів, серед яких основні сахароза, мальтоза, трегалоза та тураноза (Bogdanov et al., 2008). Їх уміст у різних сортах меду коливається в межах 3,29–18,6 % (Kowalski et al., 2013). Аналіз цукрового профілю виявив певні відмінності між зразками, відібраними на різних модельних територіях (рис. 6.11). Наприклад, мед з окремих пасік рівнинної модельної території, окрім фруктози та глюкози, містив лише мальтозу в кількості 0,6–34,7 мг/г. Найрізноманітніший спектр цукрів представлений у зразках із передгірської модельної території. Окрім названих, тут також представлені трегалоза (3,8–16,5 мг/г), меліцитоза (9,1–127,3 мг/г) та у двох зразках – сахароза (15,9 і 17,7 мг/г). Мед із пасік гірської модельної території здебільшого характеризується наявністю меліцитози в широкому діапазоні від 0,9 до 121,5 мг/г. В окремих зразках наявна мальтоза (0,6–34,7 мг/г).

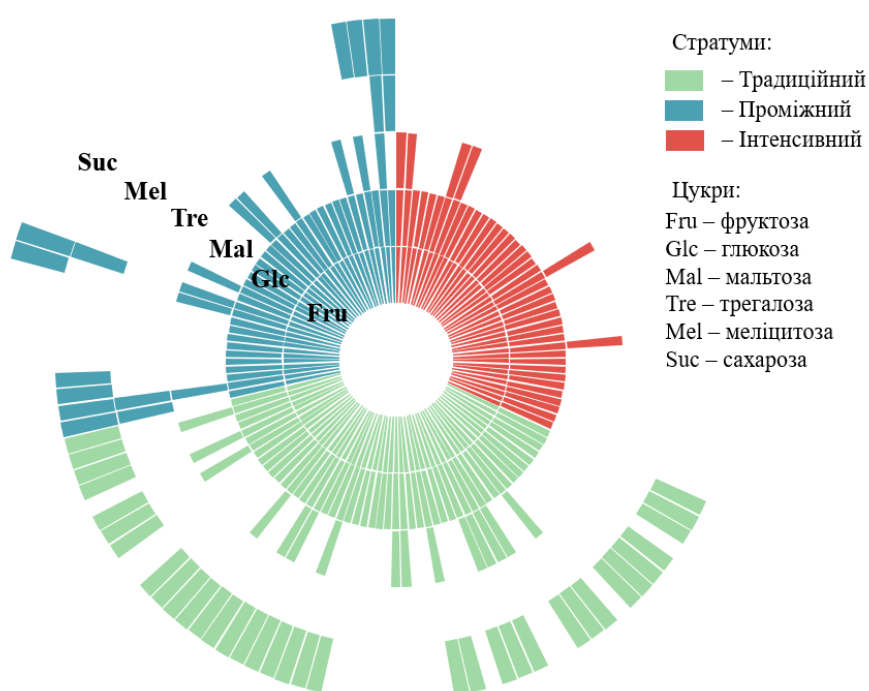


Рис. 6.11. Цукровий профіль зразків меду

Мальтозу в невеликій кількості виявлено в 14 зразках меду гірської, 11 – передгірської та 4 – рівнинної модельних територій (рис. 6.11). Вуглевод рідко наявний у квітковому нектарі. Це вторинний продукт, який у процесі дозрівання меду синтезується з крохмалю за участі ферментів діастази (Руденко & Баглей, 2012), а також альфа- і бета-глюкозидаз (Sajwani et al., 2007).

Трегалоза в незначних кількостях виявлена в 4 зразках меду з пасік передгірської модельної території. Нещодавніми дослідженнями доведено роль трисахариду в запобіганні кристалізації меду (Amariei et al., 2020). Зокрема, його багато в акацієвому меді, що й сприяє його рідкій тягучій консистенції.

Трисахарид меліцитозу знайдено в складі меду гірської (21 зразок) та передгірської (7 зразків) модельних територій. Вміст вуглевода, який зазвичай відсутній у квітковому меді, в падевому становить значну частку. Меліцитоза наявна в меді, котрий виробляється бджолами з медяної роси як листяних, так і хвойних рослин (Rybak-Chmielewska et al., 2013). Падь часто потрапляє в поліфлорний мед у різних кількостях.

Наявність сахарози встановлено лише в 6 зразках із пасік передгірської модельної території. Зазвичай її наявність у невеликих кількостях інтерпретується як ознака незрілості меду, у великих – як констатація фальсифікації цукровим сиропом (Адамчук та ін., 2021). Однак для акацієвого, кульбабового, лавандового, люцернового, огірочникового медів Європейським законодавством встановлено вищі норми вмісту сахарози через її високу концентрацію в нектарі цих рослин (Codex Alimentarius Commission, 2001). Вірогідно, переважання таких видів у складі медодайних угідь і зумовило наявність сахарози в окремих зразках.

Вода – другий за масовою часткою компонент меду, після цукрів. Її вміст – доволі варіабельний показник, який залежить від комплексу факторів різної природи: погодних умов, сезону, ботанічного походження, умов заготівлі і зберігання, сили бджолоїної сім'ї тощо. Вологість впливає на низку параметрів якості меду: в'язкість, ступінь кристалізації, розчинність, питому вагу, а також колір, аромат, смак (Da Silva et al., 2016). Зрілий мед містить не більше 18 % води,

міжнародні стандарти допускають вміст не більше 20 %, окрім деяких сортів монофлорних медів із вищим природним вмістом води: вересового, конюшинового, споришевого (Thrasyvoulou et al., 2018). У результаті проведених досліджень (табл. 6.2) не встановлено достовірної відмінності в масовій частці води між зразками з пасік різних модельних територій (18–19 %).

Гідроксиметилфурфурол (ГМФ) – циклічний альдегід, який за нормальних умов утворюється шляхом зневоднення моносахаридів при тривалому зберіганні або нагріванні за реакцією Майяра. На вміст ГМФ опосередковано впливають співвідношення цукрів, низький рН, висока вологість, каталізований кислотами гідроліз цукрів, а також ботанічне походження (Da Silva et al., 2016). Загальна варіабельність концентрації ГМФ у 65 зразках меду із пасік Чернівецької області: від 0,19 до 30,8 мг/кг (табл. 6.2). Межі коливань умісту ГМФ у зразках меду з гірської модельної території (0,48–30,82 мг/кг) вищі порівняно з іншими (0,29–11,86 мг/кг – для рівнинної і 0,19–17,33 мг/кг – для передгірської). Ймовірно, це пов'язано з більшим співвідношенням Fru : Glc у медах із пасік гірської модельної території. Знаходимо підтвердження припущення в наукових працях (Sharpla et al., 2018), де повідомляється про більшу тенденцію до утворення ГМФ із кетогексоз, до яких належить фруктоза, як порівняти з глюкозою.

Хімічний склад меду містить великий перелік ферментів, серед яких основні – глюкооксидаза, інвертаза та діастаза. Активності діастази належить найвагоміше значення через прямий зв'язок із іншими ферментами в меді (Руденко & Баглей, 2012). У мед фермент потрапляє з нектару квітів та із секретами слинних залоз бджіл. Втім залишається відкритим питання, чому мед різного ботанічного походження має різну активність діастази, а деякі меди (акацієвий, розмариновий, кульбабовий, цитрусовий тощо) мають стабільно низьку активність цього ензиму (3–5 од. Готе) (Thrasyvoulou et al., 2018). Припускають, що різна активність діастази обумовлена низкою факторів: періодом збору нектару, ефективністю обробки нектару бджолами, віком бджоли, фізіологічним станом бджолиної колонії (Da Silva et al., 2016).

У свіжовідібраних зразках меду діастазне число перевищує 25, тоді як

ГМФ практично відсутній або має дуже низькі значення. Активність діастази зменшується, а ГМФ, навпаки, збільшується в процесі тривалого зберігання або нагрівання продукту (Thrasyvoulou et al., 2018).

Варіабельність активності діастази в зразках меду Чернівецької області від 13,9 до 63,5 (табл. 6.2) узгоджується з дослідженнями інших авторів, які також указують на мінливість активності ензиму від 13,9 до 50 од. Готе (Isopescu et al., 2014). Максимальний розмах встановлено в межах гірської модельної території: 13,3–63,5. Середнє значення цього показника тут також найвище – 37. На нашу думку, факт можна пояснити більшим видовим різноманіттям медодаїв у літню пору на луках та полонинах (Bálint et al., 2011) і меншим антропогенним впливом порівняно з рештою території області. Зауважимо, що статистично значущої відмінності між значеннями, отриманими для різних модельних територій не виявлено.

Електропровідність залежить від умісту мінеральних солей, органічних кислот і білків (Yücel & Sultanoğlu, 2013) і свідчить про географічне та ботанічне походження меду (Адамчук та ін., 2021). Значення $\leq 0,8$ мСм/см дає підстави ідентифікувати мед як квітковий, $> 0,8$ мСм/см – як падевий. Наші дослідження виявили значну варіабельність електропровідності аналізованих зразків (табл. 6.2). Здебільшого вони відповідають нормам, встановленим для квіткових сортів (ДСТУ 4497:2005, 2007), проте трапляються зразки з високими значеннями (до 1,2 мСм/см). Ймовірно, частка паді в них більша або ж вища мінералізація, що може свідчити про біогеохімічну специфіку ландшафтних умов. Статистично достовірну відмінність відповідно до W-критерію Вілкоксона при $p < 0,05$ встановлено між зразками з пасік гірської та рівнинної, а також передгірської та рівнинної модельних територій.

Значення водневого індексу меду пов'язане з наявністю та життєдіяльністю мікроорганізмів. Оптимальне значення для більшості організмів від 7,2 до 7,4. Низький рН свідчить про запобігання мікробіологічному псуванню меду (Ratiu et al., 2020). Вільна кислотність – параметр, пов'язаний із погіршенням якості меду та характеризується наявністю органічних кислот у рівновазі з лактоном, внутрішніми

ефірами та деякими неорганічними іонами: фосфатами, сульфатами і хлоридами (da Silva et al., 2016). Наприклад, підвищення кислотності відбувається під час бродіння меду. Наявні в продукті цукри за дії дріжджів перетворюються в леткі кислоти, які погіршують органолептичні властивості меду, зокрема колір і смак.

За результатами аналізу, вільна кислотність зразків коливалася в діапазоні від 13,50 до 58,00 мекв /кг (табл. 6.2). Статистично значущої відмінності між значеннями в зразках із пасік різних модельних територій не встановлено. Натомість виявлено статистично достовірне перевищення концентрації іонів водню в розчинах меду з рівнинної модельної території, порівняно з рештою двома. Це свідчення ферментації цукрів до органічних кислот може бути пов'язане з ландшафтно-геоботанічними особливостями або зі вмістом домішок паді, яка зумовлює високий вміст органічних кислот. Середні значення водневого індексу становлять 3,91, 3,85 і 3,55 для зразків меду з гірської, передгірської та рівнинної модельних територій відповідно (табл. 6.2).

Пролін – амінокислота гетероциклічного ряду, джерелом якої в меді є одночасно квітковий нектар, пилокві зерна та секрет слинних залоз *A. mellifera*, котрий виробляється в процесі біотрансформації продукту. В амінокислотному комплексі натурального меду частка проліну складає 45–85 % (Постоєнко та ін., 2019), що становить 170–770 мг/кг (Codex Alimentarius Commission, 2001). Сукупно з діастазою, амінокислота відповідає за ферментативну активність меду і використовується як критерій його зрілості.

Встановлена варіабельність вмісту проліну в меді з пасік Чернівецької області в широких межах від 82,3 до 1201,2 мг/кг (табл. 6.2), що пов'язано з різними ботанічним походженням, діастазною активністю та вологістю. Вміст проліну в зразках меду з передгірської модельної території статистично достовірно відрізняється від значень, отриманих для гірської й рівнинної. Найвище середнє значення (725 мг/кг) вмісту проліну спостерігається в зразках із пасік гірської модельної території з найменшим рівнем антропогенного впливу. Найнижче середнє значення (300 мг/кг) встановлене для зразку з передгірської модельної території.

Отже, за комплексом досліджених фізико-хімічних показників робимо висновки про високу якість поліфлорних медів Чернівецької області. Частка редукуючих цукрів становить $\sim 80\%$, що свідчить про його харчову цінність. Аналізовані зразки мають низький рівень рН ($\sim 3,7$) та високий вміст проліну (~ 513 мг/кг). Окремі зразки меду, крім фруктози та глюкози, мають у складі олігосахариди: мальтозу, трегалозу та меліцитозу. Мед із пасік на гірській та рівнинній модельних територіях відповідають міжнародним і національним стандартам якості (Zhuk et al., 2022). Для 8–10 % проб передгірської модельної території виявлено відхилення від норм стандартів. Тому актуальним є заохочення сталого моніторингу меду місцевих виробників.

Розглянуті нами індикатори дозволили охопити окремі ресурсні, регулювальні та підтримуючі ЕП регіону і виявити відмінності залежно від соціоекологічних умов. Обмірковано чинники, які можуть позитивно впливати на успішність їхньої реалізації. У наступному підрозділі аналізуємо детальніше фактори, які їй перешкоджають.

Висновки до розділу 6

Уперше отримано дані щодо зимових втрат бджолиних колоній в Україні, репрезентативність яких забезпечується через кілька ключових аспектів: 1) стандартизацію методології; 2) охоплення великої респондентської бази; 3) регулярність збору даних; 4) тренування та детальне інструктування організаторів і учасників; 5) валідація даних із застосуванням сучасних статистичних методів; 6) прозорість та можливість незалежної перевірки опублікованих в цитованих періодичних виданнях даних іншими дослідниками. Дані з анкет можна інтегрувати з іншими типами даних (наприклад, результатами лабораторних, польових, геоінформаційних, соціологічних досліджень), що дозволяє отримати комплексне уявлення про фактори, котрі впливають на стан бджолиних колоній.

Загальні втрати колоній *A. mellifera*, за восьмирічний термін в Україні варіювали у межах від 9,3 % після зимівлі 2019–2020 рр. до 18 % після зимівлі

2016–2017 р. Середнє значення показника з 2014 по 2021 рр. – 13,3 %. Усереднений міжнародний показник за багаторічний період спостережень складає близько 16 %.

Як індикатори реалізації ЕП, опосередкованих *A. mellifera*, використано кількість бджолиних колоній та окремі характеристики бджільницьких практик, а також якість поліфлорного меду.

Для ландшафтів гір притаманне переважання малих пасік (85 %) з кількістю вуликів від 1 до 50. У ландшафтах передгір'я частка власників малих пасік складає 62 %, середніх – 32 % (51–150 вуликів), великих (понад 150 вуликів) – близько 6 %. Найбільшою часткою (11 %) представлені великі пасіки рівнинних ландшафтів. Від 10 до 45 % респондентів практикують кочове бджільництво. Виявлено відмінності у використанні кормових угідь агроландшафтів у гірській, передгірській і рівнинній частинах області. Найбільша кількість бджолярів у ландшафтах гір вказала на медозбір у садах і на пізніх медодаях. Для ландшафтів передгір'я характерний рівномірніший розподіл респондентів за вказаними джерелами корму. Близькі діапазони значень отримані для соняшнику, кукурудзи, ріпаку. Рівнинні ландшафти характеризуються відносно рівномірним відвідуванням культурних рослин як за роками, так і за видами.

Доведено, що фізико-хімічні показники поліфлорного меду відображають ландшафтну специфіку і геоботанічні умови медозбору. Встановлено достовірну відмінність між зразками із різних модельних територій за цукровим профілем, вмістом редукуючих цукрів, проліну, а також за електропровідністю і водневим показником. Цукровий профіль зразків з пасік рівнинної модельної території, містить лише фруктозу, глюкозу та в окремих випадках мальтозу в кількості 0,6–34,7 мг/г. Окрім названих, у зразках із передгірської модельної території представлені трегалоза (3,8–16,5 мг/г) і меліцитоза (9,1–127,3 мг/г). Мед із пасік гірської модельної території здебільшого характеризується наявністю меліцитози в широкому діапазоні від 0,9 до 121,5 мг/г. В окремих зразках наявна мальтоза (0,6–34,7 мг/г).

РОЗДІЛ 7.

ВПЛИВ СТЕЙКХОЛДЕРІВ НА ЕКОСИСТЕМНІ ПОСЛУГИ АГРОЛАНДШАФТІВ ТА ЇХ ЗАЛУЧЕННЯ ДО УПРАВЛІННЯ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯМ

Кінцева мета адаптивного спільного управління – підвищення пластичності, стійкості до зовнішніх впливів та адаптаційних можливостей керованої екосистеми або ресурсу. Застосовуючи комплексний підхід і враховуючи різні точки зору, така співпраця переслідує досягнення довгострокового екологічного, соціального та економічного добробуту населення. Головна ідея колективного управління полягає в тому, що люди, на чий засоби існування впливають управлінські рішення, мають впливати на процес прийняття цих рішень. Отже, адаптивне спільне управління стосується не лише ресурсів, йдеться також про керування стосунками (Natcher et al., 2005). Перехід від класичних моделей природокористування до колективного менеджменту передбачає інституційну розбудову, розвиток довіри та соціального капіталу. А самий процес спільного прийняття рішень являє собою серію тривалих переговорів і дискусій (Berkes, 2009).

Водночас управління агроландшафтами, як і екосистемними послугами, – завдання надзвичайно складне, яке не може вирішуватися простим дотриманням заздалегідь визначеної послідовності кроків. Швидше, мова йде про обернену задачу, коли за наявними результатами спостережень знаходяться значення параметрів, які характеризують досліджувану систему. Тому академічній спільноті в цьому процесі належить у край важлива роль не лише як постачальника наукової інформації, але й, нерідко, як сполучної ланки між різними зацікавленими сторонами.

Нижче наводимо в загальних рисах результати апробації авторського алгоритму взаємодії зі стейкхолдерами ЕП агроландшафтів, що ґрунтуються на власному досвіді співпраці з окремими функціональними кластерами зацікавлених сторін на різних етапах формування соціального капіталу.

7.1. Аналіз основних груп стейкхолдерів екосистемних послуг

Дослідження ЕП у концептуальних рамках СЕС вимагає не лише оцінки ресурсних систем і окремих ресурсних одиниць, але й ідентифікації мережі акторів, зацікавлених у цих послугах (McGinnis & Ostrom, 2014). Екосистемні послуги надаються та споживаються в різних просторових і часових масштабах, що істотно впливає на сприйняття їхньої цінності стейкхолдерами (Hein et al., 2006). Водночас інтереси бенефіціарів ЕП мають тенденцію до перетину на місцевому, національному та міжнародному рівнях, що нерідко породжує конфліктні ситуації (Raum, 2018). Усвідомлення суперечливих інтересів різних зацікавлених сторін, а також розуміння їхньої ролі та повноважень мають визначальне значення для трансформації наявних моделей управління ландшафтами. В основі цього перетворення стоїть очевидний перехід від традиційного для пострадянського простору державного управління до врядування за участю багатьох акторів із наголосом на важливій ролі природних і антропогенно трансформованих екосистем в економіці та забезпеченні добробуту людей.

Структурно користувачі та постачальники ЕП розосереджені горизонтально між секторами та вертикально на кількох рівнях управління (Loft et al., 2015). Ситуативна кооперація для розробки та реалізації колективних планів адаптивного управління ландшафтами може бути описана категоріями концепції соціального капіталу. Горизонтальна співпраця на рівні місцевих громад передбачає дві форми взаємодії: згуртування (англ. *bonding*) і об'єднання (англ. *bridging*), вертикальна – зв'язування (англ. *linking*).

Згуртування відображає характер соціальних зв'язків між особами, які мають спільні риси, такі як цінності, етнічна належність, релігія чи соціально-економічний статус. Така форма внутрішньої взаємодії часто спостерігається в тісно згуртованих спільнотах або групах, де довіра та взаємність є високими. Ці міцні зв'язки створюють відчуття ідентичності, підтримки та солідарності між членами спільноти, засновуючи фундамент для колективних дій і взаємодопомоги. На рисунку 7.1 групи акторів, утворені шляхом згуртування

представлені колами різного забарвлення на нижчому ієрархічному рівні.

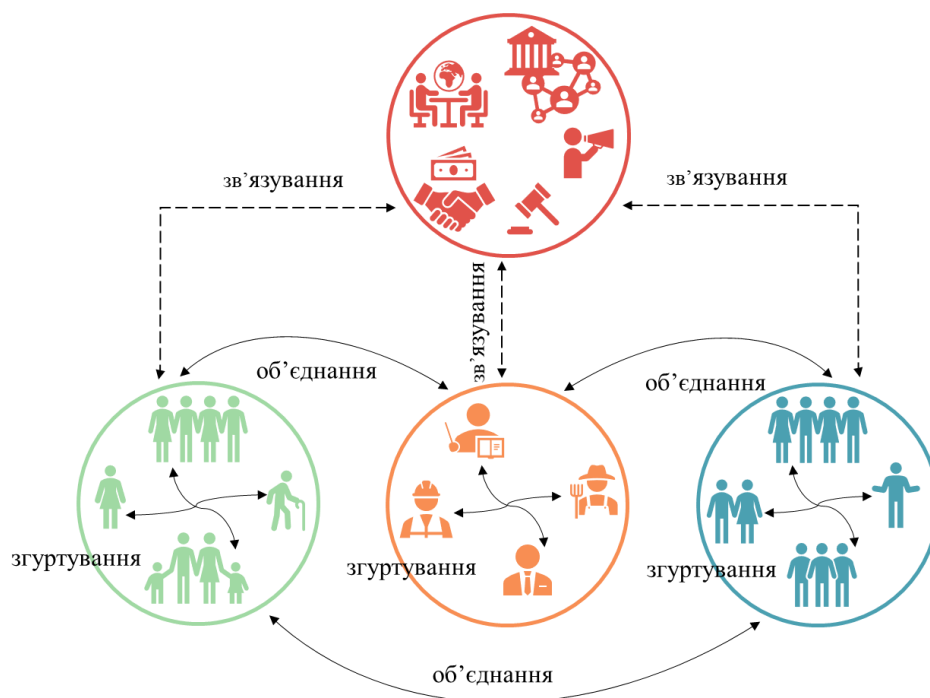


Рис. 7.1. Соціальний капітал як мережа структурно оформлених взаємин
(розроблено авторкою на основі Agger & Jensen, 2015)

Об'єднання – форма зовнішнього соціального зв'язку, який зосереджується на побудові так званих мостів між різними спільнотами, сприяючи порозумінню, кооперації та колаборації між акторами з різними поглядами та ресурсами. Це слабший різновид соціальної взаємодії, як порівняти зі згуртуванням, проте він відіграє вирішальну роль як канал обміну інформацією, досвідом та ресурсами. Об'єднання сприяє подоланню соціальних бар'єрів, ґрунтується на засадах толерантності, зменшує соціальну ізоляцію, розширює доступний інструментарій, полегшує інтеграцію зацікавлених сторін і систем знань. На рисунку 7.1 соціальні зв'язки типу «об'єднання» відображені суцільними стрілками за межами кіл.

Ланки горизонтальної мережі соціального капіталу вертикально взаємодіють із зовнішніми формами влади на різних рівнях, відображених схематично у вигляді червоного кола на вищому ієрархічному рівні (рис. 7.1). Такий різновид соціальної взаємодії відомий як зв'язування і показаний у вигляді пунктирних стрілок. Зв'язування соціального капіталу полягає в співпраці територіальних суб'єктів

із формальними інститутами та іншими потужними акторами: державними установами, підприємствами, неурядовими організаціями, громадськими лідерами тощо. Вертикальні альянси надають особам чи спільнотам доступ до ресурсів, ідей, інформації та можливостей через зв'язки зі впливовими чи авторитетними суб'єктами.

Підтримка трьох розглянутих компонентів структури соціального капіталу створює конструктивну атмосферу для ухвалення колективних рішень щодо сталого використання та збереження ЕП. У такий спосіб зацікавлені сторони мають змогу координувати зусилля, об'єднувати ресурси, обмінюватися інформацією про дієві способи підтримання функціональної зеленої інфраструктури. Спільне навчання через вирішення ситуативних проблем допомагає визначити найкращі практики й підтримує адаптивні підходи до компромісного екосистемного менеджменту, які відображають потреби та прагнення зацікавлених сторін (Angelstam et al., 2021). Розвинений соціальний капітал – ознака зрілості та ефективності громадянського суспільства, адже дає змогу місцевим громадам реагувати на зміни екосистем, подужувати порушення, адаптувати наявні практики управління шляхом мобілізації ресурсів і розробляти інноваційні стратегії для вирішення нових проблем, таких як зміна клімату або деградація оселищ.

Аналіз економічної природи та форм соціального капіталу в Україні (Єлісєєва, 2017; Ковязіна, 2012) показав, що місцеві спільноти характеризуються потужними зв'язками типу «згуртування», поступовим розвитком взаємин типу «об'єднання» і низьким рівнем розвитку взаємодій типу «зв'язування» через високу недовіру українців до державних інституцій.

Зацікавлені сторони в різних просторових масштабах можуть мати різноспрямовані інтереси в ЕП, що обумовлює важливість урахування ієрархічної структури мережі стейкхолдерів для розробки та реалізації планів управління екосистемами й ландшафтами (Hein et al., 2006).

Мережа стейкхолдерів ЕП лісових екосистем

Лісові екосистеми надто складні, щоби ними ефективно керував один уповноважений орган. Сучасний підхід до управління лісами передбачає спільні

дії низки зацікавлених сторін, які часто послуговуються конкуруючими інтересами в різних послугах лісових екосистем (Raum & Potter, 2015). Мережа стейкхолдерів лісових ЕП не лише складна, але й динамічна, враховує як поточні так і можливі майбутні інтереси, які охоплюють державні та приватні сфери від місцевого до міжнародного рівня. Огляд широкого кола сторін, зацікавлених у різноманітних послугах лісових екосистем, дозволив виділити дев'ять функціональних кластерів стейкхолдерів ЕП лісів у Чернівецькій області та окреслити коло їхніх інтересів на різних ієрархічних рівнях (додаток Е, табл. Е.1).

У мережі стейкхолдерів авансцена належить місцевому населенню. З одного боку, воно має довготривалий досвід взаємодії з оточуючим ландшафтом, накопичило багату базу місцевих екологічних знань щодо способів і засобів самозабезпечення в локальних умовах та розв'язання конфліктів у галузі природокористування. З іншого боку, це основний бенефіціар ЕП, найбільш зацікавлений у належному екологічному менеджменті й найбільш вразливий у випадку неефективного управління. Згідно з наведеною класифікацією, місцеве населення представлене одразу в трьох функціональних кластерах як: 1) окремі особи та сім'ї; 2) місцеві громади; 3) етнічні та етнографічні групи. Сфера інтересів усіх трьох кластерів на місцевому рівні, перш за все, охоплює засоби для існування: деревину для будівництва осель, опалення і приготування їжі, деревину як сировину для виробів побутового користування і декоративно-ужиткового мистецтва, недеревні ресурси лісу: гриби, ягоди, лікарські рослини тощо.

Додаткові вигоди від проживання окремих осіб та сімей поблизу лісу характеризуються високою варіабельністю всередині функціонального кластеру і визначаються віком, статтю, сімейним і соціальним статусом, освітою, сферою зайнятості, рівнем доходів, належністю до певних етнічних, етнографічних, релігійних спільнот (Бас & Загвойська, 2009; Загвойська та ін., 2015; Соловій, 2016). Умовно їх можна звести до таких категорій вигод: матеріальні, екологічні, соціальні, трудові, оздоровчі, естетичні, духовні, культурні, освітньо-наукові,

натхнення, відчуття місця та самоідентифікація (табл. 7.1).

Таблиця 7.1

Функціональний профіль кластерів стейкхолдерів екосистемних послуг лісових екосистем (розроблено авторкою)

Кластер стейкхолдерів	Категорії вигод	Система екологічних знань	Форми участі в менеджменті ЕП
Окремі особи та сім'ї	забезпечення життєвих потреб, матеріальні, екологічні, соціальні, трудові, оздоровчі, естетичні, духовні, культурні, знання, натхнення, відчуття місця та самоідентифікація	місцева	пасивна, консультативна, за винагороду, функціональна, самоорганізація
Місцеві громади	забезпечення життєвих потреб, матеріальні, економічні, екологічні, соціальні, трудові, оздоровчі, естетичні, духовні, культурні, знання, відчуття місця та самоідентифікація	місцева, нормативно-правова	маніпулятивна, пасивна, консультативна, функціональна, інтерактивна, самоорганізація
Етнічні й етнографічні групи	соціальні, духовні, культурні, знання, натхнення, відчуття місця та самоідентифікація	місцева	пасивна, консультативна, функціональна, самоорганізація
Промислові та комерційні підприємства	матеріальні, економічні, оздоровчі, натхнення	нормативно-правова	маніпулятивна, консультативна, інтерактивна
Державні установи	економічні, трудові, екологічні, соціальні, оздоровчі, глобалізація	наукова, нормативно-правова	маніпулятивна, консультативна, інтерактивна
Наукові й освітні установи	матеріальні, екологічні, соціальні, оздоровчі, естетичні, культурні, знання, натхнення, глобалізація	наукова, нормативно-правова	маніпулятивна, за винагороду, функціональна, інтерактивна, самоорганізація
Природоохоронні заклади й організації	економічні, екологічні, соціальні, знання, глобалізація	наукова, нормативно-правова	консультативна, інтерактивна, самоорганізація
Неурядові та громадські організації	трудова, екологічна, соціальна, економічна, знання, глобалізація	нормативно-правова	функціональна, інтерактивна, самоорганізація
Інвестори	економічні, екологічні, соціальні, глобалізація	нормативно-правова	консультативна, інтерактивна

Зауважимо, що коло зацікавлених осіб і сімей не обмежується місцевою спільнотою. На регіональному рівні окремі індивідууми можуть споживати низку ресурсних ЕП віддаленого від них лісу, наприклад, сировину для народних

промислів, новорічні ялинки, недеревні ресурси, дичину. На регіональному, національному та міжнародному рівнях особливу цінність для окремих осіб і сімей мають культурні ЕП віддалених лісових екосистем: туризм, рекреація, естетичний досвід, джерело натхнення тощо (додаток Е, табл. Е.1).

Водночас окремих особистостей можна розглядати як елементарних носіїв місцевої системи екологічних знань. Каналами їх інтеграції та систематизації слугують зв'язки типів «згуртування» й «об'єднання». Незважаючи на те що розглянутий кластер стейкхолдерів численний, йому здебільшого притаманна пасивна участь як спостерігачів у прийнятті колективних управлінських рішень (табл. 7.1). Лише окремі його представники вибірково залучаються до консультативної або функціональної участі в процесах розроблення та реалізації проєктних рішень чи до виконання певних видів робіт за винагороду. Для просування місцевих ініціатив і співучасті в місцевому самоврядуванні активні громадяни вдаються до самоорганізації. У такому випадку вже йдеться про окремий кластер стейкхолдерів ЕП.

Сфера інтересів місцевих громад, окрім засобів до існування, охоплює ресурси для економічної діяльності, культурні цінності, а також численні регульовальні ЕП, спрямовані на поліпшення якості довкілля і добробуту населення загалом (додаток Е, табл. Е.1). Хоча категорії вигод для окремих осіб і громад збігаються (табл. 7.1), спектр ЕП лісу, в яких зацікавлена територіальна громада, значно ширший. Серед них важливе місце посідають регульовальні ЕП: поліпшення якості вод, ґрунтів та повітря, регулювання водного потоку, забезпечення оселищ для цінних тварин. Якнайширше представництво мешканців у здійсненні місцевого самоврядування підвищує впливовість цього кластера стейкхолдерів, надаючи можливість інтерактивної форми участі в прийнятті колективних рішень щодо природокористування. Водночас низька активність громадян може призвести до маніпулятивної участі, коли інтереси громади представляють самовідібрані та незацікавлені діячі.

Децентралізація та реформування самоврядування створили сприятливі умови для участі громадськості в плануванні та здійсненні екологічної політики

(Бек & Гатала, 2023). Однак ініціативність усе ще стимулюється ззовні, нерідко з боку державних структур і політичних діячів. Така ситуація відповідає ознакам функціональної форми участі громад у проєктах із природокористування, коли недостатня досвідченість населення компенсується спільною відповідальністю влади та громади. Подібна співпраця передбачає розвинені соціальні сполучення типу «зв'язування» і, окрім місцевих екологічних знань, потребує від громади розвиненої нормативно-правової системи екологічних знань.

З іншого боку, новий адміністративний поділ породив чимало конфліктних ситуацій, пов'язаних з інфраструктурно-логістичними, соціально-економічними та культурно-освітніми проблемами (Гакман та ін., 2021). Соціальна напруженість відмічена не лише в питаннях переформатування районування області, але й на рівні територіальних громад. Зокрема, новий адміністративний поділ ігнорує етнокультурні й етнолінгвістичні особливості мультинаціонального краю. За оцінкою експертів, незлагоджена комунікація між органами державної влади та місцевого самоврядування, а також неврахування інтересів громадян лише загострюють соціальне невдоволення. За результатами SWOT-аналізу розвитку Чернівецької області (Стратегія розвитку..., 2020) дотаційність місцевих бюджетів та обмежене застосування підходу прийняття рішень на основі даних стоять на заваді вирішення низки актуальних проблемних питань, у тому числі й у галузі природокористування.

Водночас мешканці Чернівецької області демонструють високі показники соціальної згуртованості на рівні місцевих громад та відчуття належності до цих громад. За результатами соціологічних досліджень експерти зауважують: *«різних соціальних суб'єктів в ОТГ об'єднує мета отримання фінансування від центру та сприяння економічному розвитку своєї громади; локальний громадський активізм набув нових форм та масштабів; наявною є і підтримка місцевої влади у спробах покращити добробут ОТГ»* (Осланд, Дейнеко та ін., 2022, с. 215).

Окрім місцевих громад, які проживають поблизу лісу, варті уваги і громади на інших ієрархічних рівнях. Наприклад, у регіональному вимірі вони можуть проявлятися як стейкхолдери потоків регулювальних ЕП: регулювання клімату,

захисту від паводків, формування мікроклімату тощо (додаток Е, табл. Е.1). На національному та міжнародному рівнях особливу цінність має регулювання клімату та обмін досвідом із менеджменту ЕП, у тому числі й обмін надбаннями місцевих екологічних знань.

Останні дослідження (Осланд, Дейнеко та ін., 2022; Осланд, Філіппова та ін., 2022) констатують відмінності сприйняття згуртованості представниками різних етнічних груп, які компактно співіснують на території Чернівецької області. Нараз етнокультурна ідентичність розглядається як головний вимір соціальної згуртованості поряд зі спільними цінностями, соціальною солідарністю і соціальним порядком (Філіппова & Дейнеко, 2022). Отже, ми розглядаємо етнічні та етнокультурні групи як окремий функціональний кластер стейкхолдерів, здебільшого акцентуючи увагу на таких категоріях вигод від проживання поблизу лісу: соціальні, духовні, культурні, знання, натхнення, відчуття місця та самоідентифікація (табл. 7.1).

Гірська модельна територія являє собою унікальний для Чернівецької області осередок гуцулів – етнографічної групи українців, які освоїли й активно трансформували ландшафти Карпатських гір. Довготривале проживання у відносній географічній ізоляції, у суворих природно-кліматичних умовах сформувало особливий світогляд співіснування з гірськими ландшафтами, лісовими екосистемами та їх компонентами. Етнографи відзначають ендемічний характер гуцульських традицій, акцентуючи увагу на ролі багатоцільової експлуатації лісу (Крук & Стойко, 2004). Залежність корінної гуцульської спільноти від ЕП лісових екосистем детальніше розглядаємо в наступному підрозділі. Лісівничо-скотарський спосіб господарювання наклав відбиток не лише на систему місцевих екологічних знань, але й на вірування, духовні та моральні цінності. Незважаючи на тенденції до культурної асиміляції гуцулів, використання досягнень технічного прогресу, кризи вівчарства, активне перепрофілювання Карпатських етноландшафтів на туристично-розважальний кластер, етнічна самобутність корінних спільнот не втрачена (Кібич & Кібич, 2010).

Культурна спадщина гуцулів має не лише важливе локальне значення, але й міжнародне. Як окремий етнос гуцули формують згуртовану компактную громаду в Марамороських Карпатах на території сучасної Румунії (Рендюк, 2019). Вони зберегли автентичну мову, численні традиції та культурні цінності. Етноекотологічні взаємини гуцулів України та Румунії з довкіллям активно досліджують закордонні науковці (Mattalia et al., 2022; Mattalia et al., 2020; Stryamets et al., 2022). Отже, доцільно розглядати такі лісові ЕП як відчуття належності, культурна спадщина, обмін досвідом для етнічних та етнографічних груп стейкхолдерів не лише на місцевому та регіональному, але й на національному та міжнародному рівнях (додаток Е, табл. Е.1).

Передгірська модельна територія являє собою типову етноконтактну зону. У його складі 7 населених пунктів мають поліетнічну структуру, 19 – моноетнічну, 13 – перехідну. Компактне проживання етнічних спільнот у селах Сторожинеччини характеризується їхнім розселенням по «кутах» (Джаман та ін., 2020). За національною належністю тут переважають українці (59,6 %) і румуни (36,8 %). Частка поляків і росіян приблизно однакова (1,5 %). Решта національностей представлені окремими сім'ями. За часів Другої світової війни було втрачено єврейську спільноту. Як і по області загалом, у межах передгірської модельної території активно зростає етнічна однорідність унаслідок природної асиміляції. Водночас у мононаціональних селах із переважанням різних етносів показано відчутну відмінність у сприйнятті ними окремих територіальних проблем (Гакман та ін., 2021; Осланд, Дейнеко та ін., 2022; Осланд, Філіппова та ін., 2022).

На території рівнинної модельної території асиміляційні процеси відбувалися інтенсивніше, унаслідок чого етнічні межі між слов'янськими й молдавськими народами майже стерлася (Балабушевич, 2004). Наразі українці складають 88 % населення Хотинщини, молдовани – 8 %, росіяни – 2 %. Системи господарювання модельної території нині залежать більше від глобалізаційних тенденцій, аніж від культурної спадщини місцевого населення.

До спільного кластеру промислових і комерційних підприємств, які зацікавлені в сировині для виробництва і створенні умов для збуту товару та надання послуг, належить широке коло стейкхолдерів на всіх ієрархічних рівнях (додаток Е, табл. Е.1). Зокрема, це численні підприємства лісопромислового комплексу різної форми власності: деревообробні, целюлозо-паперові, лісохімічні.

Лісозаготівля в Чернівецькій області здійснюється переважно державними установами, які виділені в окремий функціональний кластер стейкхолдерів. Лісопильні та стругальні підприємства дислоковані здебільшого безпосередньо в районах заготівлі (Бойда, 2013). Наприклад, на гірській модельній території це Філія «Путильське лісове господарство» ДП «Ліси України», ПП «Водограй», на передгірській модельній території – ДСЛП «Сторожинецький лісгосп», ВАТ «Красноільський ДОК», ТОВ «Бартош і Ко», ПП «Укрбел», МПП «Буковина-2003», ПП «Форекс-7», в Інтенсивному – ТОВ «НВП «Хотин». У регіональних масштабах вагомий внесок мають виробничо-комерційна фірма «Чернівецький ДОК ЛТД», Філія «Берегометське лісове господарство» ДП «Ліси України», ВАТ «Вижицький ДОК». Загальна кількість лісопильних рам на території Чернівецької області налічує 187 штук (Химинець, 2013). На виробництві фанери, дерево-стружкових і дерево-волокнистих плит спеціалізуються ВАТ «Вижицький ДОК», ТОВ «Авіді», ПП «Ангел-Джес», ТОВ «Мет Вуд», ТОВ ЛТМ тощо.

Широко представлені в складі деревообробного комплексу області меблеві фабрики: ТДВ «Сторожинецький меблевий комбінат», ТДВ «Чернівецька меблева фабрика», ТОВ «Тріангль», МП «Скіф», ПРАТ «Імпульс», фірма «Прогрес», МПП ВКФ «Марина», спільне українсько-американське підприємство «Леон-ДОК» тощо. Близько половини зайнятих у лісопромисловому комплексі працівників задіяно у виробництві меблів. На гірській та передгірській модельних територіях встановлена найбільша частка інноваційно активних підприємств із виготовлення меблів: 33,3 % і 45,5 % відповідно (Водянка, 2016). Здебільшого малі та середні підприємства області

спеціалізуються на виготовленні столярних і теслярських виробів: ВАТ «Вашківецька художньо-сувенірна фабрика», ТЗОВ ВКФ «Гарант ЛТД», ПП «Струмок», МПП «Явір», КП «Сосна», ТОВ «Буковинка-2» тощо.

Окрім проаналізованих напрямів, лісовиробничий комплекс Чернівецької області містить підприємства, які спеціалізуються на виробництві деревних будівельних матеріалів, целюлозно-паперової маси, пелет і гранул для опалення. Усі названі стейкхолдери зацікавлені у високоякісній деревині та/або відходах деревообробки. Чимало виробників і комерційних підприємств здійснюють діяльність із використанням недеревних ресурсів лісу та мисливських тварин. Дедалі більшої цінності набувають мальовничі краєвиди та рекреаційні ресурси лісу – як основа для ведення рекреаційно-туристичного бізнесу. Інтереси цієї групи бенефіціарів конфліктують із потребами всіх представників лісовиробничої галузі.

Наразі в Україні функціональний кластер промислових і комерційних підприємств не має значного впливу на управління лісовими екосистемами. Формуючи ринок збуту, вони не розцінюються як прямі лісокористувачі, а отже, не розглядаються в управлінських лісогосподарських моделях (Мельниченко, 2015; Яремко, 2021). Водночас оцінюються перспективи реформування системи управління лісами та лісовим господарством України з метою розроблення механізмів реалізації ефективних форм державно-приватного партнерства в галузі із залученням широкого кола зацікавлених сторін (Порохно, 2016; Соловій & Лесюк, 2016).

Як постсоціалістична країна незалежна Україна перейняла лісогосподарську систему з домінуванням державних лісів у віданні державних підприємств. Заразом склалася багатовідомча система управління лісами. Державний апарат регулювання та управління у сфері лісових відносин охоплює такі групи установ: органи державної влади загальної компетенції, державні структури з фіскальними функціями, міністерства, які уособлюють промислові інтереси, та органи з питань охорони довкілля (Гулак, 2015). Державну політику в галузі здійснює Державне агентство лісових ресурсів України через

підпорядковані територіальні органи.

Господарську діяльність у лісах України донедавна здійснювали державні підприємства лісового господарства. Унаслідок реформування 2022 року ці інституції були ліквідовані та увійшли як структурні підрозділи до складу єдиного державного спеціалізованого господарського підприємства «Ліси України». На додаток, для контролю та координації діяльності створених філій сформовано дев'ять регіональних офісів лісового та мисливського господарства (Ковалишин, 2023). Саме ця новоутворена трирівнева система із центральним офісом, регіональними офісами та місцевими філіями покликана, окрім інших повноважень, здійснювати менеджмент ЕП та ініціювати співпрацю зі стейкхолдерами. Зокрема, у складі ДП «Ліси України» сформовано відділ ЕП та побічного користування лісами.

Для функціонального кластера державних установ ліс є об'єктом управління та регулювання, реформування, підтримки ініціатив і міжнародної співпраці (додаток Е, табл. Е.1). На різних ієрархічних рівнях вони переслідують економічні, трудові, екологічні, соціальні, оздоровчі вигоди та засоби участі в процесі глобалізації (табл. 7.1). Одержанню наведених категорій вигод сприяють численні послуги лісових екосистем: сировина, рекреаційні ресурси, робочі місця, поліпшення якості вод, ґрунтів і повітря, регулювання природних катаклізмів, поглинання відходів, біологічний контроль тощо. У процесі лісокористування державні установи послуговуються, залежно від сфери компетентності, нормативно-правовою і науковою системами екологічних знань.

Необхідність координації діяльності різних учасників колективного прийняття управлінських рішень вимагає узгодження широких цілей зацікавлених сторін із конкретними та кількісно вимірюваними показниками, прогностичними моделями. Застосування наукового підходу – ключовий імператив комплексної стратегії сталого, екологічно обґрунтованого та ефективного адаптивного управління лісами. Науковий підхід передбачає проведення польових досліджень і моніторингу лісових екосистем. Це дозволяє збирати об'єктивні дані про актуальний стан лісів, їхню

структуру, біологічне різноманіття, динаміку змін та інші параметри, котрі допомагають зрозуміти особливості функціонування лісових екосистем і здатність надавати ЕП. Збір та інтерпретацію даних забезпечують геоінформаційні технології, моделювання лісових процесів, статистичний аналіз тощо. Найновіші досягнення в галузі слугують надійним орієнтиром під час систематичного планування лісогосподарських заходів, яке передбачає встановлення чітких цілей, визначення стратегій та обґрунтування рішень на основі результатів наукових досліджень.

Разом з тим науковці та освітні заклади формують окремий кластер бенефіціарів ЕП із широкою сферою інтересів. Ліс слугує освітнім простором, джерелом об'єктів і матеріалів для дослідження, платформою для генерування знань у взаємодії з іншим зацікавленими сторонами та застосування напрацювань у галузях лісництва, охорони природи, екології тощо (додаток Е, табл. Е.1). Характер очікуваних вигод залежить від наукової спеціалізації, освітніх потреб, передбачуваного кінцевого результату. Умовно їх можна віднести до таких категорій: матеріальні, екологічні, соціальні, оздоровчі, естетичні, культурні, знання, натхнення, залучення до глобалізації в науково-технічній сфері (табл. 7.1). Науковий інтерес у широкому розумінні викликають усі можливі ЕП, які потенційно може надавати конкретна екосистема; чинники, які сприяють або перешкоджають реалізації ЕП; конфлікти, що виникають між окремими послугами; глобальні фактори впливу тощо.

Взаємодія кластеру з екосистемою відбувається на основі сучасних напрацювань наукової системи екологічних знань. Для успішної взаємодії з іншими стейкхолдерами може застосовуватися нормативно-правова система екологічних знань (табл. 7.1). Водночас науковці виконують функцію постачальників фактів, гіпотез, теорій, термінології для названих систем знань, якими послуговуються решта стейкхолдерів.

У Чернівецькій області кластер представлений переважно закладами вищої, професійно-технічної, загальної середньої та позашкільної освіти. Головними науковими установами, зацікавленими в ЕП лісу на локальному та регіональному рівнях, є Чернівецький національний університет імені Юрія

Федьковича та Буковинський державний медичний університет, на національному – Український науково-дослідний інститут лісового господарства та агролісомеліорації імені Г. М. Висоцького (УкрНДІЛГА) та Український науково-дослідний інститут гірського лісівництва імені П. С. Пастернака (УкрНДІГірліс). Із широкого кола стейкхолдерів, об'єднаних у функціональний кластер наукових та освітніх установ, саме академічна спільнота бере найактивнішу участь у процесах формування мереж і коаліцій серед зацікавлених сторін, обговоренні, плануванні, оцінці наслідків впровадження тих чи інших управлінських стратегій. Це обумовлює різні можливі форми участі в прийнятті колективних рішень та втіленні інноваційних ідей: за винагороду, функціональну, інтерактивну, самоорганізацію (табл. 7.1). На жаль, не можна цілковито виключати варіант маніпулятивної участі запрошеного науковця-консультанта, який лобіюватиме конкретні інтереси більш впливових стейкхолдерів.

Перспективи сталого управління лісами та багатоцільового лісокористування у різних ландшафтах Чернівецької області цікавлять не лише українських дослідників, але й привертають увагу європейської наукової спільноти (Angelstam et al., 2022; Angelstam, Albuлесcu et al., 2021; Angelstam et al., 2020), яку можна розглядати як стейкхолдера на міжнародному ієрархічному рівні.

Освітній сектор кластеру представлений передусім Сторожинецьким лісовим фаховим коледжем, Вижницьким фаховим коледжем мистецтв та дизайну імені Василя Шкрібляка, Комунальним закладом «Чернівецький обласний центр еколого-натуралістичної творчості учнівської молоді», Чернівецьким міським центром еколого-натуралістичної творчості учнівської молоді, шкільними учнівськими лісництвами тощо. Для освітніх закладів важливе місце посідають культурні послуги лісових екосистем: джерело знань і натхнення, естетичний досвід, відчуття належності, культурна спадщина.

Немає сумнівів щодо важливого наукового внеску національних природних парків «Черемоський», «Вижницький» і «Хотинський» у

дослідження лісових екосистем краю, однак ми віднесли їх до окремого функціонального кластеру, який об'єднує природоохоронні заклади й організації. Їхню сферу інтересів складає насамперед підтримка та відновлення екосистемного потенціалу, збереження рідкісних видів і природних оселищ. У фокус уваги цієї групи стейкхолдерів потрапляють здебільшого підтримуючі та регульовальні ЕП лісу: підтримання біологічного різноманіття, генетичні ресурси, колообіг поживних речовин, ґрунтогенез, водоутримання і водорегулювання, поліпшення якості вод, ґрунтів і повітря (додаток Е, табл. Е.1). У межах власної компетенції НПП виявляють себе як суб'єкти екосистемного менеджменту, що передбачає їхню консультативну, інтерактивну або самоорганізовану участь у колективному прийнятті управлінських рішень у сфері ЕП (табл. 7.1).

Реалізація державної політики в галузі охорони навколишнього природного середовища покладена на Управління екології та природних ресурсів Чернівецької обласної військової адміністрації. Інституцію можна одночасно розглядати в кластері державних установ і кластері природоохоронних закладів та організацій. На локальному рівні це впливовий стейкхолдер, який володіє цілим арсеналом управлінських інструментів та керується в прийнятті рішень переважно нормативно-правовою системою екологічних знань (табл. 7.1).

Неурядові організації по всьому світу являють собою потужний кластер стейкхолдерів, які поряд із науковими та природоохоронними установами слугують сполучною ланкою між акторами екологічного управління через спільне виробництво знань, вертикальну та горизонтальну співпрацю (Berkes, 2009; White et al., 2022). Станом на 2015 рік нараховувалося понад 37 тис. міжнародних неурядових екологічних організацій, в Україні – понад 500 (Обиход, 2015). Кожна з них тим чи іншим чином дотична до проблем збереження лісів, проте конкретний інтерес до послуг лісових екосистем у багатьох менш очевидний, про що свідчать результати аналізу інформації, представленої на офіційних веб-сайтах. Наприклад, хрестоматійна

Всеукраїнська громадська екологічна організація «Мама-86» станом на 2023 рік перебуває в стані припинення діяльності. Деякі регіональні та місцеві осередки продовжують існування, проте суттєво відрізняються за своїм значенням і цілями, які не завжди чітко викладені на веб-сайтах. Українське товариство охорони природи має окрему секцію екології лісу, однак з 2021 року інформація на сайті не оновлювалася. Українська екологічна асоціація «Зелений світ» містить структурну комісію з питань збереження лісів, діяльність якої на веб-сайті не висвітлено, хоча інформація на сайті регулярно оновлюється. Отже, насправді коло стейкхолдерів послуг лісових екосистем, яких можна було б віднести до функціонального кластеру неурядових і громадських організацій значно вужче, ніж може здаватися на перший погляд.

При Державному агентстві лісових ресурсів України утворений консультативно-дорадчий орган Громадська рада, до складу якої входить 35 неурядових та громадських організацій. Зокрема, Товариство лісівників України, Громадська спілка «Всеукраїнська асоціація мисливців та користувачів мисливських угідь», асоціація «Національна система лісової добровільної сертифікації», «Українська асоціація деревообробного обладнання», ГО «Екоальянс» та інші. Головними функціями Громадської ради при Держлісагентстві є сприяння участі громадськості в реалізації державної політики в галузі та здійснення громадського контролю за діяльністю Держлісагентства.

У національному масштабі один із впливових стейкхолдерів – Громадська спілка «Всесвітній фонд природи Україна» (WWF-Україна), яка спрямовує зусилля на зниження темпів знеліснення, збереження цінних пралісових масивів і поліпшення практик лісового менеджменту. Лісовий напрям організації бере участь у групі з питань розробки Державної стратегії управління лісами до 2035 року, ініціатор дискусійної платформи щодо лісової політики України. ГО Всеукраїнська екологічна ліга має розвинену мережу зв'язків з органами влади, іншими громадськими організаціями, науковими й освітніми установами, місцевими громадами. За сприяння Міжнародної програми Лісової служби США

взяла участь у створенні громадської системи протипожежного захисту лісів в окремих територіальних громадах України. Чернівецька обласна організація Всеукраїнської екологічної ліги щорічно організовує літні педагогічні школи, де ділиться з освітянами краю останніми науковими напрацюваннями у сфері збереження біологічного різноманіття, політики сталого розвитку, концепції екосистемних послуг.

На регіональному рівні, активно функціонують ГО «Буковинське товариство природодослідників» і Чернівецька обласна організація Українського товариства охорони природи, які сприяють розвитку природно-заповідного фонду краю. ГО «Карпатська Екологічна Варта» спрямовує зусилля на протидію незаконному вирубуванню гірських лісів. ГО «Асоціація деревообробників Буковини» орієнтована на створення деревообробного кластеру зі впровадженням інноваційних технологій та посиленого контролю за вирубуванням лісів. Громадсько-молодіжне-екологічне об'єднання «Буквиця» стимулює розвиток екотуризму й «зеленого» підприємництва. Дотичні інтереси мають ГО «Друзі парку», ГО «Зелений світ Буковини», регіональна ГО «Екологічний Всесвіт», ГО «Буковинський голос природи» тощо.

Загалом рівень участі місцевого населення Чернівецької області в організаціях громадянського суспільства оцінений як вищий, ніж середній по Україні (Осланд, Дейнеко та ін. 2022). Для вирішення локальних проблем у межах певного населеного пункту або об'єднаної територіальної громади можуть створюватися громадські організації на мікрорівні (Обиход, 2015). Наприклад, ГО «Асоціація лісозаготівельників та деревообробників Вижницького району», Путильська районна ГО «Еко-Путильщини». Сфера їхніх інтересів доволі широка: формування сприятливого навколишнього середовища, гідних умов праці та добробуту населення (додаток Е, табл. Е.1). Як приклад деяких ЕП лісу, які привертають увагу ГО, можна навести: підтримання біологічного різноманіття, забезпечення оселищ, генетичні ресурси, колообіг поживних речовин, ґрунтогенез, водоутримання та водорегулювання, поліпшення якості вод, ґрунтів і повітря, джерело знань

тощо. Для детальнішого аналізу цього кластеру стейкхолдерів необхідно розглядати окремі підгрупи через суттєві відмінності інтересів. Умовно можна виділити такі категорії вигод, які найчастіше потрапляють у фокус уваги неурядових і громадських екологічно-спрямованих організацій: трудові, екологічні, соціальні, економічні, знання, глобалізація (табл. 7.1). Здебільшого на мікрорівні керівництво неприбуткових організацій послуговується нормативно-правовою системою екологічних знань, на національному й міжнародному до неї долучається наукова, адже до складу впливових ГО входять представники академічної спільноти.

Як невід’ємна частина громадянського суспільства, неурядові та громадські організації відіграють важливу роль у впровадженні ініціатив і стимулюванні відповідального адаптивного управління за участі багатьох зацікавлених сторін. Залежно від ступеня впливовості, мережі зв’язків, рівня компетентності, ефективності комунікації форма їхньої участі в спільних проєктах може бути функціональною, інтерактивною або самоорганізованою (табл. 7.1).

Перехід від традиційної системи управління в лісовому секторі до скоординованого багатоцільового адаптивного врядування за участю багатьох акторів потребує супутнього впровадження сучасних технологій лісівництва. Реконструкція, модернізація, технічне переоснащення підприємств, які здійснюють лісогосподарську діяльність, можливі лише за умов належного інвестиційно-інноваційного забезпечення. Недоінвестування – важлива перешкода на шляху до прогресу щодо сталості та добробуту як на місцевому, так і на загальнонаціональному рівні. Аналізуючи проблеми інвестиційно-інноваційного забезпечення розвитку лісового сектору України, О. М. Дзюбенко (2019, с. 14) зауважує: *«особливою складністю відзначаються проблеми інвестиційно-інноваційного забезпечення тих секторів національної економіки, що перебувають у державній власності і де мають місце численні інституціональні обмеження щодо залучення приватних вітчизняних та іноземних інвестицій...»*. Автор підкреслює, що тривалий час питання фінансування та інвестування лісової галузі брала на себе держава, однак в

умовах сьогодення нарастає потреба в диверсифікації джерел інвестування.

Наразі Чернівецька область суттєво поступається іншим прикордонним областям Карпатського регіону за обсягом прямих іноземних інвестицій (Бандура, 2018). Найбільший інвестиційний потенціал має туристична галузь краю. Для активізації інвестиційних процесів туристичні та рекреаційні ресурси області представляються під час участі в міжнародних виставкових заходах, наприклад, «ITB Berlin», UITT, «ABC: Ukraine & Partners». Для міжнародних інвесторів у туристичному сегменті мають привабливість культурні ЕП лісів: рекреаційні ресурси, мальовничі ландшафти, естетичний досвід (додаток Е, табл. Е.1). Область активно залучає кошти Європейського Союзу, основна частина яких спрямована на інфраструктурні об'єкти. Коло інтересів інвесторів у цьому випадку поширюється на такі ЕП, як регулювання клімату та хімічного складу атмосфери, поліпшення якості вод, підтримання біологічного різноманіття, генетичні ресурси тощо.

Інвестиції в природоохоронну діяльність на території Чернівецької області не сягає навіть 1 % від загальних обсягів інвестування в регіоні, тоді як усереднена по Україні частка складає 54,8 % (Тарасова, 2022). Водночас відмічається несприятливий інвестиційний клімат у лісогосподарській галузі. Заплановані Департаментом регіонального розвитку Чернівецької обласної державної адміністрації заходи з (1) розширення мережі збуту продукції лісогосподарських підприємств; (2) підтримання розвитку перероблення низькосортної деревини; (3) збору та заготівлі лісових ягід, грибів, лікарських рослин у гірських територіях; (4) інвентаризації об'єктів природно-заповідного фонду місцевого значення не реалізовувалися через відсутність фінансування (Дунаєвський, 2022). Отже, конкретних акторів із кластеру стейкхолдерів-інвесторів у розвиток лісового сектору Чернівецької області виявити не вдалося. Їхні потенційні інтереси щодо конкретних послуг лісових екосистем, категорії вигод і можливі форми участі в колективному прийнятті рішень (додаток Е, табл. Е.1, табл. 7.1) представлені в роботі як узагальнення з опрацьованих літературних джерел.

Широке коло стейкхолдерів ЕП лісів не обмежується проаналізованими вище кластерами. Зокрема, політичні діячі, воєнно-промисловий комплекс, ЗМІ, мисливці, митці, релігійні спільноти й організації, майбутні покоління можуть за різних обставин розглядатися як зацікавлені сторони.

Мережа стейкхолдерів ЕП агроєкосистем

Серед численних соціальних та економічних видів діяльності сільське господарство – один із головних факторів глобальних екологічних змін (Sinha et al., 2022). Індустріалізація агровиробництва спричинила втрату деяких важливих ЕП в агроєкосистемах, що перешкоджає досягненню окремих цілей сталого розвитку. Тому пом'якшення конфлікту між сільськогосподарським виробництвом (продовольча безпека) і захистом довкілля (екологічна безпека) набуло статусу головної проблеми сталого розвитку сільського господарства (Liu et al., 2022). Чимало ініціатив, спрямованих на вирішення цієї проблеми, зазнає невдач через їхній директивний характер, який не враховує досвіду місцевого населення і фермерів, а також через брак практики залучення значної кількості зацікавлених осіб і нескоординованість дій між акторами (Sattler et al., 2023). Визначення переліку та ролей стейкхолдерів ЕП, які можуть надавати агроєкосистеми в широкому сенсі, – важливий крок назустріч відповідальному адаптивному управлінню.

Каркас мережі стейкхолдерів ЕП агроєкосистем у Чернівецькій області близький до розглянутого вище для лісових екосистем, однак має низку принципових відмінностей (додаток Е, табл. Е.2, табл. 7.2). Відтак ми стисло прокоментуємо спільні риси та детальніше зупинимось на відмінних.

Тоді як переваги реалізації всіх закладених у потенціал агроєкосистеми ЕП можуть розглядатися на кількох ієрархічних рівнях від локального до глобального, рішення щодо управління агроландшафтами зазвичай приймаються на місцевому рівні (Loft et al., 2015). Спільний пул зацікавлених сторін із числа місцевого населення можна умовно розділити на три кластери стейкхолдерів: 1) власники присадибних ділянок і паїв; 2) фермерські господарства та виробничі кооперативи; 3) місцеві громади (додаток Е, табл. Е.2, табл. 7.2).

Таблиця 7.2

**Функціональний профіль кластерів стейкхолдерів екосистемних послуг
агроєкосистем (розроблено авторкою)**

Кластер стейкхолдерів	Категорії вигод	Система агроєкологічних знань	Форми участі в менеджменті ЕП
Власники присадибних ділянок і паїв	забезпечення життєвих потреб, матеріальні, економічні, екологічні, соціальні, трудові, духовні, культурні, знання, відчуття місця та самоідентифікація	місцева, наукова	пасивна, консультативна, самоорганізація
Фермерські господарства та виробничі кооперативи	забезпечення життєвих потреб, матеріальні, економічні, екологічні, трудові, знання, відчуття місця та самоідентифікація	місцева, наукова, нормативно-правова	пасивна, консультативна, функціональна, інтерактивна, самоорганізація
Місцеві громади	забезпечення життєвих потреб, матеріальні, економічні, екологічні, соціальні, трудові, естетичні, духовні, культурні, знання, відчуття місця та самоідентифікація	місцева, нормативно-правова	маніпулятивна, пасивна, консультативна, функціональна, інтерактивна, самоорганізація
Агрохолдинги, концерни	матеріальні, економічні, екологічні, соціальні, трудові, глобалізація	наукова, нормативно-правова	функціональна, інтерактивна, самоорганізація
Харчова промисловість і споживачі	матеріальні, економічні, екологічні, естетичні	нормативно-правова	пасивна, консультативна
Бджолярі	матеріальні, економічні, екологічні, трудові, знання	місцева, наукова	пасивна, за матеріальну винагороду
Туристи	матеріальні, екологічні, соціальні, духовні, культурні, знання, натхнення, відчуття місця та самоідентифікація		пасивна, консультативна
Наукові та освітні установи	матеріальні, економічні, екологічні, знання, натхнення, глобалізація	наукова, нормативно-правова	маніпулятивна, консультативна, за матеріальну винагороду, функціональна, самоорганізація
Державні установи та дорадчі служби	трудові, екологічні, соціальні, економічні, глобалізація	наукова, нормативно-правова	маніпулятивна, функціональна, інтерактивна
Громадські та природоохоронні організації	трудові, екологічні, соціальні, економічні, знання, глобалізація	нормативно-правова	маніпулятивна, консультативна, за матеріальну винагороду, функціональна, інтерактивна, самоорганізація
Інвестори	економічні, екологічні, соціальні, глобалізація	нормативно-правова	консультативна, інтерактивна

До функціонального кластеру власників присадибних ділянок і паїв відносимо частину населення з обмеженим доступом до ресурсів, землі та капіталу, яка використовує земельні наділи переважно для потреб власної сім'ї із застосуванням сімейної праці. Зазвичай невеликі за розмірами ділянки використовуються для одночасного вирощування широкого спектру сільськогосподарських культур: овочевих, фруктових-ягідних, бобово-зернових, технічних, кормових, декоративних, лікарських тощо. Відповідно і спектр очікуваних ЕП за такого способу господарювання ширший, як порівняти з комерційними стейкхолдерами. Наприклад, продукти харчування, корм для свійських тварин, технічна сировина, структура та родючість ґрунту, біологічний контроль, запилення, підтримання агробіорізноманіття, генетичного й сортового різноманіття (додаток Е, табл. Е.2). Багатовікові традиції ведення самоокупного присадибного господарства сформували в селян краю комплексний господарчий світогляд з акцентом на раціональності й ефективності виробництва та використання ресурсів. Важливе місце в цьому світогляді посідають культурні ЕП агроєкосистем: культурна трансмісія, духовний та естетичний досвід, джерело знань. На сьогодні поряд із традиційною місцевою системою агроєкологічних знань, ведення присадибного господарства не обходиться і без наукових підходів.

Дачний спосіб сільськогосподарського землекористування залучає до кластеру стейкхолдерів регіонального рівня, які, окрім зазначених ЕП, охоплюють рекреацію та туризм, джерело натхнення, обмін досвідом.

Спектр вигод, очікуваних представниками аналізованого кластеру стейкхолдерів від агроєкосистем охоплює такі категорії: забезпечення життєвих потреб, матеріальні, економічні, екологічні, соціальні, трудові, духовні, культурні, знання, відчуття місця та самоідентифікація (табл. 7.2).

Власники земельних паїв можуть обробляти їх самостійно або здавати в оренду фермерам, кооперативам, агрокомпаніям тощо. У такому випадку вони можуть бути залучені до процесу колективного управління колишніми колгоспними землями. Вірогідні форми участі представників кластеру в

прийнятті управлінських рішень щодо землекористування – пасивна, консультативна або самоорганізація.

Функціональний кластер фермерських господарств і виробничих кооперативів досить місткий, адже в Україні й донині існує плутанина щодо розмежування малих, середніх і великих фермерських або кооперативних господарств (Нів'євський та ін., 2021). Сімейні фермерські господарства подекуди важко відмежувати від великих присадибних, а великі ферми – від інших комерційних агровиробників із великим обсягом товарообігу. У розробленій класифікації ми вбачаємо в складі кластеру стейкхолдерів, які практикують вирощування та реалізацію сільськогосподарської продукції переважно для потреб внутрішнього ринку (додаток Е, табл. Е.2).

У межах гірської модельної території фермерські господарства «Красний Діл», «Гуцулочка», «Горлиця-Біф», «Янчолова», «Смерекова хата», «Ялинка» та інші спеціалізуються здебільшого на виробництві тваринницької продукції; «Полонинська ватра», «Світоч», «Галичанка» суміщають тваринництво з овочівництвом. Фермерські господарства передгірської модельної території («Веселка», «Зрубський птах», «Агростар», «Туку», «Темп», «Бросківецький край», «Фермер Буковини») здебільшого мають рослинницько-тваринницький профіль. На рівнинній модельній території функціонують широкопрофільні фермерські господарства «Агро-Дан 2006», «Пан Індик», «Каплівчанка», «Тарас», «Слава», «Лілія», «Відродження 2007», «Біосад Експо», «Пріма» тощо. На вирощуванні зерняткових і кісточкових фруктів спеціалізуються фермерські господарства «Нікос», «Сад Буковини», «Фурлета», «Яніс-20», «ВІК.ТАН», «Коровай», «Органік епл» та багато інших.

Як приклад ЕП, бенефіціарами яких можуть бути фермери краю, наводимо: сільськогосподарську продукцію, біопаливо, структуру та родючість ґрунту, регулювання ерозії, водоутримання, фільтрація вод, підтримання генетичного та сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, джерело знань, робочі місця, відчуття належності та інші. Залежно від застосовуваної господарської системи, спеціалізації ферми, цільового споживача наведений перелік може

змінюватися і доповнюватися з охопленням таких категорій вигод: забезпечення життєвих потреб, матеріальні, економічні, екологічні, трудові, знання, відчуття місця та самоідентифікація (табл. 7.2).

Поєднання місцевої системи агроєкологічних знань із науковою дає стейкхолдерам аналізованого кластеру можливість підтримувати високий рівень ефективності та продуктивності. Знання і застосування нормативно-правової системи знань сприяє протистоянню конкурентного тиску в агропродовольчому секторі та розширенню ринку збуту.

У закордонній науковій літературі (Andersson et al., 2015; Page & Bellotti, 2015; Robertson et al., 2014) наводяться переконливі факти на користь ключової ролі фермерів, особливо тих, які практикують органічне землеробство та забезпечують ротаційне різноманіття культур, у формуванні екологічно стійких агроландшафтів. Усвідомлення цього факту надає фермерам великої ваги в процесі колективного прийняття рішень щодо управління агроєкосистемами. Їх участь може в різних ситуаціях оцінюватися як пасивна, консультативна, функціональна, інтерактивна або самоорганізація (табл. 7.2). Водночас в Україні доступ малих фермерів до ринків та до фінансування обмежений (Нів'євський та ін., 2021).

Для посилення конкурентних позицій дрібні товаровиробники сільськогосподарської продукції об'єднуються у виробничі кооперативи. На гірській модельній території наявні СВК «Карпати», СВК ім. Л. Кобилиці, обслуговуючий кооператив «Садове товариство «Хутір Тихий», які поєднують тваринництво з лісівництвом і лісозаготівлею. У межах передгірської модельної території діють сільськогосподарські виробничі кооперативи «Колос», «Пересувна механізована колона №151», садівничі товариства «Динамівець», «Теремок», «Армієць», «Кооператор», «Добрий сад» та інші. У галузі садівництва на рівнинній модельній території функціонує обслуговуючий кооператив «Клішківецькі аграрії».

Роль і функції місцевої громади в адаптивному управлінні послугами агроєкосистем багато в чому збігаються з описаними при аналізі спектру

бенефіціарів ЕП лісів. Коло інтересів стейкхолдера охоплює задоволення власних продовольчих потреб, засоби для економічної діяльності, розвиток сільського туризму та добробут населення. Перелік конкретних очікуваних ЕП уміщує всі чотири категорії: ресурсні, регульовальні, культурні та підтримуючі (додаток Е, табл. Е.2). Зауважимо, що громади, які не розміщені безпосередньо поблизу агроландшафтів, можуть отримувати від них чимало опосередкованих ЕП, наприклад, підтримання агробіорізноманіття, генетичного й сортового різноманіття, запилення, секвестрацію вуглецю, джерело знань, обмін досвідом тощо.

Починаючи з 2004 року, експерти зауважують в Україні тенденції до капіталізації аграрного виробництва на основі концентрації земель сільськогосподарського призначення (Кирилов, 2014). Коло інтересів агрохолдингових формувань доволі вузьке й полягає у вирощуванні та реалізації великих партій високорентабельної продукції для потреб внутрішнього ринку і здебільшого на експорт. Нарощування земельних банків деяких агрохолдингів понад 10 тис. га (у окремих випадках – понад 500 тис. га) зумовлює їхню виключну впливовість у структурі стейкхолдерів ЕП агроєкосистем. На території Чернівецької області найбільший земельний банк (понад 22 тис. га ріллі, у тому числі й на передгірській модельній території) має об'єднаний агрохолдинг «Контінентал Фармерз Груп», контрольований SALIC (UK) Ltd. Кластер КФГ «Буковина» спеціалізується на вирощуванні соняшнику, кукурудзи, сої та ріпаку. Земельний банк «Сварог Вест Груп» на території Чернівецької області складає понад 16 тис. га ріллі (в тому числі й на рівнинній модельній території). Окрім зернових і олійних культур, розвиває напрями садівництва і тваринництва. Вирощування зернових, технічних та кормових культур на 7,5 тис. га ріллі в межах Чернівецької області здійснює ПП «Західний Буг».

Незважаючи на вузьку спеціалізацію, функціональний кластер агрохолдингів та концернів може розглядатися як стейкхолдер об'ємного пакету ЕП: сільськогосподарської продукції, біопалива, структури та родючості ґрунту, регулювання ерозії, водоутримання, підтримання генетичного та сортового

різноманіття, запилення (додаток Е, табл. Е.2). Окрім матеріальних і економічних вигод, до уваги варто брати й категорії екологічних, соціальних, трудових, а також глобалізаційних (табл. 7.2). Здебільшого політика великих аграрних компаній ігнорує надбання місцевої системи агроекологічних знань, послуговуючись науковою та нормативно-правовою. Їхній потужний управлінський потенціал щодо ЕП може виражатися у функціональній, інтерактивній або самоорганізаційній формах.

Харчова промисловість і споживачі об'єднані нами в спільний кластер зацікавлених сторін на основі сумісного інтересу в сільськогосподарській продукції як сировині для виробництва або для задоволення власних життєвих потреб. Їхнє місце в мережі стейкхолдерів визначає вузьке коло ЕП, які насправді мають формально-прикладне значення: сільськогосподарська продукція, підтримання сортового різноманіття й органічний продукт. Це один із небагатьох функціональних кластерів, який не передбачає відмінностей на різних ієрархічних рівнях (додаток Е, табл. Е.2). Здебільшого представники кластеру не втручаються в процес управління екосистемними послугами, однак не виключена консультативна участь у прийнятті колективних рішень (табл. 7.2).

Бджоларі – менш очевидний кластер стейкхолдерів ЕП, роль якого в адаптивному управлінні агроландшафтами, однак, активно обговорюється міжнародною науковою спільнотою (Bergamini, & Triomphe, 2022; Bretagnolle et al., 2018; Berthet et al., 2022; Cass et al., 2022). В умовах дефіциту дикорослих медодаїв, особливо в безвзятковий період, бджолині колонії покладаються на доступні масово квітучі сільськогосподарські культури. У такий спосіб ЕП, які надає *A. mellifera*, прямо залежать від ЕП, які надає агроекосистема. Окрім кормового ресурсу для бджіл, коло інтересів пасічників охоплює попит на платну послугу запилення ентомофільних сільськогосподарських рослин (додаток Е, табл. Е.2). Отже, головні ЕП, бенефіціарами яких є бджоларі на місцевому та регіональному рівнях, – це підтримання агробіорізноманіття, запилення і біологічний контроль. Останній убезпечує бджіл від отруєння пестицидами широкого спектру дії. На національному та міжнародному рівнях особливої ваги

набувають підтримання агробіорізноманіття і обмін досвідом. Ефективна співпраця з аграріями гарантує бджолярам такі категорії вигод: матеріальні, економічні, екологічні, трудові, знання (табл. 7.2). Наразі бджолярі не беруть безпосередньої участі в управлінні сільськогосподарськими ландшафтами, проте в Україні наявні передумови формування ринку платних послуг запилення (Резник, 2017; Адамчук, 2020; Шворак & Філюк, 2021), які можуть бути розцінені як форма участі за матеріальну винагороду.

Ще один кластер стейкхолдерів, доволі зацікавлених у ЕП агроєкосистем, але найменш впливових – туристи. Коло їхніх інтересів обмежується рекреацією та споживанням органічних продуктів харчування (додаток Е, табл. Е.2). Сільський зелений туризм (агротуризм) розцінюється як перспективний вектор розвитку для Чернівецької області (Бойко, 2020: Стратегія розвитку..., 2020). Цьому сприяють мальовничі ландшафти, агрокліматичні умови, багата флора і фауна, збережені традиції, самобутній побут, гостинність населення, порівняно екологічно безпечне довкілля. Як наслідок, прихильники агротуризму отримують матеріальні, екологічні, соціальні, духовні, культурні вигоди, нові знання, натхнення, відчуття місця та самоідентифікацію (табл. 7.2). Відповідно їх можна розглядати на всіх ієрархічних рівнях як бенефіціарів великого числа ЕП агроєкосистем: підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, запилення, біологічного контролю, естетичного досвіду, джерела знань і натхнення, органічного продукту, відчуття належності, культурної спадщини.

Перелік наукових і освітніх закладів-стейкхолдерів ЕП агроєкосистем у Чернівецькій області ширший, як порівняти з розглянутим для лісу. Підготовку дипломованих фахівців у сфері агрономії та землевпорядкування здійснює Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича. На рівнинній модельній території функціонує Відокремлений структурний підрозділ «Хотинський фаховий коледж Закладу вищої освіти «Подільського державного університету». Перепрофілюванням та підвищенням кваліфікації займається Чернівецький регіональний навчально-консультативний центр кадрів агропромислового комплексу.

Окрім вищих та загальноосвітніх навчальних закладів, кластер містить низку сільськогосподарських науково-дослідних установ: 1) Буковинська державна сільськогосподарська дослідна станція Інституту сільського господарства Карпатського регіону Національної академії аграрних наук України; 2) Придністровська дослідна станція садівництва Інституту садівництва Національної академії аграрних наук України; 3) Українська науково-дослідна станція карантину рослин Інституту захисту рослин Національної академії аграрних наук України; 4) Чернівецька філія державної установи «Інститут охорони ґрунтів України»; 5) Чернівецька філія Українського інституту експертизи сортів рослин; 6) Чернівецький науково-дослідний центр продуктивності агропромислового комплексу. Агроекосистеми слугують для них освітнім простором, джерелом об'єктів і матеріалів для дослідження, платформою для генерування знань і застосування напрацювань у галузях сільського господарства, екології, зеленої економіки тощо (додаток Е, табл. Е.2). Послугуючись науковою та нормативно-правовою системами агроекологічних знань, представники функціонального кластеру залежно від сфери компетентності можуть брати консультативну або функціональну участь у прийнятті колективних рішень. Передбачені також участь за матеріальну винагороду й самоорганізація (табл. 7.2).

Державні установи та дорадчі служби уособлюють окремий функціональний кластер стейкхолдерів ЕП агроекосистем. Аграрна та земельна реформи суттєво позначилися на сільськогосподарському товарному виробництві України. Зокрема, непропорційно зменшився його державний сегмент. Державну форму власності зберегли першочергово науково-дослідні установи, які ми розглянули вище в складі попереднього кластеру зацікавлених сторін. Тут зосереджуємося на органах державного регулювання і контролю у сфері сільського господарства. На національному рівні це структурні підрозділи апарату Міністерства аграрної політики та продовольства України, на регіональному – Управління агропромислового розвитку Чернівецької ОДА, Головне управління Держпродспоживслужби в Чернівецькій області, Головне

управління Держгеокадастру у Чернівецькій області. Агроекосистеми для кластеру складають об'єкт управління та регулювання, реформування, підтримки ініціатив та міжнародної співпраці.

Якщо в лісогосподарській сфері роль так званого «соціального клею», який зв'язує окремі ланки соціального капіталу, стимулюючи співпрацю між різними акторами колективного управління, нерідко виконує кластер науковців і освітян, то в аграрному секторі це сільськогосподарські дорадчі служби. Їхня діяльність орієнтована на організаційний обмін інформацією, експертні консультації та передачу практичних навичок прибуткового ведення господарства (Гулевець, 2020). Л. А. Ільків так окреслює коло екологічних складників дорадчої діяльності: *«мотивація сільськогосподарських товаровиробників до дотримання агроекологічних вимог; стимулювання до раціонального й ефективного використання земель та підвищення рівня екологізації сільськогосподарського землекористування; сприяння розвитку органічного землеробства, насамперед в особистих селянських і середніх господарствах; удосконалення механізму екологічної політики»* (Ільків, 2014, с.172). У національному масштабі такі повноваження має Всеукраїнська ГО «Національна асоціація сільськогосподарських дорадчих служб України». На території Чернівецької області дорадчі послуги надають Чернівецька обласна громадська організація «Сільськогосподарська дорадча служба» та ГО «Буковинська асоціація сільськогосподарських дорадчих служб». На локальному рівні – сільськогосподарські обслуговуючі кооперативи (СОК). Наприклад, у межах передгірської модельної території дорадчу діяльність здійснюють СОК «Сторожинецька сільськогосподарська дорадча служба», Сторожинецьке районне об'єднання сільськогосподарських обслуговуючих кооперативів «Господар Підгір'я». На теренах рівнинної модельної території діють СОК «Агро Буковина-Р», СОК «Рукшинський».

Для об'єднаного кластеру державних установ та дорадчих служб агроекосистема являє собою об'єкт управління та регулювання, реформування, підтримання ініціатив і міжнародної співпраці. Очікувані вигоди: трудові,

екологічні, соціальні, економічні, знання, глобалізація (табл. 7.2). У їх забезпеченні задіяно чимало екосистемних послуг, що належать до різних категорій, зокрема, продовольча сировина, біопаливо, робочі місця, рекреаційні ресурси, органічний продукт, підтримання генетичного й сортового різноманіття, родючість ґрунту, якість вод (додаток Е, табл. Е.2). Залежно від рівня і компетентнісного спрямування їх участь в управлінні агроландшафтами може розцінюватися як маніпулятивна, консультативна, за матеріальну винагороду, функціональна, інтерактивна, самоорганізація. При цьому представники кластеру послуговуються науковою та нормативно-правовою системами агроекологічних знань.

Окрім розглянутих вище дорадчих служб, стейкхолдерами ЕП агроекосистем можуть ставати численні громадські організації різного спрямування, у тому числі і природоохоронні. Деякі з них, зокрема – екологічні, ми згадували, аналізуючи мережу стейкхолдерів послуг лісових екосистем. В агросфері екологізацію сільського господарства пропагує ГО «Екодія». Наприклад, ініціатива «Земельна матриця» (англ. *Land Matrix Initiative*) спрямована на моніторинг масштабних придбань земель та інформування громадськості й оцінку їх потенційних наслідків для довкілля. Під час виконання проєкту «Перспективи сталого розвитку сільських територій» консолідовано кращі практики ведення сільського господарства для фермерів і сільськогосподарських дорадчих служб. Всеукраїнська ГО «Асоціація агроекологів України» орієнтована на формування та дотримання екологічних вимог у агровиробництві. Всеукраїнську ГО «Спілка зеленого туризму України» можна розглядати як одного з найбільших бенефіціарів культурних послуг агроландшафтів.

Дедалі більшого впливу набуває громадська спілка «Українська мережа сільського розвитку» ініційована як платформа для спільного навчання та обміну досвідом між організаціями й установами у сфері політики сталого розвитку сільських територій. Цілі та засоби спілки перекликаються з принципами адаптивного управління екосистемними послугами.

На регіональному рівні кластер представлений природоохоронними спілками, розглянутими під час аналізу мережі стейкхолдерів ЕП лісів, а також ГО «Асоціація «Буковинський бджоляр», ГС «Асоціація сільськогосподарських товаровиробників Чернівецької області», ГО «Чернівецька обласна спілка садівничих і городницьких товариств», ГО «Перший аграрний кластер», ГО «Міжрегіональна аграрна спілка» та інші. На гірській модельній території функціонує ГО «Путильська районна організація «Асоціація фермерів», на передгірській – Сторожинецька районна ГО «Спілка сприяння розвитку сільського зеленого туризму «Зелена садиба», на рівнинній – ГО «Майбутнє Хотинщини» й ГО «Асоціація по розвитку інтенсивного садівництва Буковини».

Як узагальнити, сфера інтересів функціонального кластеру неурядових і громадських організацій щодо ЕП агроєкосистем охоплює поліпшення засобів до існування для фермерів і сільських громад і сприяння сталим агропрактикам. Широкий спектр ЕП, які становлять для них цінність, охоплює сільськогосподарську продукцію, органічний продукт, біопаливо, підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, структуру й родючість ґрунту, регулювання ерозії, секвестрацію вуглецю тощо (додаток Е, табл. Е.2). Оскільки спрямування діяльності наведених ГО суттєво відрізняється, а подекуди й має конфлікт інтересів, форми участі в управлінні агроєкосистемами можуть бути різними: маніпулятивна, консультативна, за матеріальну винагороду, функціональна, інтерактивна, самоорганізація (табл. 7.2).

На відміну від лісового сектору, агропромисловий комплекс України викликає неабияку цікавість із боку іноземних інвесторів. За результатами досліджень, проведених у 2020 році, вони контролюють 7,6 % від усіх сільськогосподарських земель і 10 % орних земель в Україні (Амосов та ін., 2020). Чернівецька область характеризується одним із найменших показників залучення іноземних інвестицій, однак агровиробництво розглядається як пріоритетний сектор для залучення закордонних інвесторів. У 2018 році на сільське господарство припало 9,3 % від загального обсягу інвестицій в область, у виробництво харчових продуктів залучено 15 % загального обсягу капітальних

інвестицій у промисловість області (Стратегія розвитку..., 2020). Понад 85 % прямих інвестицій за останні роки надійшло з країн ЄС (Гут, 2020). Наприклад, у 2023 році в гірській частині області запущено спільний проєкт ЄС та ФАО з посилення довоєнного рівня функціональності сільськогосподарських ланцюжків доданої вартості. ТОВ «Мрія Фармінг Буковина», яке входить до складу агрохолдингу «Контінентал Фармерз Груп», веде господарську діяльність із залученням коштів SALIC (UK) Ltd. (Саудівська Аравія, Великобританія). Наразі найбільше інвесторів приваблює садівнича галузь, птахівництво та м'ясо-молочне тваринництво.

Загалом сфера інтересів інвесторів охоплює нові проєкти та ініціативи, які сприяють підвищенню продуктивності агроугідь і рентабельності сільськогосподарської продукції, а також впровадженню основ зеленої економіки. Очікувані вигоди (економічні, екологічні, соціальні, глобалізація) забезпечуються низкою ЕП, серед яких: сільськогосподарська продукція, органічний продукт, біопаливо, підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, структура та родючість ґрунту, регулювання ерозії, секвестрація вуглецю (додаток Е, табл. Е.2, табл. 7.2).

Як підсумок аналізу мереж стейкхолдерів ЕП лісових екосистем і агроекосистем зауважимо наявну асиметрію впливовості різних зацікавлених сторін на прийняття рішень щодо використання екосистемного потенціалу. Спільне екологічне врядування можна розглядати як низку домовленостей із різним ступенем розподілу повноважень для спільного прийняття рішень державою та громадами (або групами користувачів) щодо набору ресурсів або території. Здебільшого зацікавлені сторони мають дорадчий голос і демонструють низький ступінь розподілу повноважень. Окремі кластери споживачів ЕП не мають необхідних знань і практичного досвіду участі в колективному управлінні. Тому в закордонній практиці дедалі частіше адаптивне спільне управління поєднується з підходами, заснованими на спільному навчанні та продукуванні нових знань (Angelstam et al., 2022; Berkes, 2009; Dick et al., 2018). Такий підхід дає можливість стейкхолерам із різних кластерів робити

нерівнозначний, проте вагомий внесок у прийняття колективних рішень. Нижче наводимо наші окремі напрацювання в окресленому напрямку.

7.2. Фактори впливу окремих груп стейкхолдерів на успішність реалізації екосистемних послуг

У межах СЕС соціальні суб'єкти взаємодіють і змінюють природні ресурси екологічних систем у різний спосіб та на різних рівнях (McGinnis & Ostrom, 2014). Вектор, інтенсивність і глибина цих змін залежать від ціннісних пріоритетів різних кластерів стейкхолдерів. Аналізуючи проблеми планування та управління СЕС, науковці зіставляють альтернативне суб'єктивне сприйняття цінностей у восьми вимірах (Villamor et al., 2014): 1) уподобання vs принципи vs чесноти; 2) ринково-опосередковані vs неринково-опосередковані; 3) егоїстичні vs альтруїстичні; 4) індивідуальні vs групові; 5) фізичні vs метафізичні; 6) допоміжні (проміжні) vs кінцеві; 7) трансформаційні vs нетрансформаційні; 8) антропоцентричні vs біоцентричні (екоцентричні).

Найбільший виклик спільного адаптивного управління – необхідність досягнення компромісу між взаємно конфліктними потребами різних груп акторів. Головну причину виникнення конфлікту інтересів стейкхолдерів вбачають у прагненні зацікавлених сторін максимізувати власну вигоду і, бажано, у короткий термін (Рибак & Азарова, 2017). Проблема ускладнюється відмінностями в індивідуальному сприйнятті екосистеми як фізичного об'єкта соціальних інтересів. Ретельно аналізуючи соціальну значущість довкілля, О. Г. Стегній (2016, с. 45) дійшов висновку: *«поняття “природне довкілля” викликає у соціальних суб'єктів різний асоціативний ряд, залежно від системи соціальних цінностей, культурного рівня та способу життя»*. Отже, різні когнітивні стилі, досвід і особисті інтереси впливають на інтерпретацію та використання інформації щодо ЕП зацікавленими сторонами.

Згідно з концептуальною основою багатокомпонентної СЕС (McGinnis & Ostrom, 2014), зусилля акторів спрямовані на конкретну ситуацію фокусної дії, яка виникає в умовах конкретної місцевості та потребує адаптивного спільного управління. У цьому

підрозділі на прикладі лісівництва та бджільництва ми розглянемо деякі з факторів впливу конкретних стейкхолдерів на успішність реалізації ЕП у різних екологічних контекстах.

Традиційний уклад як перешкода для реалізації ЕП.

Стратегічний підхід ведення лісового господарства, спрямований на вирощування одновікових деревостанів, широко визнаний у Центральній, Східній та Північній Європі. Культура одновікового й однопородного лісівництва наполегливого поширювалася та успішно застосовувалася протягом понад двох століть (Burton et al., 2003). Історія лісокористування на території Північної Буковини – яскравий цьому приклад. Перші згадки про промислову заготівлю деревини в Буковинських Карпатах датовані XVII ст. (Адамовський, 2006). У XIX ст. масштаби лісозаготівлі суттєво зросли. У круглому вигляді ліс транспортували гірськими річками. Лише Прутом і Черемошем щорічно сплавляли близько 120 тис. м³ деревини (Клапчук, 2009). Піломатеріали вивозилися на експорт залізницею в обсягах 360 тис. м³ щорічно (Шевченко, 1980). За окреслений період загальна площа буковинських лісів скоротилася до 42,9 % усієї площі краю. На місці зрубаних широколистяних, мішаних, тисових лісів насаджувалися монокультури швидкорослих хвойних порід із великим промисловим потенціалом. Як наслідок, за два століття площа смеречників у Карпатах зроста вдвічі (Жук та ін., 2021). За Радянського періоду деструктивна лісова політика набула ще більшого розмаху. У післявоєнні роки лісозаготівля велася на площі понад 297 тис. га. Лише за 1944–1960 рр. обсяги понадрозрахункової лісозаготівлі тут склали 100 млн. м³ (Адамовський, 2006). Для поновлення лісу здебільшого також використовували нехарактерний для регіону вид *Picea abies*. Нині площа смеречників на території Чернівецької області складає понад 56 тис. га. Здебільшого вони розташовані на висотах 900–1400 м н.р.м. Із них 61,8 % припадає на експлуатаційні ліси (Матусевич, 2022).

Одновіковий і однопородний режим вирощування експлуатаційного лісу забезпечує сталу врожайність ділової деревини та зручний для стратегічного планування, що і призвело до широкого визнання цього підходу в бореальному

біокліматичному поясі (Angelstam et al., 2022). Тривалий час такий підхід до ведення лісового господарства був повсюдно домінуючим, а альтернативні способи не розглядалися належним чином. Лісове господарство було зосереджене виключно на виробництві деревини. Це призвело до «замикання» експертів на традиційних і дієвих, з їхньої точки зору, методах і парадигмах мислення (Puettmann et al., 2008; Moen et al., 2014). Як ілюстрацію твердження наводимо нижче відмінності в індивідуальному сприйнятті лісівниками традиційної лісокультурної школи та екологами двох лісовкритих територій: (1) багатофункціонального й (2) одновікового монодомінантного ландшафтів (табл. 7.3). Бачення лісівників-практиків занотоване під час відкритого семінару міжнародної команди в трансдисциплінарному процесі спільної роботи над статтею «*Tradition as asset or burden for transitions from forests as cropping systems to multifunctional forest landscapes: Sweden as a case study*» (Angelstam et al., 2022) й узгоджене зі співавторами. Бачення екологів відображає позицію автора дисертаційного дослідження.

Проілюстровані світоглядні орієнтири лісівників традиційної лісокультурної школи та екологів (табл. 7.3) визначають різноспрямовані вектори їхньої взаємодії з лісовою екосистемою. У системі інтенсивного лісокористування на авансцену виходять ресурсні та регулювальні ЕП: виробництво деревини, волокна, біопалива, недеревних ресурсів лісу; генетичні ресурси, стійкість до захворювань та інвазій, утримання води, захист від зсувів і стихійних лих, формування мікроклімату тощо. Відповідно, наявний асортимент лісотехнічних заходів лісівників-практиків спрямований на стимулювання реалізації закладеного в екосистему потенціалу щодо названих категорій послуг. У процесі лісовпорядкування деякі з них, наприклад, біологічний контроль чисельності ентомошкідників лісу, можуть деградувати. На такий випадок передбачений комплекс компенсаційних заходів: санітарні рубки, корування і утилізація порубкових залишків, розвішування синичників, розселення мурашників, застосування інсектицидів. Зазвичай у такий спосіб вдається досягти локального тимчасового позитивного ефекту, проте можуть бути суттєво

порушені або й зовсім втрачені інші ЕП: підтримання біологічного різноманіття, утримання поживних речовин, ґрунтогенез та багато інших.

Таблиця 7.3

Оцінка двох різновидів лісовкритих територій із позиції різних стейкхолдерів

(розроблено в співавторстві, Angelstam et al., 2022)

Бореальний лісовий ландшафт із природними порушеннями	Бореальний лісокультурний ландшафт із віком деревостану 60–100 років
Бачення лісівника традиційної лісокультурної школи	
Складний багатовіковий деревостан із парцелярним чергуванням ділянок різних густоти, бонітету й повноти стояння. Неоднорідний породний склад, співіснування на одній ділянці молодняків, пристигаючих, стиглих і перестійних дерев. Діапазон базальної площі – 0–45 м². Великі запаси деревини за рахунок стиглих і перестійних дерев. Багато сухостою і дуплистих дерев, великі обсяги мортмаси. Використання біомаси й ділової деревини обмежене через гетерогенність деревостану. Неупорядкований деревостан із великими вікнами, густим підліском, випадковим чергуванням господарсько-цінних порід із другорядними. Потребує господарського втручання (наприклад, прорідження, санітарних рубок) для підвищення продуктивності. Захарщений, візуально непривабливий ліс, який потребує впорядкування.	Одновіковий монокультурний деревостан, адаптований до вимог традиційного лісового менеджменту, орієнтованого на виробництво деревини. Ефективна регулярна ротація лісу за правилами дотримання лісогосподарського циклу. Максимальне використання природного потенціалу типу лісорослинних умов. Діапазон базальної площі – 0–32 м². Відносно однорідний високобонітетний і високопродуктивний деревостан. Значні запаси високосортної ділової деревини. Максимальне виробництво біомаси. Чистопородний склад із незначними домішками інших порід. Візуально впорядкований ліс.
Бачення еколога	
Природне походження, збережені вікова, вертикальна, горизонтальна, функціональна, видова, нішова структури біогеоценозу. Демонструє різноманіття стадій розвитку й типів природних збурень. Наявні великі сухі, дуплисті й мертві дерева та інші види мортмаси. Стабільний породний склад, який відповідає лісорослинним умовам регіону. Високі показники видового, таксономічного, генетичного багатства. Стійка до зовнішніх негативних впливів система, здатна до саморегулювання, самозрідження і самовідновлення.	Нестабільний біогеоценоз зі спрощеною структурою, низьким рівнем біологічного різноманіття і відносно невеликими запасами біомаси, низькою опірністю. Нестача сухостою, дуплистих дерев і мортмаси. Збіднений породний склад. Природний добір пригнічений господарським втручанням. Низький рівень вертикальної та горизонтальної гетерогенності. Порушені процеси саморегулювання, самовідновлення, самозрідження, природного очищення від гілок. Погіршення умов для самовідновлення.

Функціональне та різноманітне середовище проживання для життя тварин із погляду харчування та притулку Візуально привабливий через багатоманітність форм життя. Великий потенціал у наданні ЕП.	Малий асортимент екологічних ніш, поганий прихисток для тварин. Потребує відновлення наближеної до природи структури для ведення багатофункціонального лісогосподарювання.

У фокус екологів першочергово потрапляють регульовальні та підтримуючі ЕП: регулювання складу атмосферного повітря та клімату, збереження біорізноманіття, природних оселищ та екологічних ніш, утримання і очищення води, ґрунтогенез, фотосинтез, колообіг поживних речовин, асиміляція відходів, біологічний контроль, захист від зсувів і стихійних лих тощо. Для реалізації багатьох із них задіяні механізми саморегуляції, самовідновлення і самопідтримки, притаманні природно динамічним лісам. Порушення різної природи створюють у таких екосистемах сукцесійну мозаїку лісових ділянок різного складу, структури та віку в межах природного діапазону мінливості. Під впливом локальних і регіональних умов формується багатовимірна структурна різноманітність середовищ існування лісових організмів. Екосистема розвивається через процеси порушення, самоорганізації та відбору на місці. Традиційна система лісового господарства на основі суцільних рубок, рубок формування і догляду втручається в захисні механізми екосистеми й перешкоджає саморегулюванню. Оптимальний, з позиції еколога, режим обмеженого лісокористування, притаманний природно-заповідним територіям різного рівня заповідності. Однак залежно від заповідного режиму суттєво обмежується діапазон доступних населенню ресурсних і культурних ЕП. Інтеграція лісогосподарських та екологічних пріоритетів вимагає підходу, орієнтованого на добробут людей і придатного до застосування в ландшафтних масштабах.

Зауважимо, що режим абсолютного заповідання також не завжди сприятливий для окремих компонентів екосистем у складі антропогенно трансформованих лісових ландшафтів. Наприклад, численні раритетні види флори потребують регулярного прорідження чагарників чи підросту, скошування або випасання (Кобів, 2010). Чимало рідкісних представників родини Orchidaceae займають екологічну нішу в перехідних умовах на межі

природних та порушених угруповань (Акімов & Дідух, 2015). Ми вважаємо доцільним диференційований підхід до вибору режиму заповідання щодо пралісових екосистем і антропогенно змінених, які вилучаються з експлуатаційного фонду, де інтенсивна лісогосподарська діяльність велася довготривалий час. В останніх доречно застосовувати зонування, де особливо цінні абсолютно заповідні зони межуватимуть із господарськими і відкритими для відвідування. Водночас в усіх категоріях лісів, окрім заповідних, назріла необхідність відмови від одновікової та однопородної системи ведення лісового господарства.

Сукупний вплив національного та міжнародного суспільного вибору, бізнес-інтересів і зміни клімату формують портфель нових вагомих рушійних сил, які вимагають кардинальних змін у наявному режимі лісового господарювання. Наразі міжнародна спільнота дедалі більше оперує поняттям багатофункціональних лісових ландшафтів (European Commission, 2021; Law et al., 2016; Nagendra & Ostrom, 2012; Triviño et al., 2016). В Україні комплекс екологічно обґрунтованих практик невиснажливого лісокористування та управління ресурсами лісу відомий як багатофункціональне, або наближене до природи, ведення лісового господарства (Криницький & Чернявський, 2015; Чернявський, 2012; Чернявський та ін., 2011).

Впровадження в практику багатофункціонального лісового господарства передбачає низку правових, організаційних, технічних і планувальних заходів (Криницький та ін., 2014). Нові лісогосподарчі принципи базуються на сприйнятті лісу як об'єкту довгострокового господарювання і використанні як еталону збережених природних старовікових лісів і пралісів. Зокрема, рекомендовано вдаватися до ландшафтного планування з відтворенням породного складу і структури природних різновікових деревостанів і постійним підтримуванням їхньої стійкості та біологічного різноманіття. Обсяги вирубування не повинні перевищувати обсягів річного приросту, а технології лісозаготівлі мають забезпечувати безперервне існування лісового та ґрунтового покривів. Важлива ознака збалансованої лісової екосистеми – наявність мертвої та гниючої деревини.

У штучних насадженнях навіть пропонується імітувати режими природних порушень (Kuuluvainen et al., 2021). Отже, багатофункціональне лісогосподарювання передбачає не лише природоохоронні технології заготівлі деревини, але і стабільне забезпечення решти корисних властивостей лісу для реалізації якомога повнішого переліку ЕП.

Індивідуальні й диференційовані підходи до планування лісогосподарської діяльності в різних умовах вимагають неабиякої професійної гнучкості зі сторони лісівників і глибокого розуміння не лише основ лісівництва, але і природи явищ та процесів, які супроводжують функціонування та розвиток лісових екосистем. Донедавна освітні програми з підготовки фахівців лісового господарства не лише в Україні, але й за кордоном були розроблені з акцентом на технічну складову. Міжнародний досвід модернізації академічної лісівничої освіти демонструє перехід до ширшої спеціалізації, яка виходить за межі лісорозведення і лісозаготівлі. Зокрема, до списку професійних компетентностей майбутнього фахівця лісового господарства додано екологічну, а до освітніх програм – перелік відповідних дисциплін (Хрик, 2022). Наведена в таблиці 7.3 світоглядна модель не лише демонструє відмінності в професійних стереотипах, але і вказує на глибшу проблему – діалектичну суперечність між прогресивним розвитком наукових знань і засадами традиційного лісівництва як багатовікової культурної спадщини.

Фундаментальні структурні зміни в традиційному лісовому секторі з наявною культурною спадщиною такого масштабу потребує або жорсткого зовнішнього тиску міжнародної регуляції чи ринку, або дуже сильних стимулів для змін зсередини, опосередкованих знизу через тиск із боку низки суспільних зацікавлених сторін на користь багатофункціонального лісогосподарювання. На початкових етапах переходу від традиційного до багатофункціонального лісового господарства доцільно компенсувати світоглядний конфлікт залученням до співпраці широкого кола вузьких спеціалістів: екологів, геоботаніків, ґрунтознавців, фахівців зі сталого розвитку тощо. Досягнення консенсусу щодо головних цілей на цьому етапі видається малоймовірним.

Проте, запуск процесу шляхом зосередження на проміжних цілях, яких легко досягти, може стати основою для більш охочої співпраці зацікавлених сторін.

Досвідченість стейкхолдерів як фактор впливу на реалізацію ЕП

Окрім культурної спадщини, системи цінностей, світоглядної моделі та індивідуального сприйняття ЕП, неабияке значення має рівень професійної підготовки й особистий досвід стейкхолдера, котрий приймає рішення. Аналізуючи системи екологічних знань, якими послуговуються різні зацікавлені в ЕП сторони (табл. 7.1, 7.2), ми розрізняємо місцеву, наукову та нормативно-правову. Втім, на сучасному етапі розвитку суспільства локальних традиційних знань у чистому вигляді не існує. Безперечно, накопичений завдяки спадкоємній культурній трансмісії досвід донині відіграє важливу роль у взаємодії окремих осіб, сімей і громад з екосистемами та їхніми елементами. Водночас зростає наукоємність побуту, а інтернет-глобалізація інтенсифікувала вплив економічних трансформацій на місцеві знання (Москаль, 2009). Поєднання відносної свободи доступу до наукових та нормативно-правових знань із власним практично набутим досвідом, який здебільшого базується на системі місцевих знань, сприяє формуванню унікальних індивідуальних систем екологічних знань. У перспективі довготривалої діяльності в обраній сфері носії цих знань можуть неодноразово змінювати власну систему цінностей і бачення ситуації.

Досліджувати вплив досвідченості стейкхолдерів на успішність реалізації ЕП зручно на прикладі бджільництва. Рішення щодо організації пасіки, догляду за вуликами, профілактики та лікування бджіл, збору та перероблення продукції приймаються виключно крізь призму світогляду, рівня професійної підготовки і практичного досвіду бджоляра (Jacques et al., 2017).

Бджолярі – особливий різновид стейкхолдерів, які одночасно постачають і споживають опосередковані мобільними агентами (*A. mellifera*) ЕП. Головна мета утримання бджіл в Україні – виробництво меду і воску. За даними ФАО (RankingRoyals, 2021), станом на 2021 рік наша країна увійшла до п'ятірки найбільших світових виробників меду (68 558 т) і посіла перше місце в Європі,

випередивши Німеччину, Францію, Португалію та Литву. Річні обсяги виробництва бджолиного воску в Україні оцінюються приблизно в 70 тис. т. Окрім меду та воску, ресурсні послуги *A. mellifera* охоплюють чималий перелік біологічно активних продуктів бджільництва (бджолине обніжжя, перга, прополіс, бджолина отрута тощо) та продукції розведення (бджолині матки і бджолині пакети) (Кравченко, 2015).

За результатами опитування після зимівлі 2020–2021 рр. з'ясовано, що переважна частина практикуючих бджолярів Чернівецької області отримує на своїх пасіках не більше п'яти видів ресурсних послуг (рис. 7.2). Із 192 респондентів 34 % ідентифіковані як споживачі і 17 % як постачальники 6–10 ресурсних послуг *A. mellifera*. Усі або майже всі послуги із запропонованого переліку обрали лише 10 % бджолярів краю для власних потреб і 7 % – під реалізацію. Близько 32 % опитаних вказали, що не одержують прибутку від ресурсних послуг бджоли медоносної. Винятково комерційну діяльність веде 7 % бджолярів.

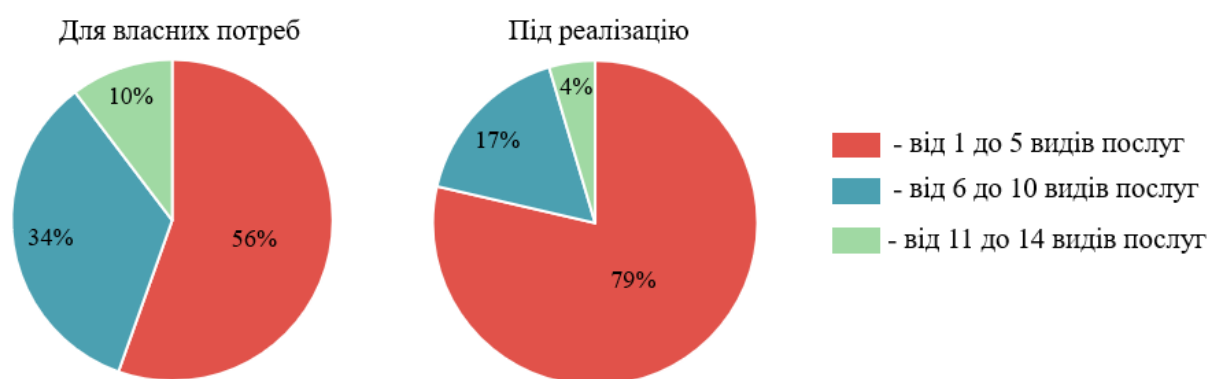


Рис. 7.2. Кількість ресурсних послуг, які отримують від *A. mellifera* практикуючі бджолярі Чернівецької області

Частка бджолярів, які відмітили використання меду для задоволення власних потреб, залежно від способу вилучення, коливається в межах 43–90 % (рис. 7.3). Більшою популярністю користується відкачаний (центрифугований) мед, дещо меншою – стільниковий і забрусний. Лише 60 % респондентів вказали, що продають відкачаний мед, 22 % – стільниковий і 14 % – забрусний. Виробництво воску для власних потреб зазначили 58 % опитаних, на продаж – 22 %.

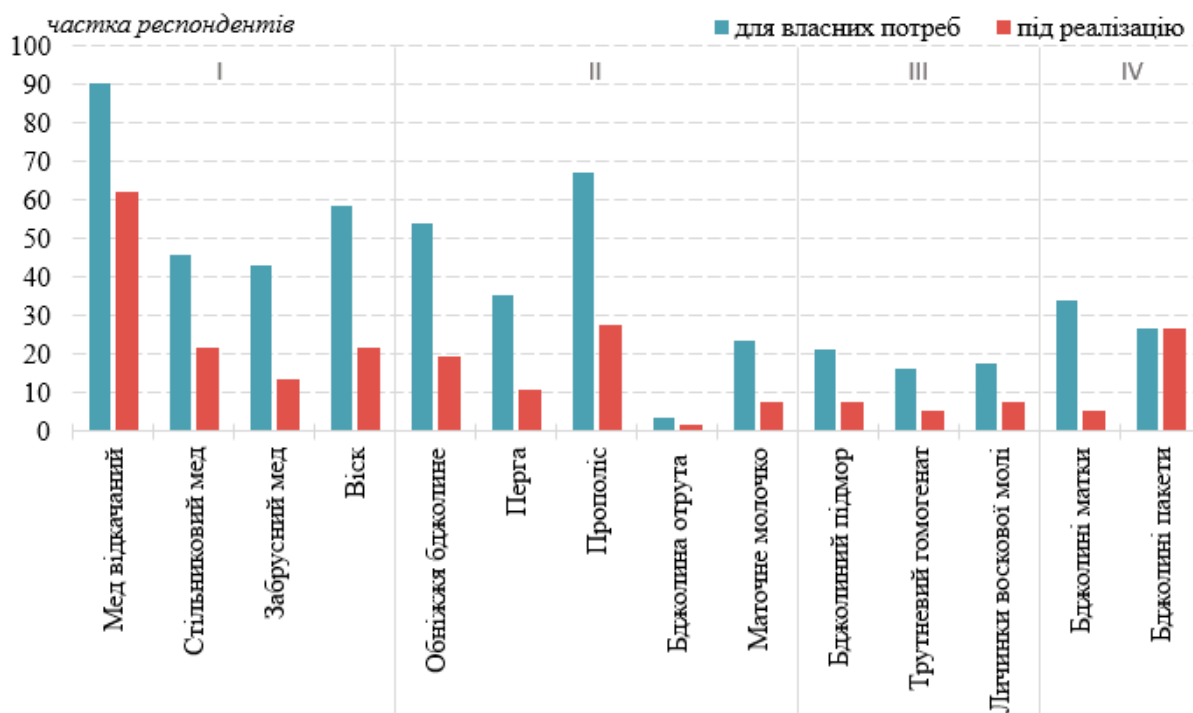


Рис. 7.3. Ресурсні послуги *A. mellifera*, які споживали й постачали бджоларі Чернівецької області за результатами опитування після зимівлі 2020–2021 рр.: I – основна продукція; II – додаткова продукція; III – побічна продукція; IV – продукція розведення

Технологія відкачування меду найпопулярніша не лише в Україні: центрифугований мед домінує на світовому ринку бджолиних продуктів. Відцентрова екстракція дозволяє повторно використовувати стільники. Для відкачування придатні рамки із запечатаними чарунками, що розцінюють як ознаку зрілості меду. Процедурі центрифугування передують розпечатування медових рамок – зрізання 2-3-міліметрового верхнього пласту поверхні стільників. У такий спосіб отримується забрус, або забрусний мед, який являє собою суміш меду з воском. Донедавна його використовували як сировину для виробництва воску після очищення від меду. На сучасному ринку дедалі більше зростає попит на забрусний мед як самостійний продукт бджільництва з дієтичними та лікувальними властивостями (Безпалій, 2011). Водночас українському споживачу добре відомий стільниковий мед, який споживають без будь-якої обробки, у тому вигляді, як його продукують бджоли. Власне, це був єдиний із відомих способів споживання меду

до винайдення обладнання для центрифугування. Сьогодні стільниковий мед привабливий насамперед для поціновувачів екологічного продукту, адже залишає найменше простору для фальсифікації, не зазнає термічної обробки, не контактує з обладнанням на пасіці, зберігає природний аромат. Викладені міркування засвідчують більшу залежність виробництва ресурсних послуг із категорії основної продукції бджільництва від ринку збуту, ніж від уподобань і досвідченості власника пасіки.

Серед запропонованих п'яти варіантів ресурсних послуг із категорії додаткової продукції найбільшим попитом користуються прополіс і бджолине обніжжя (рис. 7.3). Причому бджолярів, які споживають названі продукти в родинному колі, удвічі більше, ніж тих, хто їх пропонує покупцям. Частка учасників опитування, які виробляють прополіс (для власних потреб – 67 %, під реалізацію – 28 %), більша порівняно з пасічниками, задіяними у виробництві воску. Дослідивши світове виробництво сирого прополісу, фахівці дійшли висновків, що цей напрямок перспективний для виходу України на міжнародний ринок (Двикалюк та ін., 2022). Автори критикують стандартні методи зішкрябання прополісу з елементів вулика, наполягаючи на необхідності впровадження нових, більш результативних підходів.

Бджолине обніжжя для власних потреб у Чернівецькій області заготовляють 54 % респондентів, на продаж – 19 % (рис. 7.3). Технологія його збору, обробки і зберігання не викликають у бджолярів труднощів. Обмеження його застосування, вірогідно, більше пов'язане з потенційною алергенністю квіткового пилку, який є головним компонентом продукту. Перга являє собою ферментований пилочок, який складає основу білкового раціону *A. mellifera*. В умовах дефіциту кормових ресурсів надмірне вилучення перги з вулику може мати фатальні наслідки для колонії. Порівняно з усіма розглянутими вище продуктами бджільництва, заготівлю перги практикує найменше респондентів (для власних потреб – 35 %, під реалізацію – 11 %).

Лише 4 % опитаних повідомили, що заготовляють бджолину отруту для особистого користування і 2 % – під реалізацію. Процедури відбору бджолиної

отрути та маточного молочка доволі складні, потребують відповідного обладнання, теоретичних знань і практичних навичок. Вірогідно, саме із цієї причини потенціал *A. mellifera* з виробництва відповідних ресурсних послуг використовується в незначній мірі.

Бджолиний підмор, трутневий гомогенат і личинки воскової молі – специфічна побічна продукція бджільництва, яка широко застосовується в нетрадиційній медицині. Відповідно попит і ринок збуту вужчі, як порівняти з основною продукцією і більшістю найменувань додаткової. Тільки 5–8 % респондентів віднесли себе до постачальників цих ресурсних послуг бджіл і 16–21 % – до споживачів.

Хоча медотоварний виробничий напрямок бджільництва домінує серед опитаних, на території Чернівецької області наявні репродукторні пасіки, котрі спеціалізуються на розведенні *A. mellifera*. Бджолиних маток виводять здебільшого для потреб власної пасіки (34 % респондентів), значно рідше – на продаж (5 %). Заміна матки в колонії на молоду особину – поширене в бджільництві явище. Вважається, що така маніпуляція підвищує продуктивність колонії, а також, – що молода матка легше витримує обробку колонії від паразитів (Горніч, 2017). Добірні матки з високим репродуктивним потенціалом утворюють сильні колонії, які демонструють швидкий ріст і хороше виживання (Amiri et al., 2017; Brodschneider et al., 2019). Молоді і здорові матки дають міцний розплід, більша частина якого сформується в здорових робочих особин. Такі колонії запасують більше меду та пилку порівняно з колоніями, які мають слабких маток (Міщенко та ін., 2020), а отже, мають більше шансів на успішну зимівлю.

Розплідницький напрям бджільництва притаманний здебільшого Степовій зоні України, проте останніми роками Карпатський регіон відзначився неабияким розвитком пакетного бджільництва (Дудар, 2020). Відводки з плідними матками використовують як для вирощування повноцінних колоній, так і для інтенсивного медозбору, отримання маточного молочка, відбирання бджолиної отрути тощо. Серед учасників опитування 27 % відмітили, що формують бджолині пакети як для

потреб власної пасіки, так і під реалізацію. На ринку сформувався попит на ранні пакети чистопородної карпатської бджоли (*Apis mellifera carpatica* Foti, 1965). Карпатці притаманні добра зимостійкість, швидкі темпи нарощування, висока продуктивність маток. Задовільнити наявний запит від пасічницької спільноти можна лише за умови селекційної роботи й попередження спонтанної гібридизації. Відповідно, бджоляр-селекціонер потребує глибоких наукових знань та практичного досвіду для виробництва ресурсних послуг, заснованих на репродуктивній здатності *A. mellifera*.

Бджільництво в Україні – це більше, ніж бізнес. Сягаючи корінням у добу Київської Русі, виробнича культура промислу тісно пов'язана з національною обрядовою культурою (Мовна, 2011) й етнолокальними традиціями (Мовна, 2020). У сучасних реаліях сакральна роль бджоли в повсякденному житті сільської громади набула мистецького напрямку, надихаючи пасічників на креативність, пов'язану з їхнім хобі. Серед наших респондентів 14 % займаються творчістю на бджільницьку тематику (рис. 7.4). Під час телефонного опитування деякі з них охоче навели приклади власної діяльності: складання віршів і пісень, декоративний розпис вуликів, різьбярство, живопис, виготовлення декоративних воскових свічок тощо.

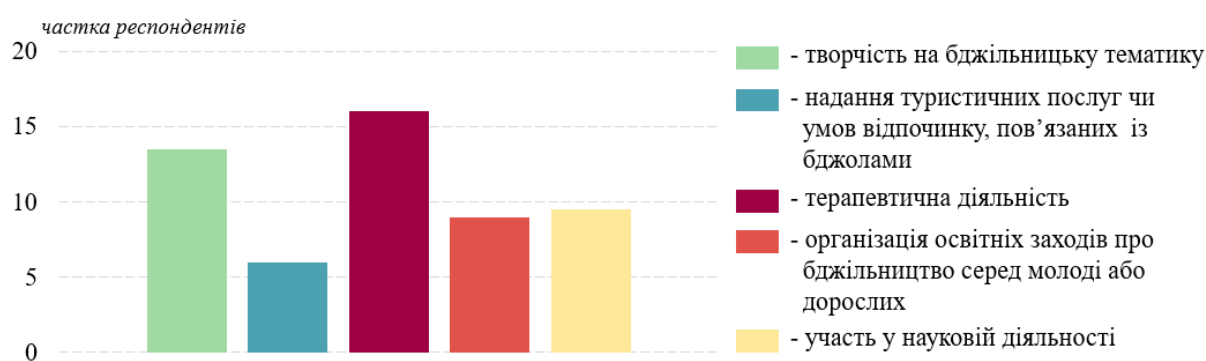


Рис. 7.4. Культурні послуги *A. mellifera*, які споживали й постачали бджолярі Чернівецької області за результатами опитування після зимівлі 2020–2021 рр.

Серед культурних послуг бджоли медоносної по всьому світу важливе місце посідає апітуризм (Aryal et al., 2020; Etxegarai-Legarreta & Sanchez-Famoso, 2022; Izquierdo-Gascón & Rubio-Gil, 2022; Wos, 2014). Це різновид сільського

зеленого туризму, який полягає у відвідуванні пасіки з метою пізнавального відпочинку, фотосесій, дегустації та придбання меду, медових напоїв та інших продуктів бджільництва, виготовлення виробів із воску, самостійного догляду за бджолами. В Україні апітуризм лише набуває популярності, і наразі сконцентрований переважно в західних областях (Гонта, 2023). Із 200 практикуючих бджолярів Чернівецької області, які взяли участь в опитуванні, лише 12 (6 %) дали ствердну відповідь на запитання, чи займаються вони наданням туристичних послуг або умов відпочинку, пов'язаних із бджолами. Із них троє здійснюють бджільницьку діяльність у ландшафтах гір, семеро в передгірських ландшафтах і двоє у рівнинних.

Окремий перспективний напрям – терапевтичний апітуризм, який передбачає сон на вуликах, вуликово-повітряну інгаляцію, апітерапію, медовий масаж. Для цього на пасіці облаштовують апі-будиночки з натуральної деревини. На нижньому ярусі розміщують кілька вуликів зі здоровими бджолиними колоніями. Потолочину над бджолами використовують як ліжко. Завдяки унікальній конструкції людина не контактує з бджолами, але вдихає ароматне повітря з вулику, а гудіння бджіл справляє заспокійливий ефект. Використання терапевтичних практик із застосуванням бджіл було виведене в окреме запитання, що дозволило констатувати найбільшу затребуваність послуги серед респондентів (16 %), як порівняти із рештою запропонованих (рис 7.4).

Що активніше розвивається бджільництво в Україні, то більше привертає уваги з боку населення, а особливо – дітей. Вісімнадцять бджолярів Чернівецької області (9 %) зазначили, що організовують освітні заходи серед молоді та дорослих. Ознайомлення з конструкцією вулику, особливостями життя бджолиної колонії, культурою бджільництва – вдале підґрунтя для формування міцних соціальних зв'язків типу «об'єднання». Інший приклад налагодження соціального капіталу – співпраця практиків із науковими установами. Участь у науковій діяльності відмітили 10 % опитаних бджолярів.

Отже, результати опитування засвідчили, що потенціал культурних послуг *A. mellifera* використовується бджолярами в значно меншій мірі, як порівняти з

ресурсними. Насамперед власники пасік зацікавлені в тих культурних послугах, які можна монетизувати, наприклад, у апітерапії. Водночас у процесі додаткових бесід із бджолярами ми з'ясували, що більшість із них відчуває моральне задоволення від власного хобі (Федоряк та ін., 2019; Fedoriak et al., 2019; Fedoriak et al., 2021).

Регулювальні послуги *A. mellifera* наразі визнаються науковою спільнотою найбільш вагомими в глобальному вимірі, адже сприяють збереженню біологічного різноманіття та підвищенню виробництва ентомофільних сільськогосподарських культур (Ільмінська, 2020; Brittain et al., 2013; Hung et al., 2018; Pava et al., 2022). Здатність бджіл транспортувати велику кількість пилових зерен на своїх волохатих тілах, залежність від квіткових ресурсів і соціальний спосіб життя зумовлюють їхню виняткову роль у ЕП запилення. На додаток до підвищення врожайності сільськогосподарських культур (Зароченцева, Черлінка та ін., 2022; Ільмінська, 2020; Klein et al., 2018; Stein et al., 2017), запилення бджолами сприяє зростанню поживної цінності, а також поліпшенню якості та подовженню терміну зберігання багатьох плодів (Зароченцева, Жук та ін., 2020; Klatt et al. 2014; Pava et al., 2022). Досліджено навіть внесок бджіл у досягнення 15 із 17 глобальних Цілей сталого розвитку ООН (Patel et al., 2021).

Наше опитування також мало на меті оцінити усвідомлення вагомості регулювальних і підтримуючих послуг, які надає *A. mellifera*, бджолярами Чернівецької області як впливовими постачальниками цих категорій ЕП. Респондентам пропонувалося обрати твердження щодо ролі бджіл у наданні некомерційних послуг, з якими вони погоджуються. Загалом отримані відповіді засвідчили високий рівень розуміння значення медоносних бджіл для рослин та екосистем загалом (рис. 7.5). Проте 14 % з-поміж опитаних пасічників сумніваються щодо ролі бджоли в підтриманні генетичного різноманіття і покращення якості плодів та насіння; 8 % – у підтриманні функціонування природних екосистем і регуляції розмноження рослин та збільшенні їх врожайності. Опцію «Чи погоджуєтесь Ви, що бджолі належить важлива роль у

запиленні?» не обрали 7 % респондентів.

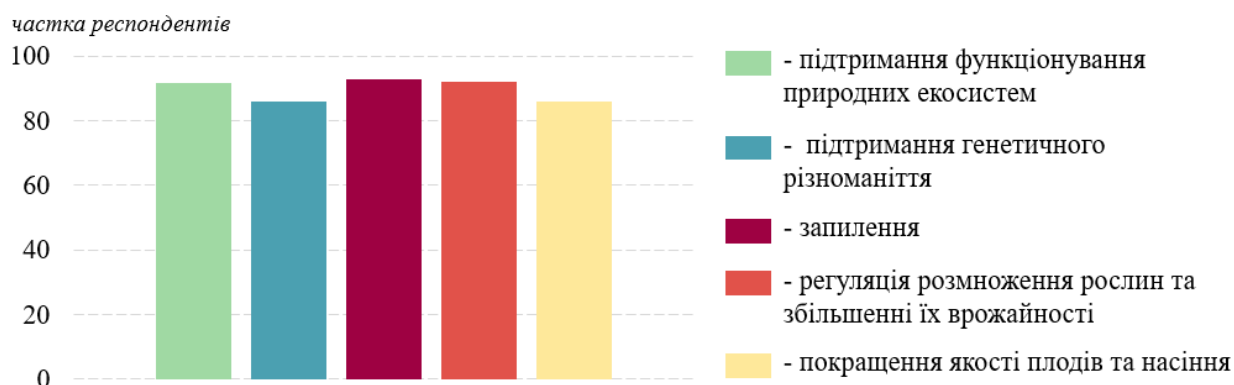


Рис. 7.5. Усвідомлення бджолярами Чернівецької області ролі *A. mellifera* у наданні підтримуючих і регулювальних послуг за результатами опитування після зимівлі 2020–2021 рр.

Лише п'ять із 200 опитаних бджолярів повідомили про позитивний досвід надання платних послуг запилення сільськогосподарських культур на запрошення аграріїв. Розмір винагороди вказаний у діапазоні 100–200 грн. Це значно менше за середню розрахункову ціну, наведену в методичних рекомендаціях по керованому бджолозапиленню (Адамчук, 2020). Наразі в Україні немає правової бази, яка регулювала б оплату бджолярам за запилення полів, садів, оранжерей, що знецінює послугу в очах замовників (Годованюк, 2023).

На здатність бджолиних колоній надавати різноспрямовані ЕП головно впливають сила та імунітет сім'ї, інтенсивність розвитку, якість та кількість корму, профілактика захворювань, заходи, спрямовані на успішність зимівлі. Не лише брак теоретичної підготовки і практичних навичок негативно позначаються на стані пасіки. Необґрунтоване запозичення чужого досвіду, тенденція швидкого старіння знань, надлишок пропозиції на ринку спецзасобів для бджільництва не оминають діяльність пасічників.

Багаторічні результати моніторингу COLOSS в Україні свідчать про більші втрати бджолиних колоній на малих пасіках, як порівняти зі значеннями, отриманими для середніх і великих (Федоряк та ін., 2019; 2021; 2022). Така закономірність спостерігається і в інших країнах-учасницях моніторингу

(Brodtschneider et al., 2016; Brodtschneider et al., 2019; Seitz et al., 2015; Tang et al., 2020). Науковці знаходять цьому пояснення в ефективнішому професійному управлінні на промислових пасіках. На території Чернівецької області статистично значущої відмінності в рівні загальних втрат та смертності на пасіках різного розміру не виявлено (табл. 7.4). Водночас встановлено достовірно вищий рівень нерозв'язних проблем із матками і втрат через несприятливі природні явища на малих пасіках порівняно з великими.

Таблиця 7.4

Зимові втрати бджолиних колоній на пасіках різного розміру в Чернівецькій області після зимівлі 2020–2021 рр.

№	Показник	Малі пасіки (< 50 колоній)	Середні пасіки (51–150 колоній)	Великі пасіки (> 151 колонії)
1	Число пасік, шт	113	69	18
2	Відносна кількість пасік (%)	56,5	34,5	9
3	Загальні втрати, % [95 % CI]	23,08 [18,17–28,84]	15,59 [10,82–21,93]	10,3 [5,02–19,97]
4	Смертність, % [95 % CI]	13,01 [9,54–17,5]	10,19 [6,41–15,83]	8,56 [3,57–19,11]
5	Проблеми з матками, % [95 % CI]	7,45* [4,5–12,07]	4,32 [1,99–9,15]	1,63 [0,74–3,58]
6	Природні явища, % [95 % CI]	2,62* [1,56–4,36]	1,08 [0,57–2,04]	0,12 [0,02–0,64]

Примітки: CI – довірчий інтервал * – достовірна різниця з відповідним показником на великих пасіках ($p < 0,05$)

Роль пасічника в підтриманні здоров'я бджолиної колонії надзвичайно важлива. Здатність вчасно діагностувати симптоми розповсюджених захворювань бджіл, а також прийняти ефективне рішення щодо вибору способів профілактики та лікування впливають не лише на актуальний санітарний стан колонії, але й на подальшу успішність зимівлі. Цьому сприяють роки практики, професійна освіта, членство в бджільницькій асоціації, бджільництво як сімейний бізнес протягом поколінь тощо (Jacques et al., 2017; Sperandio et al., 2019).

Серед найбільш розповсюджених причин зимових втрат бджолиних колоній називають інвазованість кліщем *V. destructor* (Dainat et al., 2012; Schäfer et al., 2010; Traynor et al., 2020). Нині відмічають високий ступінь інвазованості

пасік в усіх фізико-географічних зонах України (Маслій, 2009; Галатюк & Тушак, 2016; Назаренко & Євстаф'єва, 2019). Чернівецька область не складає винятку (Тимчук, 2021). За результатами опитування у 2020 році лікування бджіл від вароозу здійснювало 89,5 % респондентів. Водночас попередню діагностику закліщованості провели тільки 75,5 % бджолярів. Отже, 14 % з-поміж опитаних застосовує акарицидну обробку профілактично, без вагомих на те підстав.

Систематичне безпідставне використання противароозних хімічних препаратів породжує резистентність *V. destructor* до токсичного впливу діючих речовин у їх складі. Проблему загострює відсутність належного державного контролю за імпортом, виготовленням, реалізацією та застосуванням хімічних акарицидів. Проведене нами дослідження доступних для українських бджолярів противароозних ветеринарних препаратів виявило безпрецедентне для країн-учасниць моніторингу COLOSS явище: зафіксовано 136 найменувань без урахування продукції сумнівного складу та походження (Тимчук, 2021; Федоряк та ін., 2020, Tymchuk et al., 2023). Із них 53 препарати (40 %) українського виробництва, решту імпортовано з 21 країни світу (рис. 7.6). За хімічним складом переважають однокомпонентні та комбіновані акарициди на основі амітразу, флувалінату, тимолу і флуметрину. На бромпропілат, кумафос і акрінатрин припадає незначна частка препаратів. Органічні кислоти (щавлева, мурашина, молочна) представлені в складеному нами переліку (додаток Д, табл. Д.1) винятково продукцією з маркуванням ветеринарного препарату, рекомендованого для використання в бджільницькій практиці. Вісім препаратів виготовлюються з використанням рослинної сировини: екстрактів і ефірних олій.

Відмічене й неабияке різноманіття форм випуску противароозних акарицидів. Здебільшого виробники пропонують зручні у використанні смужки або стрічки з нанесеним на деревну (40 найменувань), картонну (17), полімерну (12), паперову (2) або тканинну (1) основу розчином діючої речовини. Нерідко противароозні препарати реалізують у вигляді концентрату емульсії, який необхідно самостійно розбавляти водою для отримання робочого розчину відповідної концентрації. Така форма випуску препаратів «викликає найбільше

занепокоєння, оскільки допускає помилку бджоляра при розрахунку необхідної концентрації, технічні помилки у зазначенні вихідних концентрацій на сайтах інтернет-магазинів, плутанину в одиницях вимірювання та численні проблеми, пов'язані з недоброчесністю реалізаторів» (Федоряк та ін., 2020, с. 112). У вигляді готової до використання рідини пропонується 18 препаратів. Решта мають вигляд порошку, гелю, фумігаційних таблеток і термосублімаційних шнурів, екстрактів, спреїв і навіть подрібненої рослинної сировини.

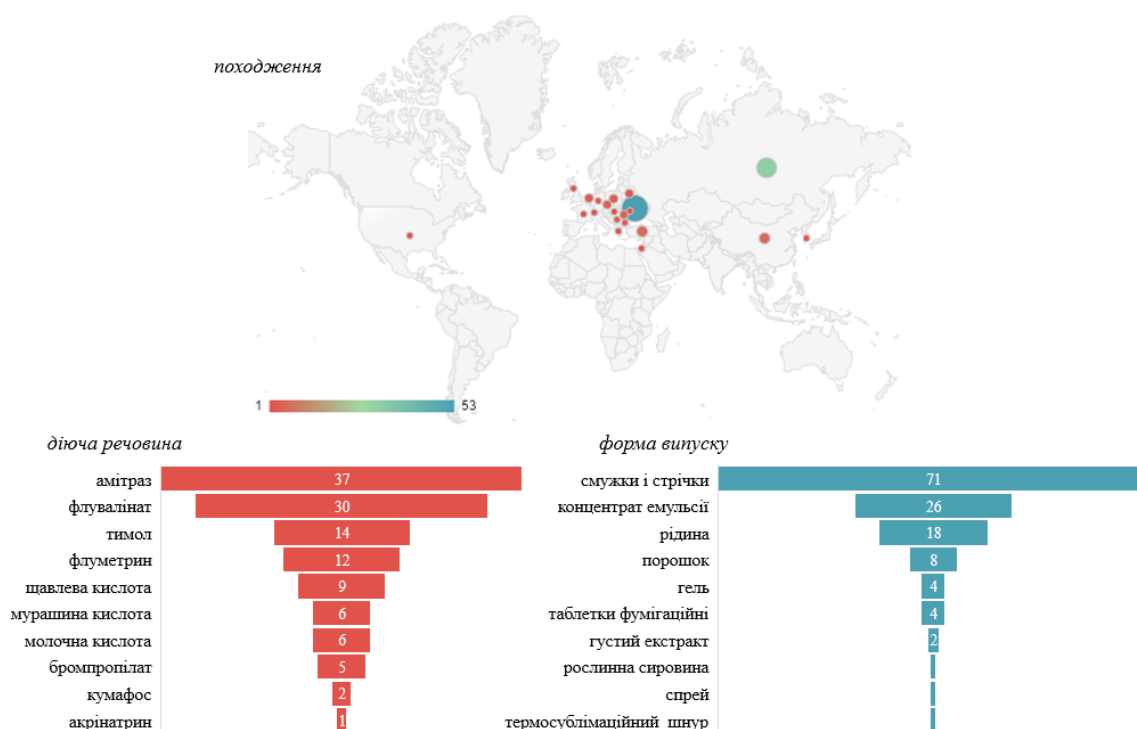


Рис. 7.6. Розподіл кількості противароозних ветеринарних препаратів, доступних українським бджолярам станом на 2020 рік за походженням, діючою речовиною та формою випуску (розроблено авторкою)

Торгові назви окремих препаратів дають уявлення про діючу речовину у їх складі, наприклад «Амітраз-125», «Амітраз-Т», «Амітраз Плюс», «Флувалісан», «Тауфлу», «Апі-флу», «Флу-контакт», «Апіфлум», «Тимол» тощо. Проте здебільшого для визначення складу акарициду необхідно ознайомитися з інструкцією на упаковці або листку-вкладиші. Деякі виробники взагалі не вказують концентрації діючих речовин. Упаковки препаратів китайського й турецького походження можуть містити інформацію винятково мовою

виробника. Інформація, вказана в описі товару на сайтах інтернет-магазинів не завжди відповідає тій, що наведена виробником. Назване підвищує ризики систематичного використання однієї речовини в різних формах і концентраціях на пасіці протягом кількох років. Через брак знань деякі бджолярі надають перевагу лише тим препаратам, які показали позитивний ефект минулими роками. А спостерігаючи ознаки резистентності кліща, на власний розсуд збільшують концентрацію або час обробки. У такий спосіб контролювати інвазію *V. destructor* стає дедалі важче, а зимові втрати бджолиних колоній зростають.

У зв'язку з ембарго на ввіз в Україну російської та білоруської продукції станом на 2023 рік список скоротився щонайменше на 35 препаратів. Проте ситуація з неконтрольованим використанням українськими бджолярями противароозних препаратів залишається гострою. Для порівняння, станом на 2018 рік перелік дозволених до використання ветпрепаратів для бджіл в Угорщині охоплює 15 найменувань, у Румунії – 14; у Словаччині, Італії – 12; у Великобританії, Іспанії – 11; в Австрії, Португалії – 9; у Словенії – 8; у Польщі – 7; у Литві, Ірландії – 6; у Нідерландах, Латвії – 5; у Швеції – 4 (CMDv, 2018).

У розглянутому прикладі спостерігаємо синергічний негативний вплив на ЕП, опосередковані *A. mellifera*, одразу двох кластерів стейкхолдерів: (1) самих бджолярів через недостатню освіченість і досвідченість та (2) управлінців на вищому ієрархічному рівні через ігнорування гострої необхідності регулювання внутрішнього ринку ветеринарних препаратів.

Отже, адаптивне колективне управління екосистемними послугами потребує не лише інтеграції ціннісного плюралізму, але й зусиль, спрямованих на підвищення обізнаності стейкхолдерів щодо предмету прийняття спільних управлінських рішень. З іншого боку, подібний формат співпраці спрямований саме на покращення загального розуміння механізмів функціонування антропогенно змінених ландшафтів, екосистем та їх окремих компонентів, а також наслідків деструктивних впливів.

7.3. Застосування методу фокус-груп для визначення перспективних адаптивних стратегій невиснажливого природокористування на локальному рівні

Адаптивне спільне управління можна охарактеризувати як партнерство знань, оскільки визнає цінність локальних систем традиційних знань і залучає місцеві громади як активних учасників у прийнятті рішень. Надбання корінних народів протягом тривалої взаємодії з місцевим ландшафтом, традиційні звичаї та місцевий досвід розглядаються нарівні з науковими висновками. Дієвий інструмент такої кооперації – робота у фокус-групах (Caillaud & Kalampalikis, 2013; Nyumba et al., 2018; Slovák et al., 2023). Ця техніка сполучає якісний підхід до збору даних і стратегію поєднання наукових досліджень і місцевих знань (Cornwall & Jewkes, 1995).

Фокус-групи – це модеровані дискусії в невеликих групах від 3 до 12 осіб, спрямовані на дослідження колективної точки зору, а не позиції певних респондентів (Slocum, 2003). Група має бути достатньо малою, щоби кожен міг висловитися, але достатньо великою, щоб охопити якомога ширший діапазон поглядів (Stewart & Shamdasani, 2014). Фокус-групи не призначені для досягнення консенсусу щодо розглянутої проблеми, натомість служать для виявлення нових аспектів і забезпечення глибшого розуміння проблеми з боку учасників. Цей підхід дає можливість учасникам активно залучатися до динамічного діалогу один з одним та використовувати ідеї одне одного.

Налагоджена в процесі щорічних моніторингових досліджень тісна співпраця співробітників кафедри екології та біомоніторингу ЧНУ ім. Ю. Федьковича з практикуючими бджолярами краю посприяла посиленню рівня взаємної довіри. Як наслідок, наші постійні респонденти з трьох модельних територій охоче відгукнулися на заклик до участі у фокус-групах щодо проблем бджільництва. Загалом у експерименті взяло участь 77 бджолярів у складі 15 фокус-груп.

Перший етап проведеного дослідження орієнтований на виявлення широкого кола проблем, які, на думку бджолярів, впливають на життєздатність

бджолиних колоній, їхню спроможність надавати ЕП та перспективи локального бджільництва. Відкрита бесіда в усіх фокус-групах стартувала зі з'ясування особистих мотивів учасників, які спонукали їх до створення пасіки. Згодом переходили до активного обговорення актуального стану бджільництва в місцевих умовах. Консолідований перелік тем, складений за матеріалами 15 фокус-груп із трьох модельних територій, представлений у додатку Ж (табл. Ж.1). Детальний порівняльний аналіз тем, розкритих у фокус-групах, а також відмінності колективного сприйняття проблем бджільництва на різних модельних територіях наведені в нашій статті (Fedoriak et al., 2021) та в дисертаційній роботі К. Ю. Тимчук (2021). Тут ми докладніше зосередимося на результатах, цінних із погляду партисипативних практик систематизації та моделювання проблемних ситуацій шляхом інтеграції наукових і місцевих систем знань.

Навіть у межах однієї модельної території фокус-групи суттєво відрізнялися за баченням предмета дослідження, глибиною міркувань, готовністю учасників дискутувати між собою, гнучкістю, виразністю емоційної реакції. Як наслідок, інформативність отриманих результатів та їх придатність до подальшого застосування в моделюванні ситуацій фокусної дії також були різними (додаток Ж, рис. Ж.1–Ж.15). Наприклад, у групі № 10 (с. Дубово, передгірська модельна територія) обговорювали лише три теми (рис. Е.10), а в групі № 4 (сmt. Путила, гірська модельна територія) – чотири (рис. Е.4). Учасники всебічно розкрили власне бачення місцевих проблем бджільництва, що дозволило відстежити обґрунтовані логічні послідовності. Втім, зібраного матеріалу недостатньо для подальшого опрацювання.

У процесі бесіди в групі № 2 (с. Селятин, гірська модельна територія) бджолярі підняли лише п'ять тем, які, однак, охопили всі чотири можливі комбінації факторів: соціальні внутрішні, соціальні зовнішні, екологічні внутрішні та екологічні зовнішні (рис. Ж.2). У такий спосіб вдалося отримати мінімальний набір чинників, придатний для ситуаційного моделювання.

Фокус-група № 7 (с. Стара Жадова, передгірська модельна територія)

сконцентрувалася лише на локальних проблемах, за винятком кліматичних змін (рис. Ж.7), що суттєво звузило поле для подальшого аналізу. Аналогічна проблема виникла при роботі в групах № 11 (с. Зарожани, рівнинна модельна територія) і № 14 (с. Рукшин, рівнинна модельна територія), які торкнулися винятково соціальних чинників, оминувши екологічні.

Такі різномірні результати змусили нас використати для SWOT-аналізу інтегровані дані за результатами п'яти фокус-груп із кожної модельної території. Для участі в другому етапі дослідження ми відібрали по одній фокус-групі з модельної території, чії когнітивні мережі видалися нам найбільш перспективними для моделювання ситуації фокусної дії з огляду на кількість порушених тем і репрезентативність узагальненої проблематики модельної території. Також враховано готовність учасників до співпраці, розкритість у висловленні та обстоюванні власної позиції, відкритість до набуття нових знань і зацікавленість у досягненні практичного результату. Гірська модельна територія представлена в подальших дослідженнях фокус-групою № 5 (с.мт Путила), передгірська – фокус-групою № 6 (м. Сторожинець), рівнинна – фокус-групою № 13 (м. Хотин).

З досвіду закордонних дослідників дієвими виявилися партисипативні практики з використанням підходу візуальних стимулів (Carrasco De La Cruz, 2021; Lynam & Brown, 2012; Villamor et al., 2014). При цьому наголошується, що моделі, розроблені виключно науковцями, сприймаються іншими зацікавленими сторонами як занадто складні й незрозумілі (Guerry et al., 2012). Особи, які приймають управлінські рішення, також вимагають надійних, але водночас простіших, відповідних меті та більш зрозумілих інструментів, які можна імплементувати в практичну діяльність (Ruckelshaus et al., 2015; Wam et al., 2016). З огляду на зазначене, релевантність візуальних матеріалів, залучених до процесу спільного генерування знань, визначається не лише їхньою інформативністю, репрезентативністю і значущістю для учасників, але і здатністю залучити візуальне сприйняття стейкхолдерів, покращуючи їхнє розуміння явищ, процесів та зв'язків.

Незважаючи на зростаючу цікавість до інтерактивних візуальних технік у взаємодії зі стейкхолдерами, наразі асортимент результативних інструментів доволі обмежений. Для подальшої роботи у фокус-групах із бджолярами Чернівецької області ми застосували комбінований підхід із використанням двох форм візуальних стимулів: матриці SWOT-аналізу та нечіткого когнітивного картування.

SWOT (англ. акронім *Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats*) – розповсюджений нині метод стратегічного самоаналізу, який здобув визнання не лише в науці та бізнес-середовищі, але і під час здійснення місцевого самоврядування із залученням громадськості (Ольчак, 2017; Савенкова, 2013). На повторних зустрічах у відібраних для другого етапу дослідження фокус-групах ми ознайомили бджолярів із розширеними переліками тем відповідної модельної території. Після короткого інструктажу стосовно принципів складання матриці SWOT-аналізу групам було запропоновано самостійно визначити відповідне місце для кожної теми зі списку. Роль модератора фокус-групи полягала в стимулюванні процесу колективного прийняття рішень і наданні відповідей на уточнюючі запитання з боку учасників, однак не передбачала безпосередньої участі в дискусії. Наявність додаткових тем, які не обговорювалися раніше в групі, проте згадувалися іншими учасниками експерименту з відповідної модельної території, з одного боку, викликала цікавість у бджолярів, з іншого – певні труднощі під час складання матриці.

З переліку 20 тем, озвучених бджолярами з гірської модельної території, учасники фокус-групи віднесли 6 до сильних сторін, 3 – до слабких, 5 – до можливостей і – 6 до загроз (рис. 7.7). «Унікальний мед» і «Виховання молодого покоління» – внутрішні фактори, які згадувалися винятково у фокус-групах, дислокованих у гірських ландшафтах. На нашу думку, вони варті додаткової уваги при розробленні територіальної стратегії розвитку бджільництва. Учасники також вбачають можливості розвитку наявних пасік в умовах, коли «Занадто мало бджолярів», а, отже, майже відсутня конкуренція. «Попит на продукти бджільництва» розглядався як стимул до сертифікації органічного виробництва

різнотравного карпатського меду. Дискусію викликало «Використання біологічних засобів захисту рослин». Були пропозиції додати тему до сильних сторін. Водночас «Імпорт нових порід бджіл» пропонувалося віднести до загроз.

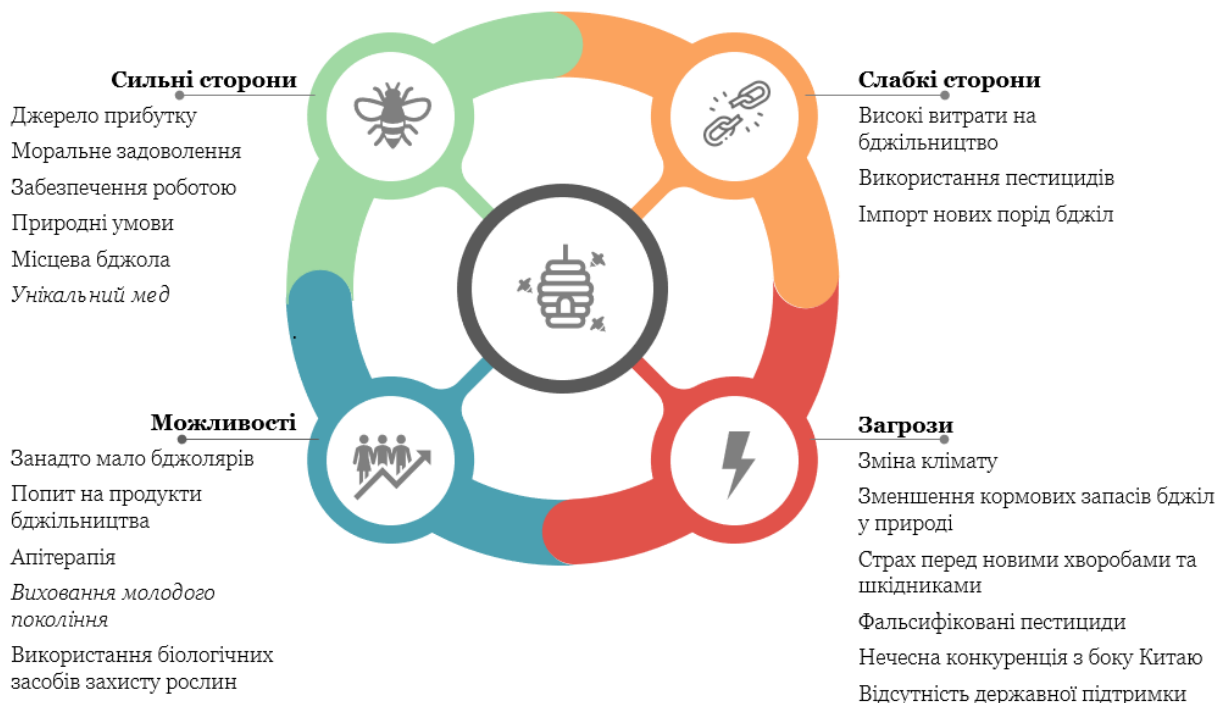


Рис. 7.7. Матриця SWOT-аналізу за результатами фокус-груп гірської модельної території. Тут і далі подано короткі назви тем, описи яких наведено в додатку Е (табл. Е.1). Курсивом виділені унікальні теми модельної території

Отримані під час роботи у фокус-групах дані за своєю природою слабо структуровані і стосуються унікальних у кожному окремому випадку динамічних ситуацій. На додаток, усі вхідні параметри та закономірності розвитку ситуації фокусної дії описуються якісно, а не кількісно. Отже, використання більшої частини наявних методів моделювання неможливе. У таких випадках доцільно вдаватися до нечіткого когнітивного картування. На користь методу свідчить практика застосування для спільного моделювання екологічних ситуацій за участі стейкхолдерів (Gray et al., 2012, 2015; Özesmi & Özesmi, 2004). Засобами когнітивного картування можна поглибити розуміння динамічної системи, визначити та уточнити вплив на неї окремих управлінських рішень.

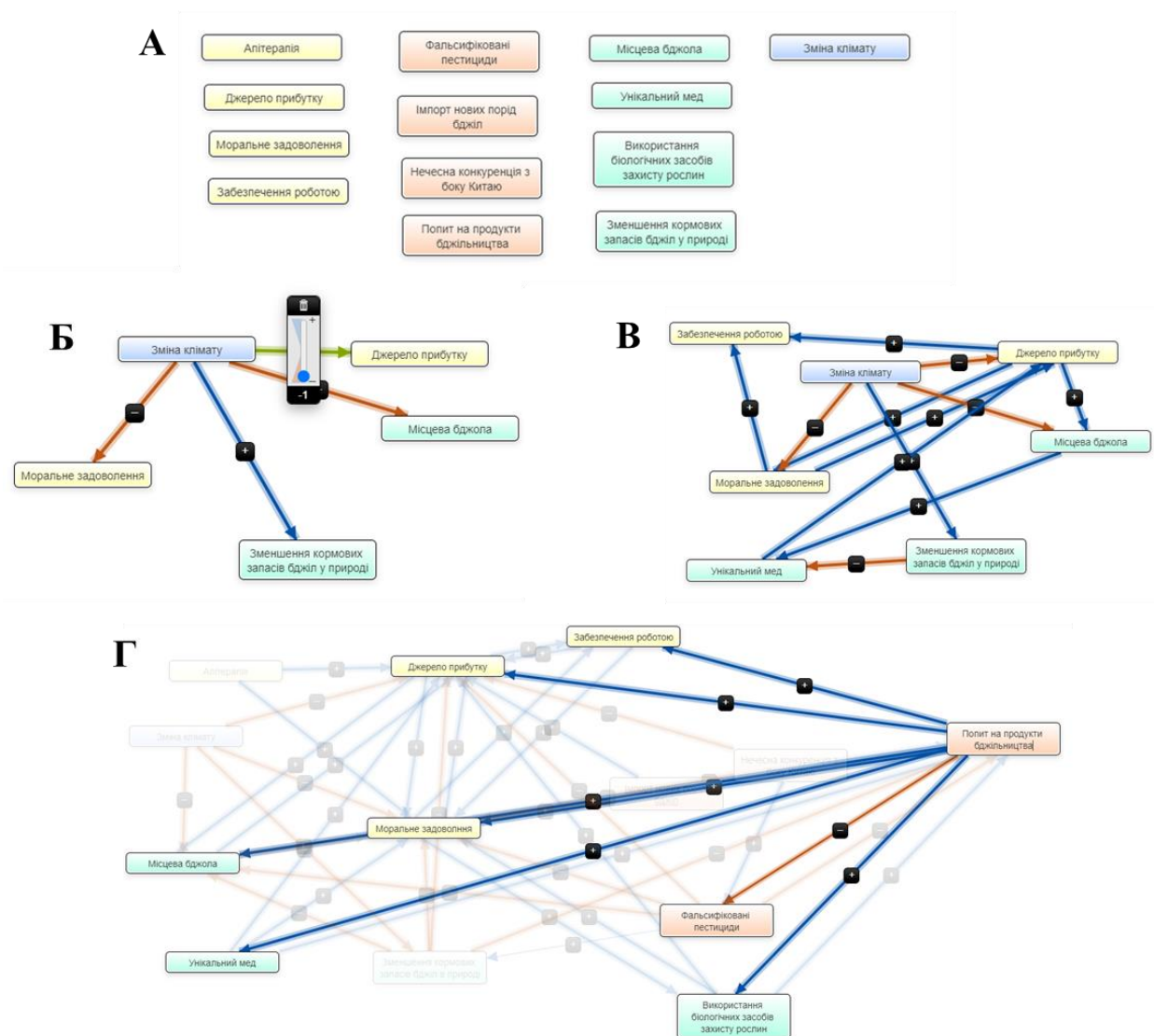


Рис. 7.8. Етапи спільної побудови когнітивної карти у фокус-групі з гірської модельної території

Для моделювання можливих сценаріїв розвитку подій використовували локальні переліки тем, складені під час першої зустрічі фокус-групи. З метою економії часу заготовки тем були попередньо завантажені в інтерфейс сервісу Mental Modeler (рис. 7.8, А). Завданням учасників фокус-групи було знайти зв'язки між ними, оцінити ефект (позитивний чи негативний) та інтенсивність впливу (від 0 до 1) (рис.7.8, Б–Г). Роль оператора під час побудови мережі виконував модератор зустрічі.

Структурована карта охопила 13 логічних компонентів (тем),

об'єднаних 45 зв'язками (додаток Ж, рис. Ж.4). На стадії спільної параметризації мережі з'ясовано, що чотири компоненти виконують роль драйверів системи (рис. 7.9). Один із них, «*Aniterapia*», був оцінений учасниками фокус-групи як позитивний, решта – як негативні: «*Зміна клімату*», «*Нечесна конкуренція з боку Китаю*» та «*Імпорт нових порід бджіл*». На вибір бджолярів були встановлені бажані результати від управлінських дій: посилення або послаблення фактора.

Component	Indegree	Outdegree	Centrality	Preferred State	Type
Джерело прибутку	12	3	15	Increase	ordinary
Моральне задоволення	12	4	16		ordinary
Попит на продукти бджільництва	5	6.62	11.620000000000001	Increase	ordinary
Забезпечення роботою	3	2	5	Increase	ordinary
Використання біологічних засобів захисту рослин	2	3	5	Increase	ordinary
Aniterapia	0	2	2		driver
Унікальний мед	1	3	4		ordinary
Місцева бджола	6	2	8		ordinary
Фальсифіковані пестициди	1.62	4.14	5.76	Decrease	ordinary
Нечесна конкуренція з боку Китаю	0	3	3	Decrease	driver
Зменшення кормових запасів бджіл в природі	1.1400000000000001	4	5.140000000000001	Decrease	ordinary
Зміна клімату	0	4	4	Decrease	driver
Імпорт нових порід бджіл	0	3	3	Decrease	driver

Рис. 7.9. Вікно параметризації когнітивної карти в середовищі Mental Modeler

Платформа Mental Modeler не лише стимулює перцептивні процеси аналізу складної системи зв'язків між екологічними та соціальними чинниками, але й надає інструменти прогнозування розвитку ситуації фокусної дії. Для роз'яснення принципу моделювання, модератор фокус-групи запропонував налаштування, за яких проблема глобальних кліматичних змін і надалі загострюватиметься. Як спосіб управлінського рішення було запропоноване висівання медодайних сидератів поблизу пасіки, сприяння відновленню медодайних чагарників на узліссях і використання системи косіння різнотрав'я після відцвітання медодайних лучних видів рослин. Бджолярі мали змогу переконатися, що пропоновані заходи із вірогідністю 71,43 % підтримають популяцію карпатської породи бджіл, а також позитивно вплинуть на інші складники мережі: виробництво унікального меду, попит на продукцію бджільництва, дохід пасічників тощо (рис. 7.10).

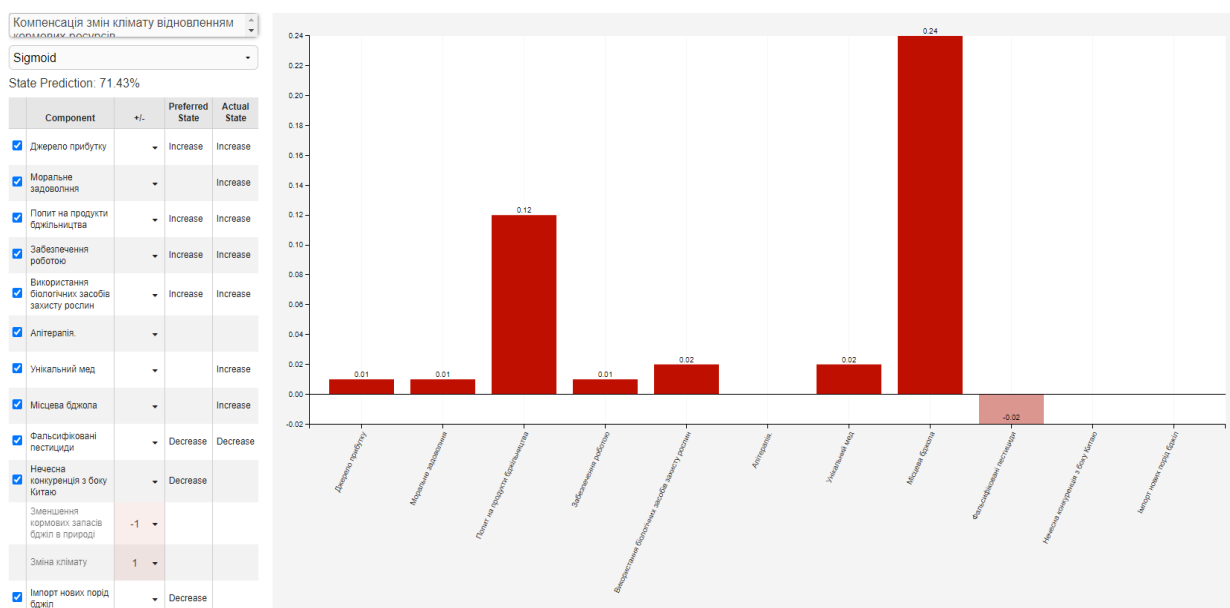


Рис. 7.10. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію компенсації негативного ефекту подальших глобальних кліматичних змін відновленням кормових ресурсів бджіл

За ініціативи учасників фокус-групи були апробовані сценарії посилення державного контролю за обігом пестицидів (додаток Ж, рис. Ж.16), подальшого зменшення кормових ресурсів (рис. Ж.17), посилення імпорту нових порід бджіл (рис. Ж.18), поєднання використання біологічних засобів захисту рослин і розвитку апітерапії (рис. Ж.19) та інші песимістичні й оптимістичні варіації. Під час обговорення результатів сценарного планування цікавість викликали виявлені моделлю неочевидні зв'язки, які не були озвучені в процесі формування мережі. Цінним був відгук щодо потенційних сфер локальної співпраці, які бджолярі визначили для себе в процесі спільного продукування нових знань.

Повторна зустріч із бджолярами передгірської модельної території проведена за описаним вище алгоритмом. Для побудови матриці SWOT-аналізу було використано всі 22 теми, які згадувалися учасниками п'яти фокус-груп модельної території. Із них 7 оцінено як сильні сторони, 3 – як можливості, 5 – як слабкі сторони і 7 – як загрози (рис. 7.11). Темі «Занадто багато бджолярів» і «Неякісні лікарські засоби від вароозу» – унікальні для передгірської модельної

території.

Міркування з віднесення багатьох тем до відповідних категорій SWOT були подібними до викладених бджолярами гірської модельної території, однак виявлені певні відмінності. «Апітерапію» віднесли до сильних сторін, а не до можливостей, як у попередньому випадку. «Страх перед новими хворобами та шкідниками» розташували в переліку слабких сторін, а не загроз.



Рис. 7.11. Матриця SWOT-аналізу за результатами фокус-груп передгірської модельної території

Учасники фокус-групи серед сильних сторін назвали «Локальну співпрацю», а розвиток «Міського бджільництва», як і «Запилення» зазначили серед можливостей розвитку. Привертає увагу той факт, що в процесі першої бесіди в складі фокус-групи міське бджільництво розглядалося як вимушені дії через ризики пестицидного отруєння в сільській місцевості. Під час повторного обговорення учасниками були виявлені приховані переваги утримування пасіки в межах міста, наприклад, велике різноманіття медодаїв з числа культурних рослин і бур'янів на занедбаних територіях. Зокрема, згадувалися *Taraxacum officinale* Wigg., *Solidago canadensis* L., *Epilobium angustifolium* L., *Lamium album* L. Предметом дискусії стала категоризація теми «Занадто багато бджолярів», яку спочатку пропонували віднести до загроз.

У процесі нечіткого когнітивного картування учасниками фокус-групи задіяно 13 компонентів (тем) і знайдено 70 зв'язків (рис. 7.12). Ідентифіковано два драйвери: «Відсутність державної підтримки» та «Неякісні ліки від вароозу», які справляють негативний вплив на систему. Здебільшого інтенсивність зв'язків між темами оцінювалася бджолярами як висока.

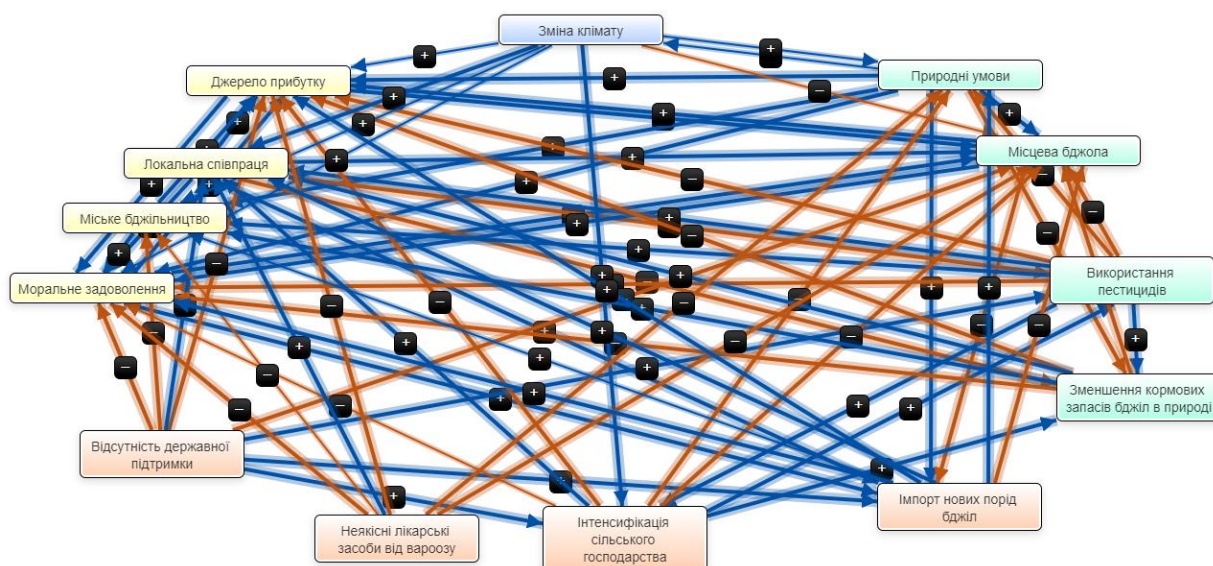


Рис. 7.12. Когнітивна карта, спільно побудована під час роботи у фокус-групі з передгірської модельної території

Після погодження структури мережі модератор фокус-групи запропонував тренувальний сценарій, який передбачає синергійний вплив посилення контролю на ринку противароозних препаратів України і стимулювання тіснішої локальної співпраці (рис. 7.13).

Бджолярі мали змогу переконатися, що суттєве поліпшення стану популяції карпатської бджоли опосередковано через запилення веде до оптимізації природних умов (зростання біологічного різноманіття), підвищує перспективи міського бджільництва і, очікувано, збільшує прибутки.

Водночас посилення конкуренції за доступ до медодаїв може поглибити проблему нестачі кормових ресурсів. Вірогідність реалізації такого сценарію, за оцінкою Mental Modeler, складає лише 27,27 %. З метою визначення стратегічних пріоритетів учасники групи самостійно спрогнозували вірогідні наслідки

подальшого розвитку міського бджільництва (додаток Ж, рис. Ж.20), відновлення кормових ресурсів у поєднанні з деяким зниженням пестицидного навантаження (рис. Ж.21), стимулювання імпорту нових порід бджіл (рис. Ж.22).

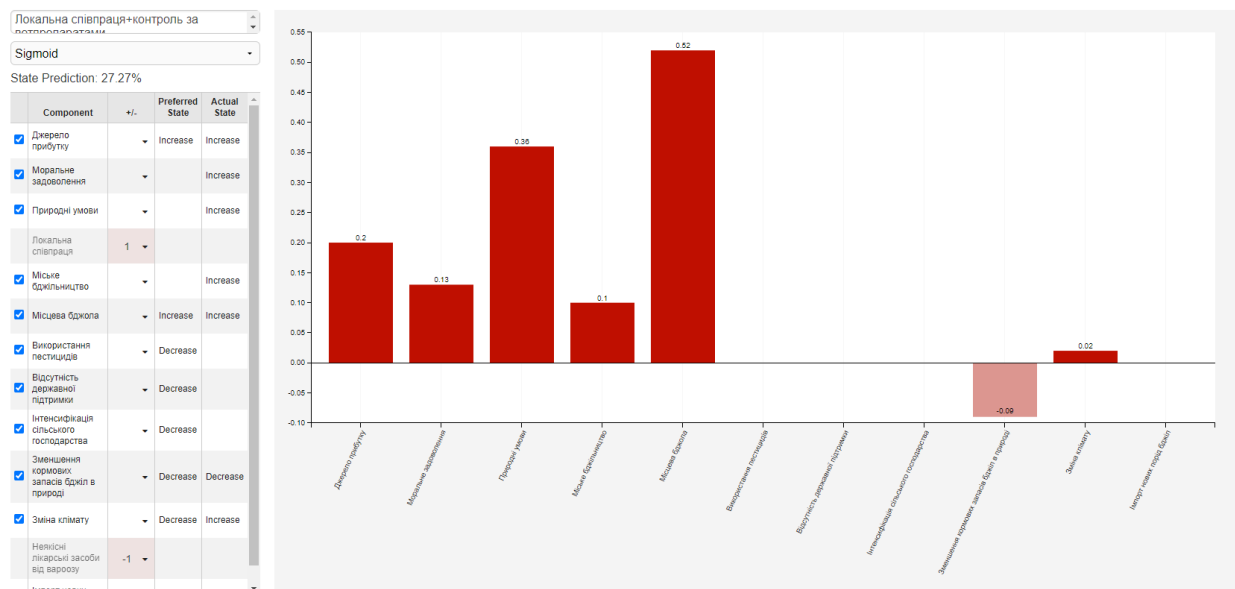


Рис. 7.13. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію за умов посилення локальної співпраці та державного контролю на ринку противірусних препаратів України

Хоча учасники фокус-групи визнали, що за рахунок посилення локальної співпраці та розширення асортименту послуг *A. mellifera* можна дещо поліпшити ситуацію фокусної дії, вони висловили переконання, що за відсутності державної підтримки можливості впливу мізерні.

Бджолярі рівнинної модельної території під час роботи над складанням матриці SWOT-аналізу охопили 25 тем, пов'язаних із локальними проблемами бджільництва (рис. 7.14). П'ять із них не згадувалися учасниками фокус-груп з інших модельних територій: «Інтереси бджільництва», «Втрата кваліфікованого персоналу», «Відсутність діалогу між бджолярами та фермерами», «Низькі ціни на продукцію бджільництва», «Відсутність контролю за ринком пестицидів». До сильних сторін було віднесено 5 тем, до можливостей – 7, до слабких сторін – 5, до загроз – 8.



Рис. 7.14. Матриця SWOT-аналізу за результатами фокус-груп рівнинної модельної території

Поміж власних сильних сторін пасічники вказали лобювання інтересів бджільництва в складі громадських організацій, активну позицію в боротьбі з негативними наслідками хімізації сільського господарства. Можливості зміни актуальної ситуації фокусної дії вони вбачають у локальній співпраці, розвитку міського бджільництва, монетизації розширеного спектру послуг *A. mellifera*. Не надто велика популярність пасічництва на модельній території також розцінюється як сприятливий для розширення бізнесу фактор. Водночас бджолярі усвідомлюють ризики, пов'язані з поступовою втратою (старінням) кваліфікованого персоналу, тенденціями до необґрунтованого запозичення закордонного досвіду, непорозумінням із фермерами, особливо, з власниками садів.

Більшість загроз учасники фокус-групи відчують із боку аграріїв. Інтенсифікація сільського господарства та відсутність державної підтримки лише загострюють конфлікт через надмірну хімізацію агровиробництва. Ситуація поглиблюється наявністю на ринку імпортованого з Китаю дешевого меду, що демпінгує ціни на органічну продукцію місцевого походження.

Для спільної побудови когнітивної карти було охоплено 16 тем, попередньо обговорюваних у фокус-групі № 13. Здебільшого вони стосувалися соціальної складової, втім містили і дві екологічні теми: «Запилення» та «Зменшення кормових запасів бджіл у природі». Учасники використали 120 зв'язків для побудови репрезентативної, на їхню думку, мережі (рис. 7.15). Лише один компонент був визначений алгоритмом Mental Modeler як драйвер – «Відсутність державної підтримки». Решта концептів мали як вхідні, так і вихідні зв'язки. Середня кількість зв'язків на компонент – 7,5.

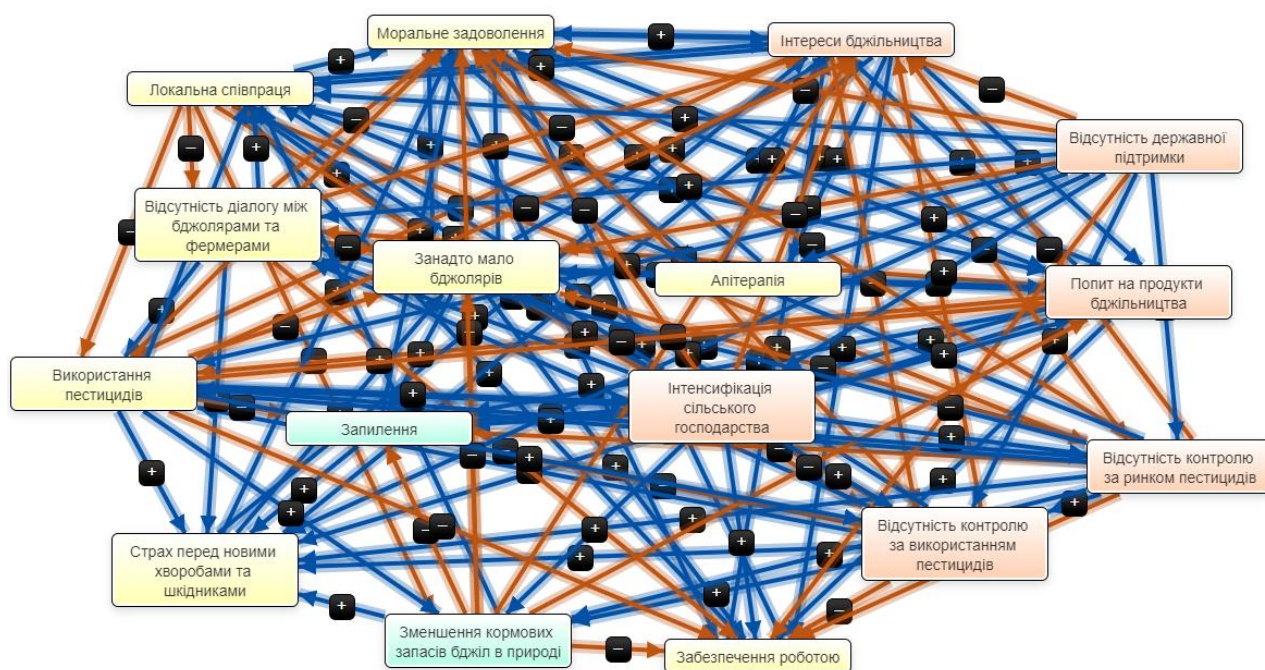


Рис. 7.15. Когнітивна карта, спільно побудована під час роботи у фокус-групі з рівнинної модельної території

Грунтовний підхід до урахування якомога більшої кількості причинно-наслідкових зв'язків та складність мережі на виході надали багатий матеріал для моделювання різноспрямованих сценаріїв розвитку. Для демонстрації модератором обрано сценарій локального розвитку додаткових платних послуг *A. mellifera*: апітерапії та запилення сільськогосподарських масивів (рис. 7.16).

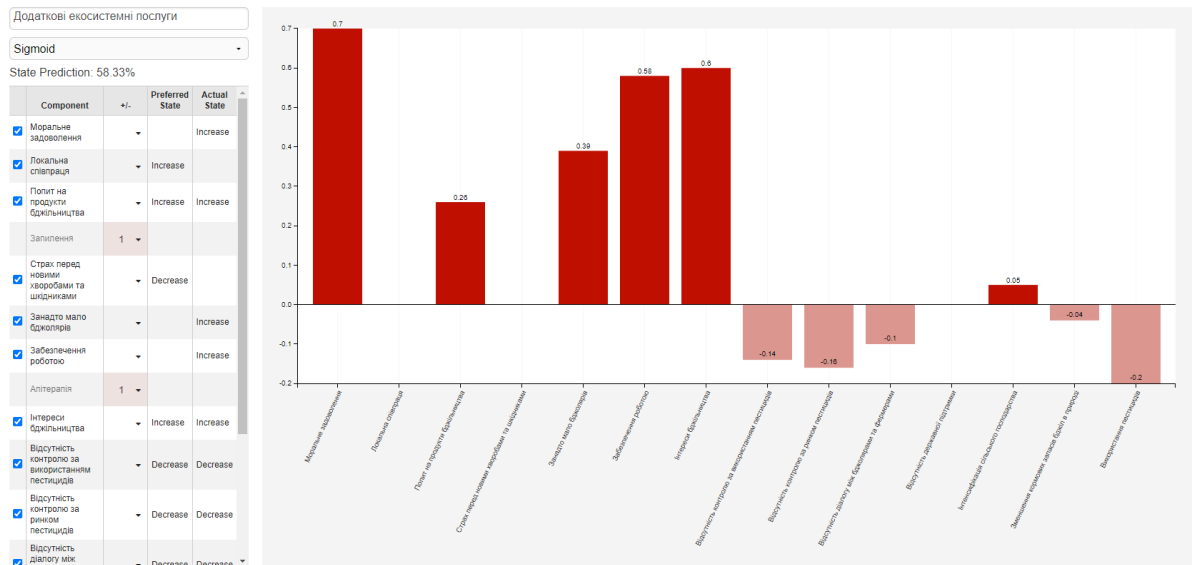


Рис. 7.16. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію розвитку додаткових платних послуг *A. mellifera*

Учасники фокус-групи пересвідчилися, що обране управлінське рішення з вірогідністю 58,33 % позитивно вплине не лише на інтереси бджолярів, але і спонукає аграріїв до поміркованішого використання отрутохімікатів та сприятиме більш конструктивнішому діалогу між фермерами та пасічниками. Спільними зусиллями, без прямої участі модератора група знайшла рішення, за якого вірогідність успішної реалізації зростає до 69,23 % – налагодження конструктивного діалогу з фермерами (рис. 7.17).

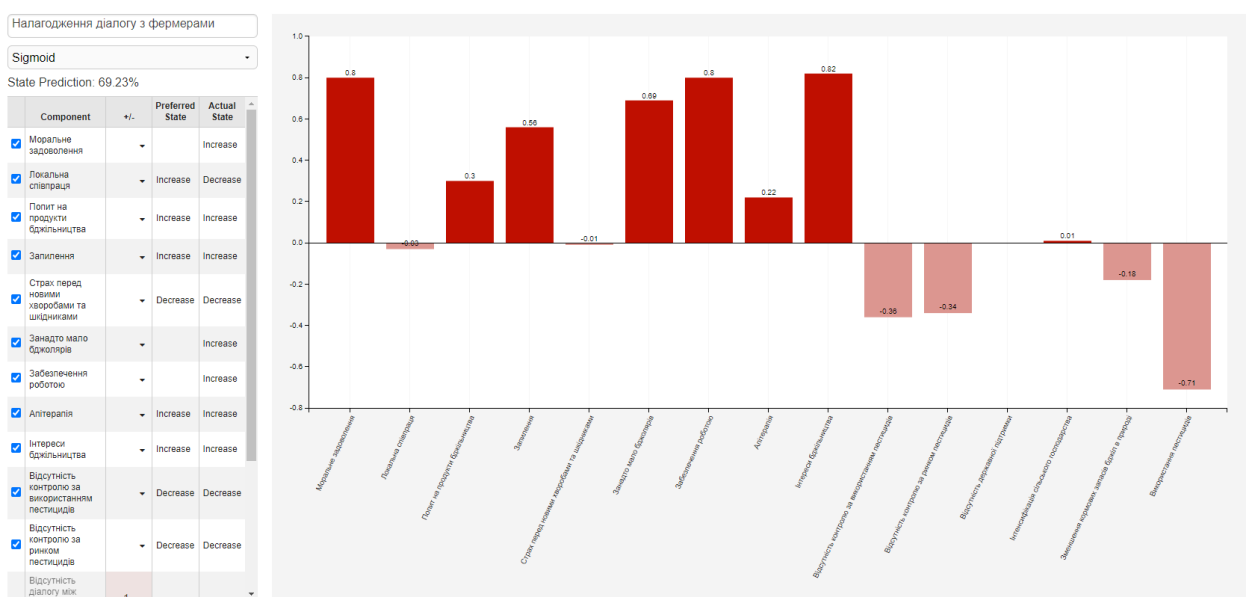


Рис. 7.17. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію налагодження діалогу з фермерами

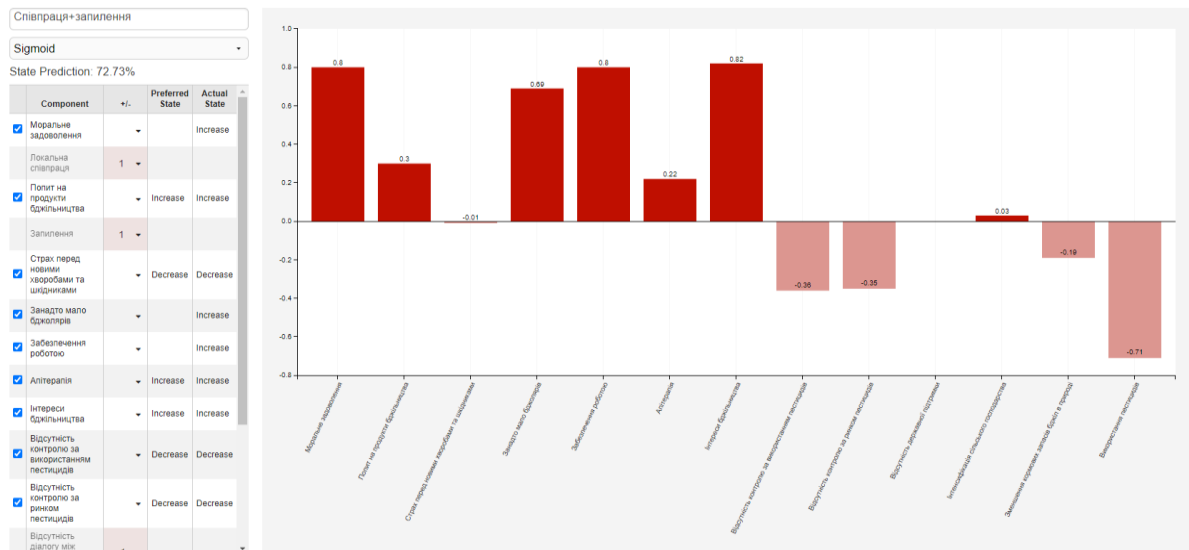


Рис. 7.18. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію розвитку соціального капіталу

Додавши до попереднього сценарію посилення локальної співпраці між бджолярами та популяризацію послуги платного запилення, учасники досягли прогнозованого успіху з вірогідністю 72,73 % (рис. 7.18). У такий спосіб, у процесі спільного навчання учасниками доведена вагомість розвинутого соціального капіталу у вирішенні конфліктних ситуацій під час використання різноспрямованих екосистемних послуг в умовах агроландшафтів.

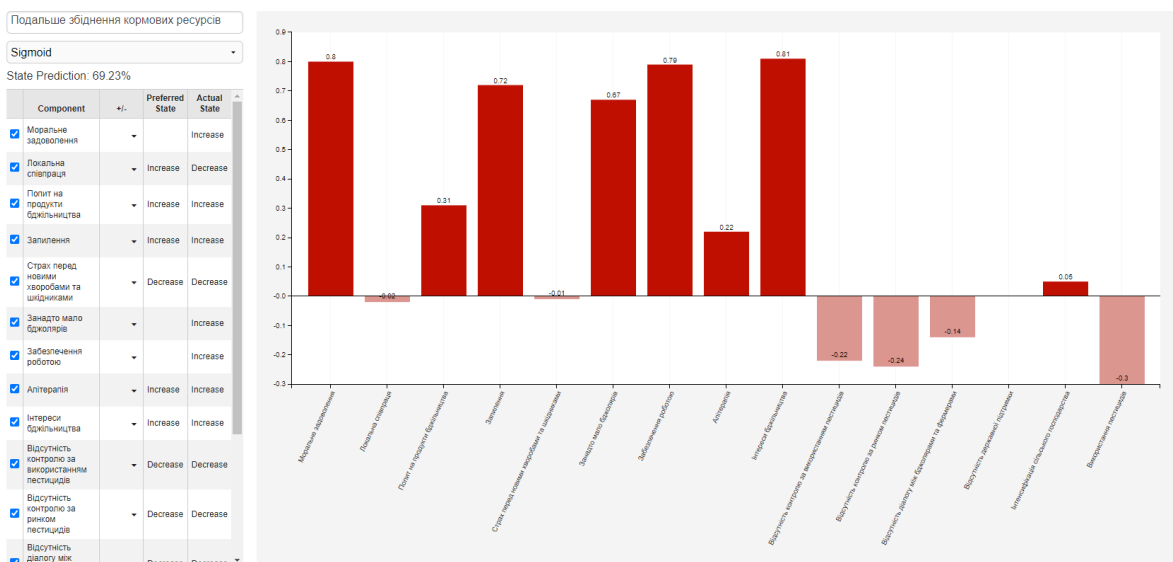


Рис. 7.19. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію подальшого збіднення природних кормових ресурсів бджіл

Цікаві результати отримано і процесі прогнозування ситуації подальшого

збіднення кормової бази бджіл (рис. 7.19). З вірогідністю 69,23 % показане зростання дефіциту бджолярів, що збільшить потребу в послугах запилення. За таких обставин аграрії будуть змушені шукати компромісу і знизиться пестицидне навантаження.

Бджолярі, задіяні в роботі фокус-групи, виявили більше цікавості до результатів експерименту із застосуванням нечіткого когнітивного картування і запропонували чимало інших варіантів розвитку подій, як порівняти з учасниками з гірської та передгірської модельних територій. Зокрема, моделювали відновлення природних кормових ресурсів (додаток Ж, рис. Ж.23), зростання попиту на продукти бджільництва (рис. Ж.24), поєднання локальної співпраці з лобюванням інтересів бджільництва (рис. Ж.26), забезпечення державної підтримки (рис. Ж.26) тощо. Отже, досвід застосування партисипативного підходу в гірській модельній території показав високу ефективність та перспективність. Надалі доцільно провести зустріч у змішаних фокус-групах за участі місцевих бджолярів та фермерів.

7.4. Аналіз просторів взаємодії стейкхолдерів

У контексті налагодження діалогу між стейкхолдерами та нарощування соціального капіталу вартий уваги концепт «третіх просторів» (англ. *third places*) (Agger & Jensen, 2015; Firth et al., 2011; Jeffres et al., 2009). Йдеться про соціальні середовища та громадські місця, зручні для взаємодії між територіальними суб'єктами. На відміну від першого (дім) і другого (робоче місце) просторів, треті простори надають людям можливість збиратися, спілкуватися та брати участь у громадських заходах поза межами їхнього повсякденного укладу життя. Ці місця слугують нейтральним майданчиком для зустрічей членів спільноти, обміну ідеями та налагодження корисних у майбутньому зв'язків.

З позиції спільного адаптивного управління треті простори являють собою соціальні платформи, де стейкхолдери, наприклад члени спільноти, експерти, науковці та представники організацій, можуть збиратися для дорадчого обговорення та інших видів співпраці щодо ЕП. Зазвичай нейтральні місця

заохочують відкриті розмови, обмін знаннями та налагодження стосунків на базі взаємної довіри. Як приклади третіх просторів для спілкування із зацікавленими сторонами наводять громадські центри, публічні бібліотеки, кафе, онлайн-форуми, виставки, семінари тощо (Jeffres et al., 2009).

Ідейний задум третіх просторів наголошує на інклюзивності, доступності та невимушеній атмосфері, що може призвести до більш продуктивної та змістовної взаємодії між стейкхолдерами. Подекуди вони відіграють вирішальну роль у сприянні конструктивному діалогу, розумінні різних точок зору та колективній роботі над спільними проєктами або вирішенню конфліктних ситуацій. У концепції соціального капіталу треті простори розглядаються як соціальний нематеріальний актив і вагомий рушій сталого розвитку громад (Захаров, 2020).

У складі міжнародного колективу з 18 країн (Angelstam, Fedoriak et al., 2021) ми дослідили в порівняльному аспекті особливості третіх просторів для гірської модельної території, який найменше з трьох піддався глобалізаційним процесам. Дослідження зосереджене на таких категоріях третіх просторів: 1) традиційні; 2) новітні та 3) віртуальні.

Тривалий час села обмежувалися традиційним відцентрово-периферійним зонуванням землекористування за давньоримською схемою «*domus – hortus – ager – saltus – silva*» («дім – сад – поле – пасовище – ліс») (Elbakidze & Angelstam, 2007), і відзначалися інклюзивним управлінням механізмами самозабезпечення. Традиційні сільські системи підтримували виробництво чималої кількості ЕП, забезпечуваних багатоцільовими агроландшафтами. У важкодоступних, віддалених від міст населених пунктах вдалося значною мірою зберегти в загальних рисах усталений традиційний спосіб життя. Традиційні простори для соціальних взаємодій у таких селах можуть мати різноманітні формати залежно від культурної спадщини та місцевих умов. Утім, їхня спільна риса – надання переваги взаємодії лице-в-лице, наприклад, церкви, місцеві клуби, бари, базари, бібліотеки, відкриті громадські місця.

Через технологічний прогрес, глобалізацію, урбанізацію та модернізацію

традиційна сільська громада не припиняє еволюціонувати. Особливо відчутна трансформація великих населених пунктів поблизу міст. Сучасні реалії та розпочатий 2014 року процес децентралізації влади в Україні передбачають залучення громадян до здійснення місцевого самоврядування. Разом із цим прийшло усвідомлення потреби в соціально-активних громадянах для висування і втілення прогресивних місцевих ініціатив. Для задоволення цієї потреби передбачені новітні простори для співпраці: загальні збори громадян, об'єднання в громадські організації та спілки, вуличні або квартальні органи самоврядування, робочі ініціативні групи. Йдеться про неформальні форми співпраці, у яких члени зустрічаються на регулярній основі, щоб обговорити та запропонувати рішення спільних проблем, розробити стратегії впровадження рішень, розробити бізнес-ідеї тощо.

У XXI столітті на додачу до фізичних комунікаційних просторів з'явилося чимало віртуальних, реалізованих за допомогою сервісів електронної пошти, численних соціальних мереж, форумів за інтересами, месенджерів, відеочатів, віртуальних навчальних і експериментальних лабораторій тощо. Під час пандемії COVID-19 їхня роль стрімко зросла й набула неабиякого розповсюдження не лише в міжособистісних стосунках та бізнес-середовищі, але й у державних структурах, освіті, міжнародних відносинах та багатьох інших сферах суспільного життя.

Окремі дослідники (Driskell & Lyon, 2002) розглядають у перспективі цифровий кіберпростір як найважливішу платформу для відновлення спільнот, деградованих унаслідок депопуляції сільської місцевості та глобальної мобільності населення. Соціальна доступність цифрових пристроїв та інтернет-мережі змінюють взаємодію в спільнотах із моделей «від дверей до дверей» і «від місця до місця» до моделей «від людини до людини» і «від ролі до ролі» (Wellman, 2001). Першочергово це дозволяє вирішити логістичні проблеми, надаючи можливості повноцінної співпраці в режимі реального часу на великих відстанях. Однак, віртуальні простори співпраці зазнають і критики як фактор пригнічення традиційних культурних цінностей та їхнього змістового

спотворення (Baltezarevic et al., 2019). На відміну від традиційних третіх просторів, які залишаються незмінними протягом століть, віртуальні за останнє десятиліття неодноразово зазнали модернізацій, пройшовши шлях від кількох різних форм дистанційного спілкування (телефонні дзвінки, електронна пошта, текстові повідомлення) до сотень комунікаційних засобів, кількість яких продовжує збільшуватися.

Усі розглянуті категорії третіх просторів є підґрунтям для нарощування соціального капіталу. Традиційні місця зустрічей у сучасному суспільстві більше сприяють зміцненню внутрішньогрупових сполучень типу «згуртування». Новітні простори надають поштовх для формування міжгрупових зв'язків типу «об'єднання» і можуть розглядатися як соціальний ліфт для нарощування вертикальної співпраці за типом «зв'язування». На наш погляд, віртуальні простори придатні для взаємодій на різних рівнях і етапах розвитку соціального капіталу. Вони сприяють налаштуванню зв'язків і відносин між різними особами чи групами, які можуть не мати прямої спільної соціальної чи культурної належності. У такий спосіб люди отримують можливість вийти за рамки власного соціального кола, у невимушеній атмосфері демонструють різні погляди, досвід і знання. Конструктивна взаємодія в третіх просторах виховує емпатію, розуміння та відчуття спільної мети, усуваючи розриви, які можуть існувати в суспільстві. Це сприяє розвитку довіри та взаємної поваги між людьми з різних верств суспільства.

Водночас віртуальні простори для соціальних взаємодій – канал неконтрольованого поширення недостовірної чи навмисне фальсифікованої інформації, формування хибної громадської думки, що може мати широкомасштабний негативний вплив на реальні ситуації. Тож їх використання в спільному прийнятті управлінських рішень щодо продукування та споживання ЕП доцільно комбінувати з іншими категоріями третіх просторів.

У нашій статті (Angelstam, Fedoriak et al., 2021) подано вичерпну порівняльну оцінку третіх просторів за результатами ситуаційного аналізу в 16 регіонах, дислокованих у 18 країнах Європейського континенту. За

часткою лісовкритої площі їх було розподілено на три групи: 1) >50 %; 2) 50–20 %; 3) <20 %. Буковинські Карпати віднесені до другої групи, отже, нижче ми наводимо результати порівняння лише в межах відповідного кластеру (табл. 7.5).

Таблиця 7.5

Експертна оцінка активності використання третіх просторів у дослідних регіонах Європейського континенту з лісовкритою площею 20–50 %
(розроблено в співавторстві, Angelstam, Fedoriak et al., 2021)

Треті простори \ Країни		Україна	Австрія	Грузія	Литва	Північна Македонія	Польща	Шотландія	Словаччина
Традиційні	Церква	2+	1=	1=	2-	1-	2=	0	1-
	Клуби	1-	1=	2=	2=	2=	1+	1-	1+
	Бари/паби	2+	2=	0	0	1=	0	1-	2+
	Кав'ярні	0	2=	0	1+	1=	0	1=	0
	Базари/магазини	1+	2=	1-	2-	1=	1-	0	2-
	Публічні відкриті простори	1=	1=	2=	2=	2=	2+	0	1=
	Громадські організації	1+	2=	0	1+	1+	2+	2+	0
	Фестивалі/публічні святкування	2=	2=	2=	1+	1=	2=	1=	1-
Новітні	Програма ЄС LEADER	0	2=	2=	1+	1+	0	0	1+
	Програми Всесвітньої спадщини і Рамсарської конвенції	0	1=	0	2=	0	1+	0	0
	Співробітництво розвитку ³	0	0	2+	1+	2+	1+	1-	1+
	Національні парки	1+	0	2=	2=	1+	1-	0	0
	Наукові дослідження	1+	2=	2=	1+	1-	2+	1+	1+
	Міжнародні НГО	1+	1=	0	1=	1+	1+	0	1+
	Веб-сторінки	1+	2=	1+	2+	1+	1+	1+	2+
Віртуальні	Електронні пошти/блоги	1+	2=	1+	2+	1+	1+	1+	2+
	Соціальні мережі	2+	2=	2=	2+	2+	2+	1+	2+
	Громадські геоінформаційні системи	1+	1=	1=	1+	0	1+	0	0
	Онлайн-опитування	0	1=	0	1+	0	1+	0	1+

Примітки: Практика використання місцевих третіх просторів позначена як активна (2), наявна (1) або (майже) відсутня (0); за зміною відносно кінця XX ст. як зростаюча (+), стабільна (=) або спадна (-).

Як і у віддалених гірських регіонах загалом (Zhuk & Demedyuk, 2018), у гірській модельній території село – ключова соціально-екологічна одиниця. Для

місцевого населення церква, сільські ради, клуби та бібліотеки були і залишаються важливими місцями для взаємодії. Водночас сільські клуби як явище втрачають популярність, дедалі більше поступаючись барам як розважальним закладам (табл. 7.5). Традиційні церковні свята, коли люди із сусідніх сіл мають змогу зустрічатися в невимушеній доброзичливій атмосфері, знову набувають актуальності. За вагомістю церкви в згуртуванні громади встановлено подібність для України та Польщі. Відмічено також ренесанс етнографічних заходів (Кібич & Кібич, 2010). Таких як, наприклад, щорічне весняне свято «Вихід на полонини», присвячене сезонній міграції худоби й овець на високогірні луки.

Кав'ярні, важливі для підтримання комунікації в австрійців, не позначені місцевим населенням гірської модельної території як популярне місце зустрічей. Водночас зростає роль базарів і магазинів як просторів для зустрічей і спілкування. Цікаво, що для Грузії, Литви, Польщі та Словаччини відмічається тенденція до спадання активності взаємодій між членами громади в цих місцях (табл. 7.5). У більшості країн, які входять до одного з Україною кластеру, вказане зростання вагомості громадських організацій у формуванні соціального капіталу сільських громад. Публічні відкриті простори, як і публічні святкування, продовжують відігравати важливу роль для мешканців сіл у багатьох країнах, які взяли участь у дослідженні (Angelstam, Fedoriak et al., 2021).

Новітні треті простори, на відміну від традиційних, виявляють більшу територіальну специфічність. З названого – програми ЄС LEADER, Всесвітньої спадщини й Рамсарської конвенції, а також співробітництво з розвитку не знайшли відклику в запрошених експертів із модельної території. В окремих країнах їх згадують як платформи для активної кооперації селян. Проте, позитивним зрушенням стала участь наших співвітчизників у проєктах, ініційованих національним природним парком, науковими установами, міжнародними НГО. Зокрема, впроваджуються ініціативи щодо створення нових робочих місць, пов'язаних із відпочинком на природі та екологічним туризмом, збереженням біорізноманіття та дикої природи. Буковинські Карпати – об'єкт

транснаціональної природоохоронної співпраці з Румунією та іншими європейськими державами.

За останні роки відчутно поліпшилися послуги мобільного зв'язку та доступ до мережі Інтернет на гірській модельній території. Це обумовлює дедалі більше поширення віртуальних третіх просторів не лише для особистого спілкування, але і для різних форм співпраці. Незважаючи на невелику відстань до обласного центру (120 км), погана якість доріг та нерозвинена транспортна інфраструктура ускладнюють комунікації між селами. Засоби дистанційного спілкування значно розширюють можливості співпраці на регіональному та національному рівнях управління. Найповніше місцеве населення використовує ресурси соціальних мереж (табл. 7.6).

Таблиця 7.6

Експертна оцінка формування зв'язків соціального капіталу за групами третіх просторів у дослідних регіонах Європейського континенту з лісовкритою площею 20–50 %

(розроблено в співавторстві, Angelstam, Fedoriak et al., 2021)

Треті простори	Країни Зв'язки соціального капіталу	Україна	Австрія	Грузія	Литва	Північна Македонія	Польща	Шотландія	Словаччина
Традиційні	Згуртування	2=	2=	2=	2-	2=	2=	2-	2=
	Об'єднання	1=	2=	2=	2-	1=	1=	2-	1=
	Зв'язування	1=	1=	1=	1=	1=	1=	1-	1=
Новітні	Згуртування	2+	1=	2=	1+	2+	2+	2=	2+
	Об'єднання	1+	1=	2+	1+	2+	2+	2=	2=
	Зв'язування	1+	1=	1+	1+	2+	2+	1+	1+
Віртуальні	Згуртування	2+	2=	2+	1+	1+	2+	1+	2=
	Об'єднання	1+	2=	2+	1+	1+	2+	1+	2+
	Зв'язування	1+	1=	1=	1=	1+	1+	0=	1+

Примітки: Процес формування соціальних зв'язків на відповідних третіх просторах оцінений як активний (2), наявний (1) або (майже) відсутній (0); за зміною відносно кінця ХХ ст. як зростаючий (+), стабільний (=) або спадний (-).

Подібну ситуацію відмічено й у інших країнах, за винятком Шотландії. Веб-сторінки використовуються менш активно, ніж у Австрії, Литві та Словаччині, як і спілкування через електронні скриньки та блоги. На відміну від жителів окремих регіонів Північної Македонії, Шотландії та Словаччини, у межах гірської модельної території наявний досвід користування громадськими геоінформаційними системами (табл. 7.6).

Аналогічним чином проаналізовано успішність формування трьох типів зв'язків соціального капіталу шляхом взаємодії на різновидах третіх просторів (табл. 7.6). Здебільшого в усіх країнах експерти вказали, що тим чи іншим чином різні формати спілкування сприяють формуванню як горизонтальних, так і вертикальних зв'язків соціального капіталу. В Україні, як і в багатьох інших країнах, найміцніші взаємини формуються за типом «згуртування» незалежно від характеру просторів. Зв'язки типу «об'єднання» і «зв'язування» також наявні за всіх трьох форматів взаємодії між зацікавленими сторонами, однак процес їх формування неможливо охарактеризувати як активний.

Європейський досвід показує, що представлений у таблиці 4.7 перелік третіх просторів цілком може сприяти активному формуванню зв'язків типу «об'єднання». Зокрема, Північна Македонія і Польща демонструють активне використання із цією метою новітніх просторів. З усіх аналізованих країн, лише шотландські експерти вказали на тенденцію до спадання активності налагодження зв'язків на традиційних просторах і абсолютну непридатність віртуальних просторів для налагодження вертикальної співпраці.

Підсумовуючи проведені дослідження, котре поєднує структуру соціального капіталу зі взаємодією на різних формах третіх просторів, зауважимо, що на додачу до традиційних і віртуальних, варто розвивати новітні простори, які складають основу управління ландшафтами в контексті зеленої інфраструктури європейських країн.

Актуальність обраного напрямку досліджень і цінність отриманих нами в співпраці із закордонними колегами результатів визнані Генеральним директором із питань навколишнього середовища Європейської Комісії.

Короткий реферат опублікованої за нашим співавторством статті «*Meeting places and social capital supporting rural landscape stewardship: A Pan-European horizon scanning*» (Angelstam, Fedoriak et al., 2021) надісланий більш ніж 19500 політикам, науковцям та підприємцям по всій Європі для впровадження під час розроблення ефективної, науково обґрунтованої політики природокористування.

Висновки до розділу 7

Сучасний контекст менеджменту ЕП потребує скоординованої співпраці державних структур з іншими урядовими рівнями, громадянським суспільством і суб'єктами приватного сектору, які виконують роль користувачів, постачальників і посередників ЕП. Залучення зацікавлених сторін до досліджень ЕП на локальному рівні може мати визначальне значення для досягнення регіональних цілей сталого розвитку, стійкості ландшафтів і поліпшення добробуту населення. Соціальний капітал відіграє вирішальну роль у стимулюванні обміну інформацією та передачі знань між різними групами стейкхолдерів.

Очікування щодо забезпечуваних у ландшафтному вимірі ЕП, відрізняються в часі та просторі, а також серед груп зацікавлених сторін із різними потребами, перспективами та системами цінностей.

На основі подібності сфери інтересів, категорій вигод, системи екологічних знань, ролі та ступеня повноважень ідентифіковано 9 узагальнених функціональних кластерів стейкхолдерів ЕП лісових екосистем та 11 – агроекосистем. Показані відмінності в інтересах на різних рівнях від локального до міжнародного, а також оцінено їх можливий вплив на управління лісовими екосистемами загалом і на надання конкретних екосистемних послуг зокрема.

Методом експертних оцінок проаналізовано бачення двох різновидів лісовкритих територій із позиції лісівників традиційної школи та екологів. Отримані результати свідчать про негативний вплив традиційного укладу на успішність реалізації підтримуючих і регулювальних ЕП у лісових ландшафтах. Розв'язання проблеми потребує впровадження в практику основ наближеного до природи лісівництва. Індивідуальні й диференційовані підходи до планування лісгосподарської діяльності в різних умовах вимагають неабиякої професійної

гнучкості зі сторони лісівників і глибокого розуміння не лише основ лісівництва, але і природи явищ та процесів, які супроводжують функціонування та розвиток лісових екосистем.

На початкових етапах переходу від традиційного до багатофункціонального лісового господарства доцільно компенсувати світоглядний конфлікт залученням до співпраці широкого кола вузьких спеціалістів: екологів, геоботаніків, ґрунтознавців, фахівців зі сталого розвитку тощо. Досягнення консенсусу щодо головних цілей на цьому етапі видається малоймовірним. Проте, запуск процесу шляхом зосередження на проміжних цілях, яких легко досягти, може стати основою для більш охочої співпраці зацікавлених сторін.

Досвідченість бджолярів – потужний фактор впливу на реалізацію послуг, які надає *A. mellifera*. Зокрема, показано вплив розміру пасіки на частоту виникнення фатальних проблем із бджолиними матками та загибель через негативні природні явища. Найбільші зимові втрати бджолиних колоній зафіксовано на малих аматорських пасіках із кількістю вуликів від 1 до 50.

Бджолярі Чернівецької області задовольняються здебільшого 1–5 ресурсними послугами *A. mellifera*. Із 192 респондентів 34 % ідентифіковані як споживачі і 17 % як постачальники 6–10 ресурсних послуг *A. mellifera*. Усі або майже всі послуги з запропонованого переліку обрали лише 10 % бджолярів краю для власних потреб і 7 % – під реалізацію. Частка респондентів, які вказали на використання культурних послуг *A. mellifera* не перевищує 20 %.

Незважаючи на усвідомлення бджолярами Чернівецької області ролі *A. mellifera* у наданні підтримуючих і регулювальних послуг, лише 5 із 200 опитаних бджолярів повідомили про позитивний досвід надання платних послуг запилення сільськогосподарських культур за запрошенням аграріїв.

Анкетування українських бджолярів щодо застосування противароозних заходів виявило недостатню обізнаність у питанні моніторингу ступеня закліщованості вуликів. Як наслідок, обробка від кліща *V. destructor* в окремих випадках здійснюється без підстав. Пасічники вдаються до різних засобів лікування

бджіл від вароозу: біотехнічних, хімічних із застосуванням органічних кислот і синтетичних речовин, народних методів.

Встановлено безконтрольну торгівлю на території України акарицидами в кількості понад 136 препаратів вітчизняного та закордонного виробництва. Не всі доступні бджолярам препарати сертифіковані та супроводжуються необхідною інформацією. Отримані результати є свідченням синергічного негативного впливу на ЕП, опосередковані *A. mellifera*, одразу двох кластерів стейкхолдерів: самих бджолярів через недостатню освіченість і досвідченість та управлінців на вищому ієрархічному рівні через ігнорування гострої необхідності регулювання внутрішнього ринку ветеринарних препаратів.

Для налагодження зв'язків соціального капіталу типу «згуртування» пропонується алгоритм спільного продукування знань на базі фокусованого групового інтерв'ю відкритого типу із послідовним застосуванням SWOT-аналізу, нечіткого когнітивного картування і партисипативного моделювання. Використаний візуальний метод виявив себе як дієвий дослідницький інструмент для: 1) глибшого вивчення зв'язків між екологічною та соціальною підсистемами СЕС; 2) ідентифікації групової сфери інтересів у межах функціонального кластеру стейкхолдерів; 3) конструктивного стратегічного самоаналізу місцевих громад; 4) ненав'язливої популяризації наукових принципів серед нефахівців; 5) виявлення перспектив для подальшого зміцнення міжгрупових зв'язків соціального капіталу.

На прикладі гірської модельної території показана роль традиційних, новітніх і віртуальних третіх просторів для налагодження зв'язків соціального капіталу в галузі природокористування. Отримані результати свідчать, що в Україні, як і в багатьох інших країнах європейського континенту, найміцніші взаємини формуються за типом «згуртування» незалежно від різновиду третіх просторів. Зв'язки типів «об'єднання» і «зв'язування» також наявні за всіх трьох форматів взаємодії між зацікавленими сторонами, однак процес їх формування неможливо охарактеризувати як активний. На прикладі інших країн-учасниць експерименту показано важливість розвитку новітніх третіх просторів, які представлені в Україні в недостатній мірі.

РОЗДІЛ 8.

АДАПТИВНІ ЕКОЛОГО-СТАБІЛІЗАЦІЙНІ ЗАХОДИ З ПІДТРИМАННЯ ЕКОСИСТЕМНИХ ПОСЛУГ ТА ОПТИМІЗАЦІЇ АГРОЛАНДШАФТІВ

Як підсумок проведеного дослідження розроблено низку рекомендацій щодо застосування екостабілізаційних заходів, спрямованих на вирішення окремих біолого-екологічних проблем, діагностованих у ході виконання поставлених завдань.

8.1. Компенсація дефіциту диких запилювачів для підвищення врожайності олійного соняшника

Фрагментація агроландшафтів, знеліснення, конверсія пасовищ у орні землі, розширення площ під монокультурою у комплексі з занепадом традицій присадибного господарювання, застосування інсектицидів спричиняють зниження біорізноманіття та скорочення чисельності популяцій диких запилювачів. Така ситуація спостерігається не лише в межах аналізованих модельних територій, але й в масштабах цілого континенту (Biesmeijer et al., 2006) і з кожним роком лише загострюється. Науковці прогнозують настання глобальної «кризи запилення», яка загрожує перерости в продовольчу кризу (Aizen et al., 2009). У зв'язку з цим зростає необхідність пошуку шляхів компенсації дефіциту диких запилювачів для забезпечення стабільності агровиробництва.

У розділі 3 та підрозділі 4.2 показано, що в структурі посівів передгірської й рівнинної модельних територій важливе місце посідає соняшник. Дикі популяції *Helianthus annuus* L. автостерильні та облігатно перехреснозапильні. Завдяки потужному потенціалу внутрішньовидової мінливості та цілеспрямованій селекції сучасні гібриди *H. annuus* мають частковий (15–60 %) або високий (58–90 %) ступінь самозапильності. Здебільшого частка особин автофертильного біотипу в когорті перевищує 60 % (Astiz et al., 2011). Це посприяло експансії ареалу вирощування цінної олійної культури за межі сприятливих для комахозапилення агрокліматичних умов. Водночас досліджено,

що ступінь самоплідності соняшника може знижуватися за впливу несприятливих факторів довкілля (Sun et al., 2012). Життєздатність пилку й шанси на успішне зав'язування сім'янок погіршуються за безвітряної погоди, затяжних дощів, високих температур понад +30 °C (Lakshmi et al., 2012).

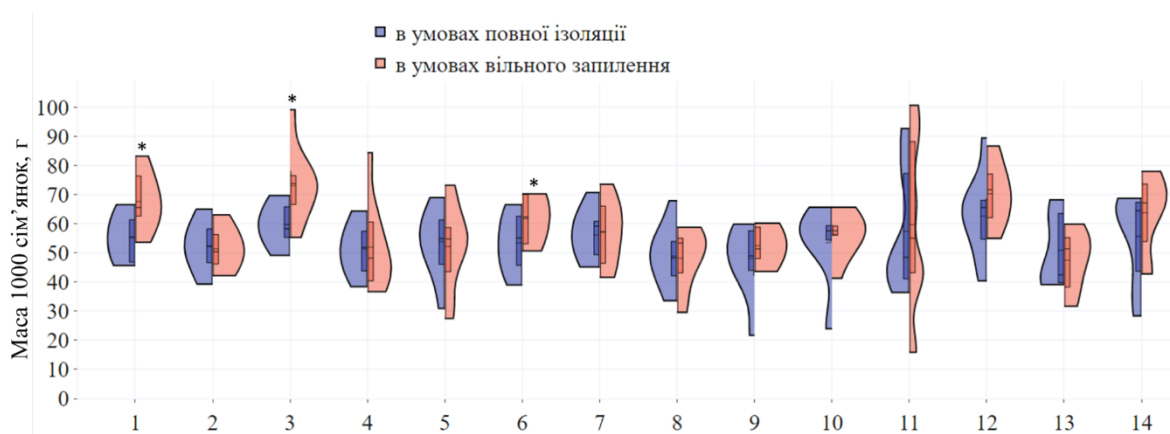
У рамках меморандуму про співпрацю кафедри екології та біомоніторингу ЧНУ ім. Ю. Федьковича з об'єднаним агрохолдингом «Контінентал Фармерз Груп» і ГО «Асоціація виробників продукції бджільництва «Буковинський бджоляр» ініційовано спільні дослідження впливу комахозапилення на високопродуктивні гібриди олійного соняшнику. На нашу думку, методи спільного експериментального продукування знань якнайкраще узгоджують наукові інтереси з прагматичними потребами зацікавлених сторін. У цьому випадку академічні дослідники не обмежуються роллю фасилітатора взаємодії між стейкхолдерами (як показано в підрозділі 7.3), а й отримують можливість повноцінної участі в процесі.

У такий спосіб з 2017 по 2020 рр. проведено серію експериментальних досліджень, спрямованих на всебічне вивчення відповіді сучасних високопродуктивних гібридів соняшника на дозапилення комахами (Зароченцева та ін., 2020; Зароченцева та ін., 2021; Зароченцева, Жук та ін., 2022; Зароченцева, Черлінка та ін., 2022).

За результатами окремих досліджень (Bartual et al., 2018; Degrandi-Hoffman & Chambers, 2006; Perrot et al., 2019) навіть у гібридів *H. annuus* з високим ступенем автофертильності показники структури врожаю великою мірою залежать від наявності комах-запилювачів. Показано (Андрієнко та ін., 2016; Кулинич & Соловійова, 2021; Silva et al., 2018), що дозапилення соняшнику антофілами, здебільшого *A. mellifera*, знижує пустозерність, поліпшує кількісні та якісні насінні характеристики, позитивно впливає на хімічний склад ядра. Насіннєва продуктивність олійних гібридів *H. annuus* прямо впливає на обсяги виробництва товарного насіння. З розгорнутого переліку характеристик насіннєвої продуктивності, які мають економічне значення, ми обрали ті, що за літературними даними добре реагують на запилення комахами (Андрієнко та ін., 2016; Altayeb &

Nagi, 2015; Kumar & Singh, 2003).

Маса 1000 сім'янок – один із ключових елементів структури врожаю, який демонструє одночасно насіннєву якість гібридів соняшнику, запас поживних речовин у насінні та вихід олії. Показник опосередковано відображає розміри та виповненість сім'янок. Незважаючи на генетичну детермінованість ознаки, маса 1000 сім'янок досліджених нами 14 гібридів *H. annuus* варіювала в широкому діапазоні навіть у межах окремого гібриду (рис. 8.1). Розмах показника для всієї генеральної сукупності: 16–101 г. Порівняльний аналіз виявив достовірне збільшення маси 1000 сім'янок у варіантах із вільним доступом комах-запилювачів для трьох гібридів виробництва Syngenta: НК Неома, СИ Експерто



та НК Конді.

Рис. 8.1. Маса 1000 сім'янок: 1 – НК Неома, 2 – Суматра, 3 – СИ Експерто, 4 – СИ Купава, 5 – СИ Ласкала, 6 – НК Конді, 7 – Євр. Розалія, 8 – Євр. Белла, 9 – P62LE122, 10 – P64LE25, 11 – LG5665M, 12 – LG5635, 13 – MAS 82A, 14 – MAS 87A

Експериментально отримані нами середні значення для кожного дослідженого гібрида порівняли з даними, вказаними виробником. Для більшості гібридів як у варіанті з ізоляцією кошиків, так і за умов вільного запилення, маса 1000 сім'янок виявилася меншою від заявленої на сайті виробника (табл. 8.1). Заразом доведено збільшення показника за умови комахозапилення для гібридів НК Неома та СИ Експерто на 20 і 31 % відповідно. В умовах вільного доступу комах-запилювачів гібрид НК Конді продемонстрував істотне збільшення маси 1000 сім'янок, однак вона не досягала вказаної виробником.

Таблиця 8.1

Вказана виробником та отримана експериментально середня маса 1000 сім'янок гібридів *H. annuus*

Назва гібриду	Маса 1000 сім'янок, г		
	за даними виробника	в ізолюваних кошиках	із вільним доступом комах
Євр. Белла	60	54	52,8
Євр. Розалія	56–57	62	62,7
НК Неома	51–58	57,3	70,2*
Суматра	70	54,1	53,2
СИ Експерто	51–58	61,3	75,6*
СИ Купава	48–53	54,3	54,9
СИ Ласкала	49–55	56	54,2
НК Конді	70	55,6	64,2*
P62LE122	67–74	51,1	55,9
P62LE25	65	55,8	52,4
LG 5665 M	73	61,4	65,4
LG 5635	70	65,5	62,8
Mas 82A	48-58	53,1	56,5
Mas 87A	60-65	58,6	63,7

Примітка: * – статистично достовірне збільшення маси 1000 сім'янок в умовах вільного доступу комах-запилювачів, як порівняти з ізолюваними зразками

З масою 1000 сім'янок корелює лушпинність. Вона характеризує фракційний склад і визначає якість подальшої технологічної переробки соняшникового насіння. У сучасних гібридів *H. annuus* показник лушпинності в зоні центрального Лісостепу коливається в межах 19–24 % (Паламарчук & Підлубний, 2021). У Чернівецькій області менш сприятливі умови для вирощування соняшника, тоді як для формування тонколушпинних сім'янок потрібна вища температура повітря в досходовий період (Борисенко, 2016). За отриманими нами результатами найбільший розмах лушпинності мають гібриди СИ Купава і LG5665M (рис. 8.2). Для гібридів НК Конді, Євр. Розалія, P62LE122, LG5665M і MAS 87A встановлене достовірне зниження цього показника за умов вільного доступу антофільних комах.

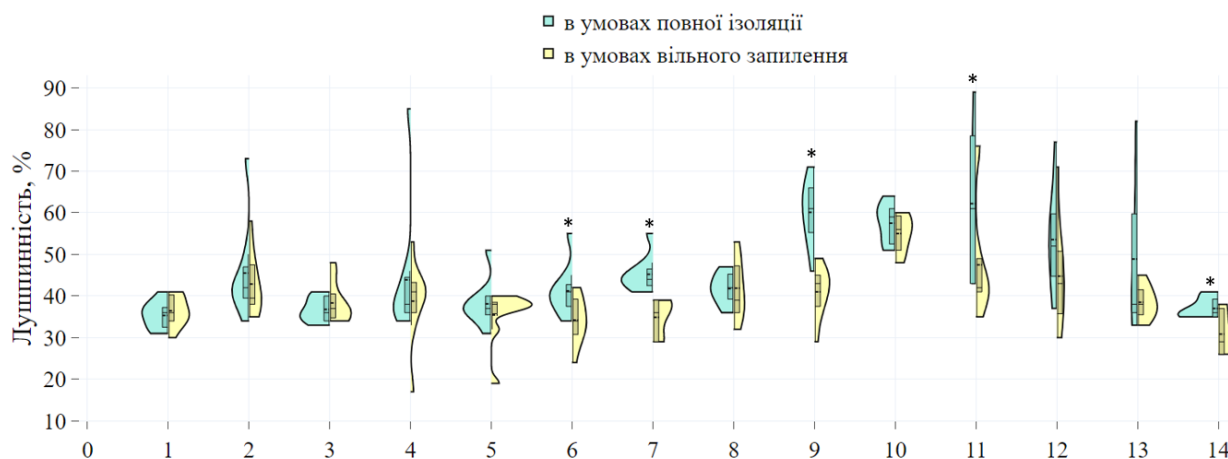


Рис. 8.2. Лушпинність: 1 – НК Неома, 2 – Суматра, 3 – СИ Експерто, 4 – СИ Купава, 5 – СИ Ласкала, 6 – НК Конді, 7 – Євр. Розалія, 8 – Євр. Белла, 9 – P62LE122, 10 – P64LE25, 11 – LG5665M, 12 – LG5635, 13 – MAS 82A, 14 – MAS 87A

Товарна якість соняшникового насіння визначається і об'ємом сім'янок, який характеризують через показник виповненості. Він відображає умови формування та наливу насіння та пов'язаний із масою 1000 сім'янок і лушпинністю (Зароченцева, Черлінка та ін., 2022). За сприятливих для наливу умов у *H. annuus* формуються здебільшого виповнені сім'янки, у несприятливих – зростає рівень пустозерності. Для автофертильних гібридів соняшнику частка виповнених сім'янок визначає ступінь самозапильності. Зазвичай кількість виповнених сім'янок зменшується від периферії до центру кошика (Santalla et al., 2002). Тому зональність кошикового диску врахована нами під час дослідженні виповненості.

Сумарно впродовж експерименту було досліджено 250 кошиків *H. annuus*. Усі, без винятку, містили невивповнені сім'янки хоча б у одній із трьох зон. У гібриду СИ Ласкала за вільного доступу комах усі сім'янки в периферійній зоні виявилися виповненими. LG5635 – єдиний з 14 гібридів, який мав 100 % виповненість сім'янок периферійної зони як за доступу комах-запилювачів, так і в умовах повної ізоляції. Зазначений гібрид також характеризувався відсутністю невивповнених сім'янок у проміжній зоні кошика в умовах комахозапилення (табл. 8.2).

Таблиця 8.2

Показники виповненості сім'янок досліджених гібридів *H. annuus*

Варіант досліду	Периферійна зона		Проміжна зона		Центральна зона	
	Частка кошиків з невивороненими сім'янками	Частка невиворонених сім'янок	Частка кошиків з невивороненими сім'янками	Частка невиворонених сім'янок	Частка кошиків з невивороненими сім'янками	Частка невиворонених сім'янок
НК Неома						
комахозапилення	11,1	5,0	33,3	6,7	44,4	9,4
ізоляція	33,3*	5,0	66,7*	8,3	100,0*	11,3
Суматра						
комахозапилення	12,5	5,0	66,7	7,5	55,6	12,0
ізоляція	12,5	5,0	66,7	11,7	88,9*	15,6
СИ Експерто						
комахозапилення	11,1	5,0	33,3	6,7	33,3	6,7
ізоляція	22,2*	5,0	66,7*	11,7*	66,7*	15,0*
СИ Купава [#]						
комахозапилення	22,2	5,0	100,0	11,7	100,0	11,7
ізоляція	22,2	5,0	100,0	13,8	100,0	13,8
СИ Ласкала						
комахозапилення	0,0	0,0	22,2	5,0	22,2	6,7
ізоляція	11,1*	10,0*	22,2	10,0*	33,3*	8,3
НК Конді [#]						
комахозапилення	33,3	5,0	33,3	10,0	22,2	12,5
ізоляція	33,3	5,0	33,3	13,8	22,2	15,0
Євр. Розалія						
комахозапилення	44,4	7,5	66,7	12,5	44,4	10,0
ізоляція	66,7*	17,5*	66,7	22,5*	44,4	18,8*
Євр. Белла						
комахозапилення	22,2	12,5	44,4	8,8	44,4	15,0
ізоляція	77,8*	17,1	77,8*	27,1	88,9*	20,0
P62LE122 [#]						
комахозапилення	22,2	7,5	100,0	20,0	100,0	5,0
ізоляція	22,2	10,0	100,0	20,0	100,0	5,0
P64LE25						
комахозапилення	33,3	7,0	11,1	8,3	22,2	7,5
ізоляція	33,3	40,0*	33,3*	10,0	33,3*	11,7
LG5665M						
комахозапилення	55,6	20,0	44,4	21,0	44,4	17,5
ізоляція	55,6	38,0*	55,6*	25,0	44,4	42,5*
LG5635						
комахозапилення	0,0	0,0	0,0	0,0	55,6	20,0
ізоляція	0,0	0,0	11,1*	40,0*	66,7*	30,8*
MAS 82A						
комахозапилення	22,2	12,5	66,7	16,7	77,8	40,7
ізоляція	33,3*	15,0	66,7	21,7*	100,0*	43,9
MAS 87A						
комахозапилення	11,1	5,0	44,4	17,5	66,7	16,7
ізоляція	11,1	20,0*	55,6*	27,0*	77,8*	29,3*

Примітки: * – різниця > 5%, # – гібриди, для яких не виявлено достовірної різниці між варіантами із запиленням та без нього

З огляду на зазначене, ми додатково обчислили частку кошиків *H. annuus*, які містять невиконані сім'янки, за трьома дослідженими зонами (табл. 8.2). Для 11 з 14 аналізованих гібридів знайдено статистично значущу різницю у варіантах досліду із повною ізоляцією кошиків та вільним доступом комах-запилювачів. Найбільша кількість кошиків із невиконаними сім'янками в центральній зоні встановлена для гібридів Суматра, СИ Ласкала, Євр. Белла, LG5635, MAS 87A. У гібридів НК Неома та MAS 82A за умови ізоляції всі, без винятку, кошики мали пустозерну центральну зону. Для гібридів СИ Купава і P62LE122 у 100 % кошиків виявлено наявність невиконаних сім'янок у проміжній і центральній зонах. У гібрида LG5665M за відсутності комах-запилювачів невиконані сім'янки переважно дислоковані в проміжній зоні. У Євр. Розалія виявлено найбільшу кількість кошиків із невиконаними сім'янками в проміжній і периферійній зонах, що загалом нехарактерно для *H. annuus* (Зароченцева, Черлінка та ін., 2022).

Відмічено широкі межі варіації частки невиконаних сім'янок у різних гібридів. Для 8 з 14 досліджених гібридів показано достовірну різницю між варіантами досліду з ізоляцією кошику і вільним доступом антофільних комах (табл. 8.2). У присутності запилювачів пустозерність у проміжній та центральній зонах кошика знизилася більш ніж удвічі для гібридів СИ Експерто і LG5635. Насамперед гібрид LG5635 в умовах вільного запилення продемонстрував 100 % виконаність насіння у відповідних зонах. Статистично достовірне зростання частки виконаних сім'янок у всіх зонах кошика показане за вільного доступу комах для гібридів Євр. Розалія та MAS 87A. Зниження частки неповноцінних сім'янок у різних зонах також відмічене для гібридів СИ Ласкала, LG5665M, MAS 82A, P64LE25.

Отримані результати засвідчують суттєві відмінності реакції на комахозапилення в олійних гібридів *H. annuus* різних виробників. Втім, здебільшого відстежується чітка тенденція до покращення якості насіння в кошику за умов вільного доступу комах-запилювачів. Підсумоване збігається з висновками інших дослідників, які вивчали вплив комахозапилення на сорти та гібриди *H. annuus* у

інших агрокліматичних умовах. Зокрема, турецькі дослідники відзначили суттєве збільшення маси 1000 сім'янок за вільного доступу комах, як порівняти з ізольованими суцвіттями (Calmasur & Ozbek, 1999). Експериментальні дані, отримані в умовах Індії, підтверджують зниження лушпинності за наявності комах-запилювачів (Kumar et al., 2020). Зауважимо, що усереднене підприємство щодоби втрачає до 5,4 тонн олії із лушпинням (Гладкий & Тарадайченко, 2012). Причини пустозерності соняшника, насамперед через дефіцит запилювачів, аналізується і українськими науковцями (Андрієнко та ін., 2016).

На основі встановлених компонентів врожаю, розраховано біологічну врожайність 14 гібридів *H. annuus* (рис. 8.3). Розмах варіації величини за умов повної ізоляції складає 35,7–52,9 ц/га, в умовах вільного доступу комах-запилювачів – 36,1–58,6 ц/га. Порівняльний аналіз засвідчив зростання показника за вільного доступу антофільних комах у дев'яти гібридів, чотири з яких виробництва Syngenta: НК Неома, Суматра, СИ Експерто, НК Конді. Мінімальний приріст біологічної врожайності складає 8,9 % (НК Конді), максимальний – 31,7 % (MAS 87A), усереднений – 16,7 %.

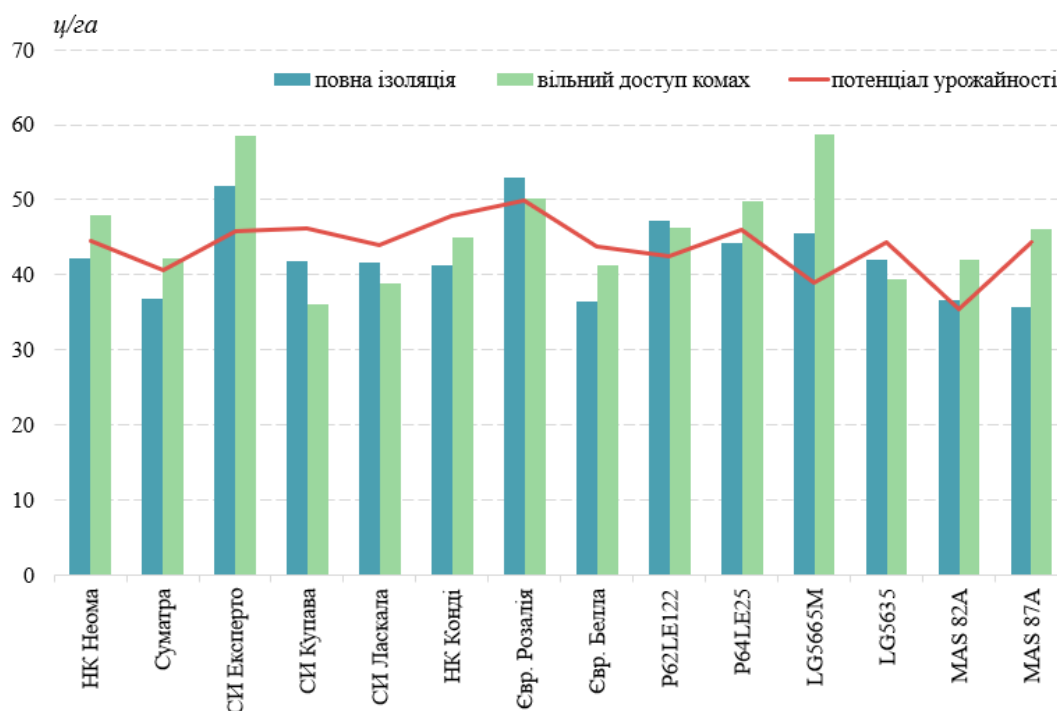


Рис. 8.3. Порівняння біологічної врожайності гібридів в умовах повної ізоляції та вільного доступу комах-запилювачів із потенціалом урожайності

П'ять гібридів продемонстрували меншу біологічну врожайність в умовах необмеженого комахозапилення порівняно з ізольованими рослинами: від -2 % (P62LE25) до -13,8 % (СИ Купава), усереднено – -6,7 %.

Здебільшого досліджені гібриди наближаються до заявленого виробниками потенціалу врожайності (рис. 8.3). Гібрид СИ Купава у варіанті досліду з вільним доступом комах відзначився істотно нижчою біологічною врожайністю – на 21,9 % меншою від потенціалу. У варіанті досліду з ізоляцією кошика для MAS 87A встановлено рівень врожайності, на 19,3 % нижчий, ніж заявлено виробником. Водночас показане значне перевищення зазначеного на сайті виробника потенціалу СИ Експерто: на 13,1 % – в ізольованому варіанті й на 27,8% – у варіанті з вільним доступом комах. Значно вищою виявилася і врожайність гібрида LG5665M: у варіанті з комахозапиленням – 58,64 ц/га, що на 50,4 % більше порівняно з потенціалом урожайності; в ізольованому – 45,53 ц/га, що на 16,7 % більше від потенціалу.

Підсумком першого етапу спільного експериментального дослідження стали рекомендації щодо підвищення врожаю *H. annuus* у змішаних схемах висіву. Гібриди СИ Експерто, НК Конді, Євр. Белла, MAS 87A позитивно реагують на дозапилення комахами. Для збільшення їхньої врожайності та поліпшення якості насіння доцільно напередодні цвітіння розміщувати по периметру поля мобільні пасіки з розрахунку 1–2 вулики на 1 га. В умовах дефіциту комах-запилювачів гарні показники якості насіння демонструють гібриди СИ Експерто, НК Неома і Євр. Розалія. Доречно висівати їх у середній частині поля з потенційно обмеженим доступом комах-запилювачів. Оскільки не підтверджена залежність врожайності гібридів СИ Купава, Суматра, СИ Ласкала від комахозапилення, рекомендуємо висівати їх на територіях, де з різних причин можна очікувати нестачі комах-запилювачів.

Синхронно з польовими та лабораторними дослідженнями, спеціалісти КФГ працювали над розробленням та вдосконаленням інтерактивної карти посівів для бджолярів (рис. 8.4). Мета проєкту – інформування бджільницької спільноти про актуальні посівні площі культурних медодаїв, прогнозований

період цвітіння, бажаної кількості бджолосімей для ефективного запилення, проведення планових робіт з обробки пестицидами тощо. На сайті «Карти бджоляра» розміщено і проміжні результати нашого спільного експерименту.

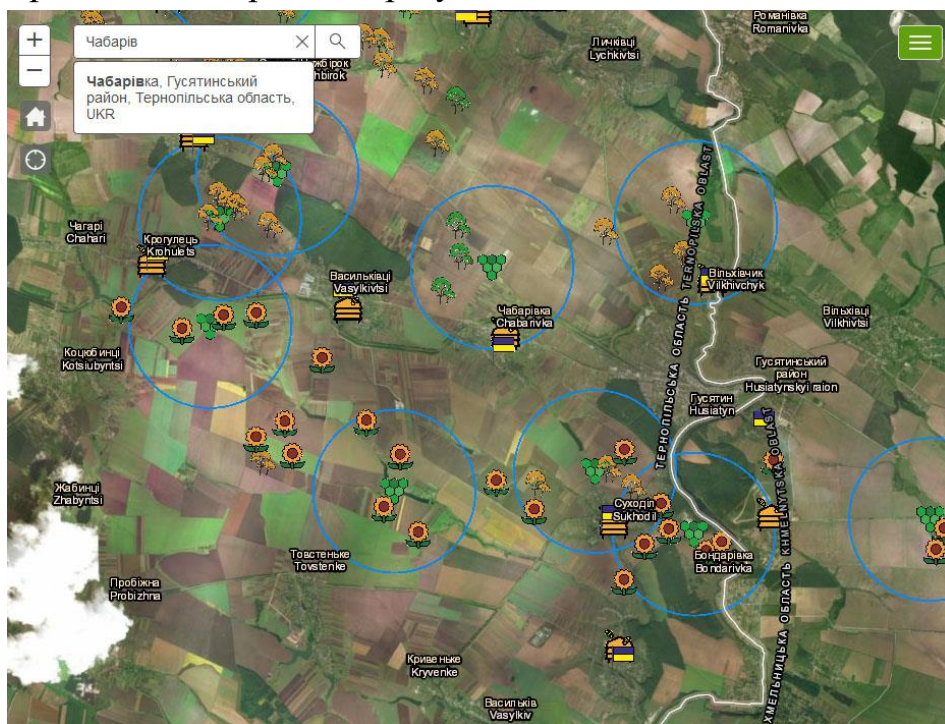


Рис. 8.4. Сервіс «Карта бджоляра», розроблений агрохолдингом «Контінентал Фармерз Груп» (світлина із сайту <https://honey.cfg.com.ua/>)

Наступний етап співпраці планувався спільно з представниками ГО «Асоціація виробників продукції бджільництва «Буковинський бджоляр». Соняшниковий мед займає найбільшу товарну нішу в Україні (Кравчук, 2021). Доведено, що за наявності інших кормових ресурсів для забезпечення збалансованого раціону, збір нектару й пилку із соняшнику не шкодить бджолосім'ї (Charrière et al., 2010). Окрім цього, дослідники аргументують доцільність його використання для зимової підгодівлі колоній (Шутяк, 2020). Найновіші дослідження свідчать про підвищення варроарезистентності бджіл за споживання соняшникового пилку (Palmer-Young et al., 2021). Механізми, що лежать в основі впливу такого раціону на *V. destructor*, залишаються невідомими. Припускається акарицидна активність вторинних метаболітів у пилку чи нектарі *H. annuus*.

На передгірській модельній території було закладено експериментальні посіви за участі гібридів соняшнику, які попередньо виявили високу чутливість до

наявності запилювачів. Розраховано кількість вуликів для охоплення масиву. За попередньою домовленістю до початку масового цвітіння *H. annuus* місцевий бджоляр розташував на периметрі поля мобільну пасіку (рис.8.5).



Рис. 8.5. Мобільна пасіка на запиленні соняшникового поля
(Фото Валерія Данка)

Під час масового цвітіння соняшника була проведена перша серія дослідження частоти бджоловідвідування протягом активного льотного періоду. Однак завершити комплексний експеримент, оцінити взяток із поля та ефективність дозапилення обраних гібридів бджолами не вдалося. На сусідній ділянці, яка не належить КФГ, було проведене обприскування отрутохімікатами без попередження власником. Більшість бджіл загинуло, решту було евакуйовано з поля.

Незважаючи на зірваний експеримент та негативний емоційний фон від передчасного завершення довго планованих досліджень і матеріальних втрат пасічника, вважаємо налагоджені між бджолярами краю та КФГ зв'язки цінними, а співпрацю продуктивною. Ситуація якнайкраще продемонструвала адаптивну складову спільного управління реалізацією ЕП і необхідність охоплення якомога ширшого кола зацікавлених сторін. У нашому випадку – власників і наймачів сусідніх земельних ділянок. Повторити експеримент з урахуванням отриманого

досвіду також не вдалося через початок воєнних дій. Така ситуація якомога краще демонструє складність СЕС і наявність великої кількості вагомих внутрішніх та зовнішніх чинників, які неможливо в повному обсязі врахувати в натурних умовах.

8.2. Аналіз структури зимових втрат бджолиних колоній та заходи з їх корекції

Щорічно рецензовані видання публікують від 24 до 54 наукових праць, присвячених феномену повсюдного скорочення чисельності *A. mellifera* (Havard et al., 2020). У США річні втрати бджолиних колоній складають 30 % і більше (St Clair et al., 2022; vanEngelsdorp et al., 2012). Таке ж високе значення відмічене в Канаді (Currie et al., 2010; Van Der Zee et al., 2012), деяких європейських (Brodschneider et al., 2016, 2018; Gray et al., 2019, 2020), південноамериканських (Antúnez et al., 2017; Castilhos et al., 2019; Maggi et al., 2016) і африканських (Pirk et al., 2014) країнах. Літні втрати зазвичай мають осередковий характер і пов'язані першочергово з масовими отруєннями бджіл на полях, оброблюваних пестицидами. Частка таких втрат локально може перевищувати 80 %. В аграрно розвинених регіонах небезпека отруєнь триває майже весь сезон. Окрім раптової загибелі колоній внаслідок гострого отруєння, діагностичною ознакою якого є велика кількість мертвих особин на вході до вулика, інтоксикація пестицидами може розвиватися повільно й мати численні віддалені наслідки (П'ясківський та ін., 2019).

В Європі особливу увагу привертають втрати бджолиних колоній у зимовий період. Один із масштабних проєктів некомерційної асоціації COLOSS – міжнародний моніторинг зимових втрат колоній *A. mellifera*. За нормальних умов у помірних кліматичних широтах щорічно із зимівлі не виходить від 5 до 15 % колоній (Currie et al., 2010). Після завершення вегетаційного періоду пізніх осінніх медодаїв бджоли припиняють фуражування і входять у зимівлю, цілком покладаючись на попередньо накопичені кормові запаси у вулику. Від кількості та якості цих ресурсів залежатимуть терморегуляція зимового клубу та вирощування розплоду (Decourtye et al., 2010; Popovska Stojanov et al., 2021). Вагомий вплив на

успішність зимівлі має життєздатність колоній восени (van Dooremalen & van Langevelde, 2021). Серед факторів ризику найчастіше називають ураження паразитами та збудниками хвороб (Schäfer et al., 2010), а також вплив агрохімікатів і різноманітних стресових факторів (Goulson et al., 2015). Посилювати негативні впливи наведених чинників можуть несприятливі погодні умови (Topolska et al., 2018).

Усереднений показник загальних зимових втрат за вісім років участі України в моніторингу COLOSS складає близько 16 %. Для Чернівецької області він майже вдвічі нижчий – 9,5 %. В окремі роки частка втрачених колоній коливалася від 4,34 % після зимівлі 2015–2016 рр. до 15,27 % після зимівлі 2021–2022 рр. У масштабах України, навпаки, зимівля 2021–2022 рр. виявилася найбільш вдалою з мінімальним показником втрат за восьмирічний термін (8,9 %). Отже, загальні втрати колоній *A. mellifera* виявляють неабияку територіальну залежність, що підкреслює цінність поглибленого аналізу в умовах різних агроландшафтів.

За результатами багаторічного моніторингу найвищі втрати встановлено в гірських ландшафтах: 5,2–25,5 % (рис. 8.6). У передгірських ландшафтах показник коливається в межах від 4,7 до 18,4 %. Після зимівель 2014–2015 і 2021–2022 рр. тут виявлено найбільший рівень втрат по області. Рівнинні ландшафти відзначилися найменшими втратами колоній *A. mellifera*: 4,1–14,2 %.

Незалежно від фізико-географічних особливостей місцезоташування пасік, у структурі зимових втрат бджолиних колоній переважає смертність: 2,01–18,32 % – у гірських ландшафтах; 2,26–14,20 % – у передгірських; 1,92–10,23 % – у рівнинних. Лише після зимівлі 2021–2022 рр. респонденти з гірських районів вказали на незначне переважання нерозв’язних проблем із матками над смертністю: 2,17 і 2,01 % відповідно.

Щорічно від 0,57 до 5,65 % бджолярів Чернівецької області стикається з фатальними проблемами бджолиних маток (рис. 8.6). Це другий за вагомістю чинник втрат колоній не лише в Україні (Федоряк, Жук та ін., 2021), але й у багатьох інших країнах-учасницях моніторингу COLOSS (Gray et al., 2022).

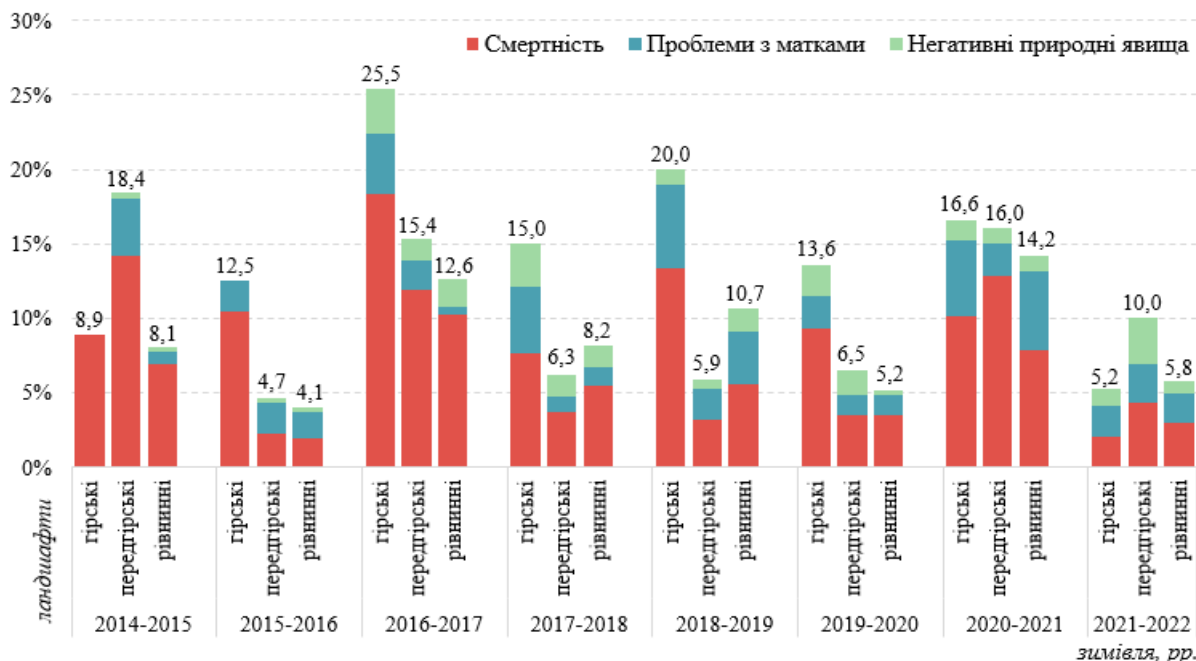


Рис. 8.6. Структура втрат бджолиних колоній після зими

Матка *A. mellifera* відіграє в бджолиній колонії винятково важливу роль, адже це єдина репродуктивна самка, стан якої прямо впливає на життєздатність потомства та довгострокове виживання сім'ї. До нерозв'язних проблем із матками відносять анатомічні, фізіологічні та репродуктивні аномалії, ураження інфекційними захворюваннями й паразитарними інвазіями, травмування при транспортуванні, смерть (Brodschneider et al., 2019). На здоров'я та репродуктивний потенціал маток впливає і довготривале споживання малих доз отрутохімікатів із забрудненим кормом. Наприклад, хронічне отруєння гербіцидами веде до повної загибелі сперматозоїдів у сперматеці (П'ясківський та ін., 2019). Колонія з ураженою пестицидами маткою може увійти в зиму, проте матиме високі шанси на зимові втрати.

В окремих випадках втрати бджіл зумовлені негативними природними явищами. Для гірських і передгірських ландшафтів їх частка не перевищує 3 %, для рівнинних – 2 %. Ця група чинників об'єднує широкий спектр явищ різного характеру й походження: від стихійних явищ (повеней, буревіїв, пожеж) до розорення ведмедами, гризунами, птахами. Неприятливі метеорологічні умови дедалі частіше спричиняють загибель бджіл через великі перепади денних і нічних температур, часті чергування відлиги й заморозків. Сильні снігопади

можуть викликати задуху в снігових заметах.

Уявлення про причини загибелі колоній *A. mellifera* можна скласти за групами характерних ознак. Нерідко в різних фізико-географічних зонах України вони дуже різняться (Федоряк та ін., 2019; Федоряк, Жук та ін., 2021; Федоряк, Тимочко та ін., 2021), проте у Чернівецькій області чіткої залежності від ландшафтних особливостей не виявлено. Співвідношення ознак загибелі мають істотніші відмінності в різні роки, ніж на різних модельних територіях (рис. 8.7).

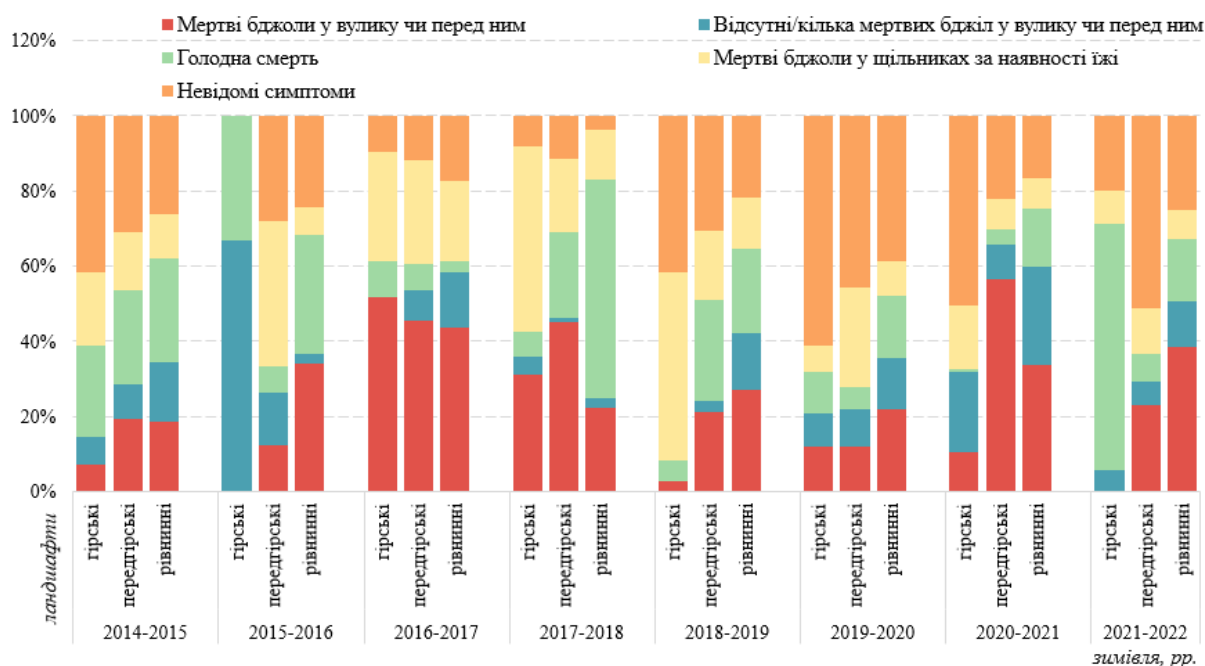


Рис. 8.7. Ознаки загибелі бджолиних колоній

Наявність мертвих робочих особин на вході до вулику чи всередині – неспецифічний симптом бджолиних захворювань різної етіології. В Україні найрозповсюдженіші серед паразитарних інвазій варооз, ноземоз, акарапідоз; серед бактеріальних інфекцій – американський та європейський гнильці, септицемія; серед вірусних хвороб – мішечкуватий розплід і вірусний параліч (Коваленко & Романенко, 2015). У нозологічному профілі захворювань бджіл Чернівецької області окрему увагу привертають варооз, ноземоз, а також одночасне ураження відразу двома паразитами. Високий відсоток прояву вароозної моноінвазії притаманний передгірській модельній території, ноземної моноінвазії – гірській, вароозно-ноземної мікст-інвазії передгірській і гірській (Тимчук, 2021). Так, після зимівлі 2016–2017 рр. понад 40 % респондентів по всій

області вказали на наявність мертвих бджіл у вулику чи перед ним як симптом втрачених колоній (рис. 8.7). У передгірських ландшафтах частка таких респондентів після зимівлі 2020–2021 рр. склала 57 %.

Відсутність або невелика кількість мертвих робочих особин у вулику чи перед ним здебільшого розцінюється як ознака синдрому руйнування колоній (Oldroyd, 2007). Покидаючи вулик, бджоли залишають там матку та розплід, а також запаси їжі. Водночас відомо, що втечі колонії може передувати вторгнення мурах, сильний ступінь ураження кліщем *V. destructor*, перенесене вірусне захворювання, погана вентиляція вулика, несприятливі погодні умови, кумулятивний ефект поступового пестицидного отруєння тощо (Dainat, vanEngelsdorp, et al., 2012; Oldroyd, 2007; Ratnieks & Carreck, 2010). Зазвичай частка респондентів, які обрали такий варіант відповіді, не перевищувала 26 % (рис. 8.7). Виняток складає опитування після зимівлі 2015–2016 рр. у гірських ландшафтах. Об'єктивність отриманих 67 % ствердних відповідей ставимо під сумніви через невелику кількість респондентів із зони Буковинських Карпат на другий моніторинговий рік в Україні. Загалом по Україні про втечу бджолиних колоній повідомляє від 4 до 15 % респондентів, причому явище більше притаманне лісостеповій зоні (Федоряк та ін., 2018, 2019, 2021).

Щорічно від 1 до 58 % бджолярів Чернівецької області спостерігають на своїх пасіках ознаки голодної смерті колоній *A. mellifera* (рис. 8.7). Бджоли можуть гинути від голоду не лише через нестачу корму, але й через неправильне розміщення кормових запасів у гнізді або низьку поживність наявної їжі (Хамід та ін., 2021). Неабиякий вплив на споживання бджолами корму мають погодні умови і спосіб зимівлі: під відкритим небом чи в приміщенні. Зокрема, відомо, що за частих температурних перепадів, довготривалих низьких температур, зниженої вологості повітря у вулику бджоли потребують більше корму (Ковальський та ін., 2023). У багатокорпусних вуликах голодна смерть бджіл може спостерігатися навіть за достатньої кількості їжі. Малочисельні колонії витрачають занадто багато енергії на підтримання температури всередині клубу. При цьому вони не мають змоги дістатися до запасів корму, розташованих у віддалених сотах. За таких умов спостерігаються мертві бджоли, голови яких

розташовані всередині чарунок стільників.

Мертвих бджіл у стільниках за наявного достатнього запасу їжі в межах гірської модельної території в різні роки спостерігали від 7 до 50 % респондентів, передгірської – 8–39 %, рівнинної – 7–21 % (рис. 8.7). Нерідко це розглядається як одна з ознак ослабленої вароозною інвазією колонії (Dainat, Evans, et al., 2012; Le Conte et al., 2010; Traynor et al., 2020). Кліщ не лише завдає прямої шкоди, живлячись жировим тілом личинок та імаго *A. mellifera*, але і слугує вектором переносу численних трансмісивних вірусних захворювань. Фізичні пошкодження, спричинені кліщем, пригнічують імунну відповідь бджіл на інфекційні агенти різного походження.

Незважаючи на посилену увагу до зимової смертності бджіл з боку як бджолярів-практиків, так і міжнародної наукової спільноти, наразі відсутні механізми ідентифікації першопричин у кожному конкретному випадку. Здебільшого загибель колоній – результат синергічної дії складного комплексу екологічних і соціальних чинників. В окремі роки до 60 % бджолярів на території Чернівецької області не можуть дати чіткої відповіді стосовно симптомів, які супроводжують смерть бджолиних сімей. Наприклад, за результатами зимівлі 2017–2018 років опцію «невідомі симптоми» обрали 10 % опитаних із гірської модельної території, 12 % – з передгірської і 17 % – з рівнинної. Після зимівлі 2019–2020 років частка таких респондентів склала 61 %, 46 % і 39 % відповідно.

Хибно інтерпретувати щорічні показники втрат, обчислені за даними моніторингу, як скорочення чисельності популяції *A. mellifera*. Високий рівень загальних втрат не обов'язково призводить до зменшення сумарної кількості керованих бджолиних колоній у Чернівецькій області, адже бджолярі можуть замінити втрачені сім'ї протягом року. Зауважимо також, що охоплені моніторингом фактори не розкривають у повній мірі всі ризики в галузі бджільництва через те, що обмежуються запитаннями, на які бджоляр може дати достовірну відповідь. Дистанційна діагностика на основі звітів бджолярів не дуже надійна, оскільки вони не можуть виявити, наприклад, вірусні інфекції чи залишки пестицидів. Однак спостереження за багаторічною динамікою

успішності зимівлі бджолиних колоній надає порівнянні емпіричні показники, які зручно використовувати не лише в регіональному масштабі, але на вищих ієрархічних рівнях. Зокрема, отримані нами результати свідчать про достовірні відмінності у якості зимівлі бджіл із різних фізико-географічних зон України (Федоряк та ін., 2018, 2019, 2021). У міжнародному масштабі нерідко аналізують втрати колоній *A. mellifera* на градієнті зміни природних умов від Скандинавії до Середземномор'я (Brodschneider, Gray, et al., 2022; Gray et al., 2020, 2022).

Таблиця 8.31

Основні показники втрат бджолиних колоній після зимівлі 2020–2021 рр. в різних фізико-географічних зонах України

Показник	Фізико-географічна зона				
	Мішаних лісів	Широко-листяних лісів	Лісостепова	Степова	Українські Карпати
К-сть респондентів	52	250	99	167	234
К-сть колоній перед зимівлею	2 698	17 296	8 034	9 805	13 645
Загальні втрати [95 % СІ]	23,65 [16; 33,49]	13,36* [10,84; 16,36]	12,52*# [9,73; 15,98]	21,58 [18,46; 25,06]	12,76*# [10,47; 15,46]
Смертність [95 % СІ]	10,34 [6,62; 15,8]	7,22* [5,6; 9,27]	7,84 [5,79; 10,54]	12,79 [10,35; 15,71]	8,68 [6,82; 10,98]
Проблеми з матками [95 % СІ]	12,01 [6,42; 21,35]	4,94 [3,33; 7,29]	2,79*# [2; 3,87]	5,64 [4,04; 7,82]	2,95# [1,95; 4,44]
Природні явища [95 % СІ]	1,3 [0,69; 2,44]	1,2 [0,74; 19,44]	1,89 [1,17; 3,05]	3,15 [2,19; 4,51]	1,13* [0,73; 1,74]

Примітка: * – різниця достовірна з відповідним показником в степовій зоні ($p \leq 0,05$); # – різниця достовірна з відповідним показником в зоні мішаних лісів ($p \leq 0,05$).

Найбільші втрати колоній *A. mellifera* за результатами зимівлі 2021–2022 рр. відмічено у зоні мішаних лісів та степовій зоні – 23,65% і 21,58% відповідно (табл. 8.3). Степова кілька років поспіль характеризується високим значенням згаданого показника. Найнижчі втрати показано для лісостепової зони та Українських Карпат (12,52% та 12,76% відповідно), що підтверджується й для попередніх моніторингових років.

Зимові втрати бджолиних колоній є звичайним явищем навіть за нормальних умов: щорічно від 5 до 15 % колоній не переживають зиму (Currie et al., 2010). Однак, завдяки підвищенню обізнаності бджолярів, можна значно знизити ці втрати. Ми розробили низку рекомендацій для впровадження у бджільницьку практику на основі проведеного дослідження та аналізу

передового закордонного досвіду, а також доопрацювали схему противароозних заходів американських науковців (Jack & Ellis, 2021).

Моніторинг і контроль ступеня закліщованості колоній – одна з важливих умов успішного бджільництва. Зважаючи на сьогоденну ветеринарну ситуацію щодо вароозу в Україні, спостереження за вуликами лише один раз або двічі на рік вже недостатньо. Затримка лікування може зменшити шанси колонії вижити взимку та сприяти поширенню кліщів *Varroa destructor* на інші колонії. Моніторинг повинен проводитися не рідше, ніж тричі на рік (рис. 8.8): ранньої весни, після останнього медоносу (перед застосуванням основної обробки) і в кінці обробки (восени), щоб оцінити її ефективність і дізнатися рівень зараженості після обробки. Четвертий контроль можна додатково провести в колоніях без розплоду перед зимівлею (у листопаді).

Моніторинг рівня інвазії в бджолиній колонії можна спростити шляхом правильного вибору вулика. Для контролю осипу кліщів *Varroa destructor* доцільно використовувати універсальне гігієнічне пластикове дно. Конструкція складається з сітки та висувного ящика і дозволяє контролювати чисельність кліщів, не відкриваючи вулик і не турбуючи бджіл. Кліщі осипаються з бджіл унаслідок самоочищення та рухової активності. Підрахунок рекомендовано проводити щодня не менше 7–10 днів поспіль для обчислення середньодобової кількості осипу кліщів на колонію. Коротші періоди спостереження можуть спотворити оцінку.

Найточніший метод моніторингу популяцій кліщів – промивання спиртом. Особливо зручно його застосовувати на великих пасіках, де достатньо відібрати проби у 20% сімей. Попередньо необхідно оглянути колонію, щоб знайти рамку з відкритим розплодом. Кліщі частіше трапляються на рамках з розплодом, де наявні бджоли-годувальниці, які входять і виходять з чарунок розплоду. Не варто збирати бджіл з внутрішньої кришки, передньої частини вулика або з рамок для меду. Це, як правило, бджоли старшого віку, на яких менше шансів ідентифікувати кліщів.

Бажано підтримувати рівень закліщованості 2 кліщі на 100 бджіл. Якщо

ступінь ураження не перевищує 3 екземплярів на 100 бджіл або на 100 комірок розплоду із середини гнізда, використання сильнодіючих хімічних препаратів недоцільне. У таких випадках ефективними заходами визнано видалення печатного трутневого розплоду, заміну матки, протиroyові заходи, застосування кліщовловлювачів, фізичних методів (термічна обробка, обробка ультрафіолетом), використання ефірних олій та препаратів на рослинній основі. Технологічні підходи спрямовані на зменшення розмноження шкідників. Для контролю та профілактики вароозу, технологічний контроль включає придбання бджолиних сімей, стійких до кліщів, використання стільників з дрібними комірками та забезпечення перерви у виведенні розплоду.

Поєднання різних практик лікування ефективно й знижує ймовірність формування резистентності до хімічних препаратів. Для профілактики вароозу варто застосовувати м'які акарициди: ефірні олії (ялицеву, соснову, кропову), рослинний відвар КАС-81, органічні кислоти (оцтову, щавлеву, мурашину), препарати на основі тимолу.

Для профілактики резистентності *Varroa destructor* до дії акарицидів, не рекомендоване повторне використання препаратів на основі однієї й тієї ж діючої речовини. Хімічний склад, доступних українським бджолярам акарицидів наведено в додатку Д (табл. Д1). Бджолярам рекомендується орієнтуватися не на назву, а на хімічний склад, надаючи перевагу препаратам, де чітко вказана доза діючої речовини. Бажано обирати готові до використання розчини, аніж концентрати, які потребують розведення. Уникати препаратів сумнівного походження із саморобними етикетками, без інструкції, чіткого зазначення складу.

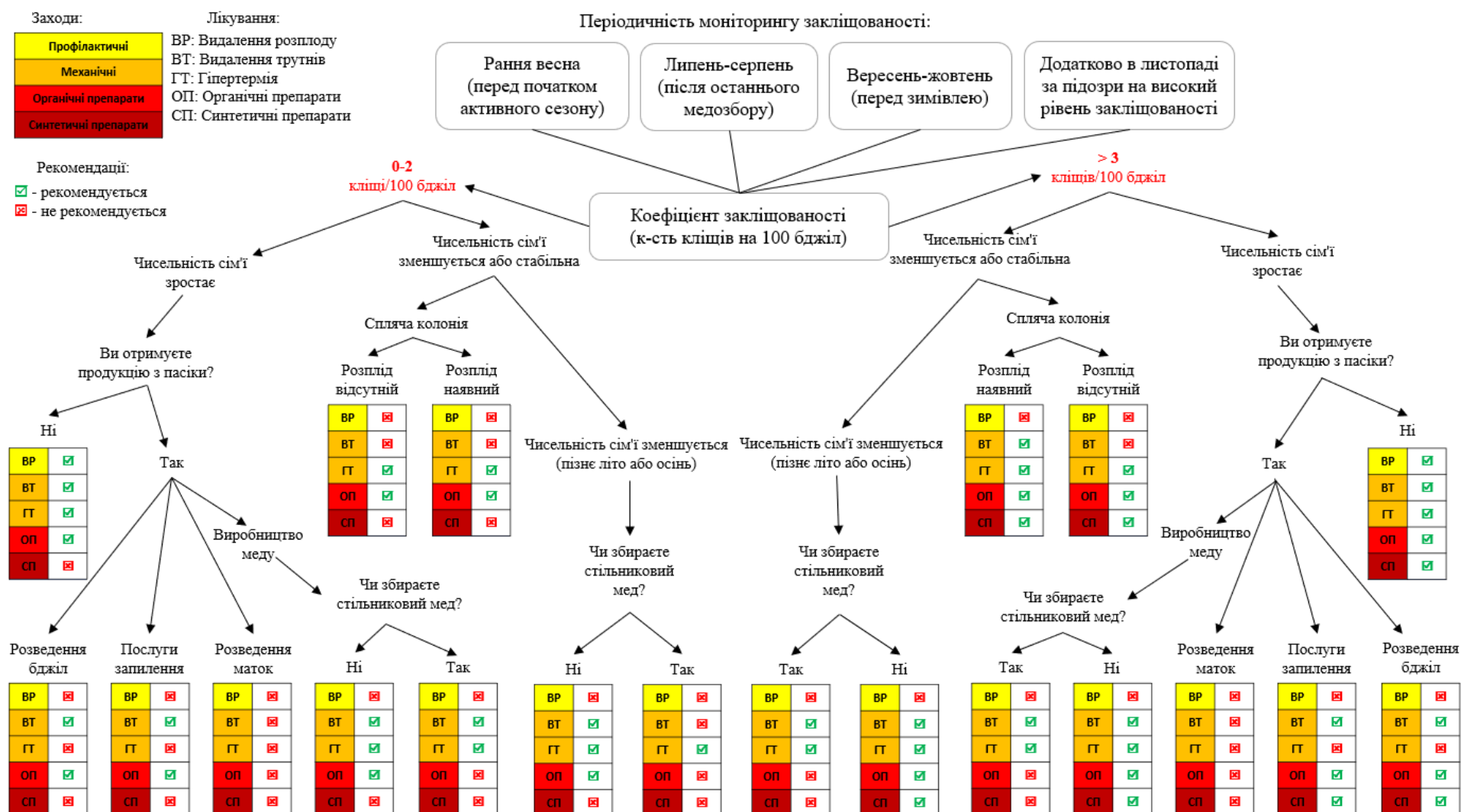


Рис. 8.8. Схема противороозних заходів для впровадження у бджільницьку практику (адаптовано з Jack, Ellis 2021 із доповненнями автора)

8.3. Екологічне обґрунтування реставрації агролісомеліоративної мережі

Для передгірської й рівнинної модельних територій відповідності принципам FLR можна досягти шляхом створення стійких форм агролісових ландшафтів з оптимальним поєднанням лісових і нелісових екосистем, включно з агроекосистемами. Агролісівництво, присадибне садівництво та лісопасовищні системи в продуктивних ландшафтах дозволяють зацікавленим сторонам розвивати зелену інфраструктуру, забезпечувати надійний захист залишків природних лісів та штучних насаджень, створювати оселища для диких тварин, а також зберігати та відновлювати ґрунти в ландшафтному масштабі (De Pinto et al., 2020).

П. К. Рамачандран Наїр (Ramachandran Nair, 1993, р. 13) слушно зауважує: «... агролісівництво – нова назва для набору старих практик». Традиції створення лісомеліоративних насаджень різного цільового призначення в Україні сягають XVII–XIX ст., а наявні нині агролісівничі системи розроблені й закладені в 50–70-хх рр. XX ст. (Беспалько та ін., 2023; Якуба & Горбань, 2021). За часів незалежності лісомеліоративна діяльність майже повністю припинилася (Беспалько та ін., 2023). Наразі численні праці українських науковців (Гладун & Дем'яненко, 2009; Сидоренко та ін., 2021; Соломаха та ін., 2022; Стадник, 2018; Фурдичко та ін., 2020) засвідчують повсюдний незадовільний стан захисних лінійних насаджень, акцентуючи увагу на їх обмеженій здатності забезпечувати захист агроекосистем та стабільне функціонування агроландшафтів. Останню масштабну інвентаризацію українських агролісівничих систем здійснено в 1975 році (Фурдичко та ін., 2020).

На території Чернівецької області каркас системи лісомеліоративних насаджень складають лінійні насадження вздовж автомобільних шляхів. За офіційними статистичними даними, наведеними в праці Т. А. Желізної зі співавторами (Желізна та ін., 2016b), суто полезахисних лісосмуг у області немає зовсім. Візуальне обстеження передгірської й рівнинної модельних територій засобами платформи Google Earth Pro дало змогу пересвідчитися в небезпідставності такого твердження. Були виявлені нечисленні фрагменти

полезахисних (рис. 8.9, а) і ще меншу кількість садозахисних (рис. 8.9, б) лінійних насаджень у складі агроландшафтів. Здебільшого це ажурні однорядні конструкції, часто – зі значними прогалинами. Пасовищезахисних лісових насаджень взагалі не виявлено.

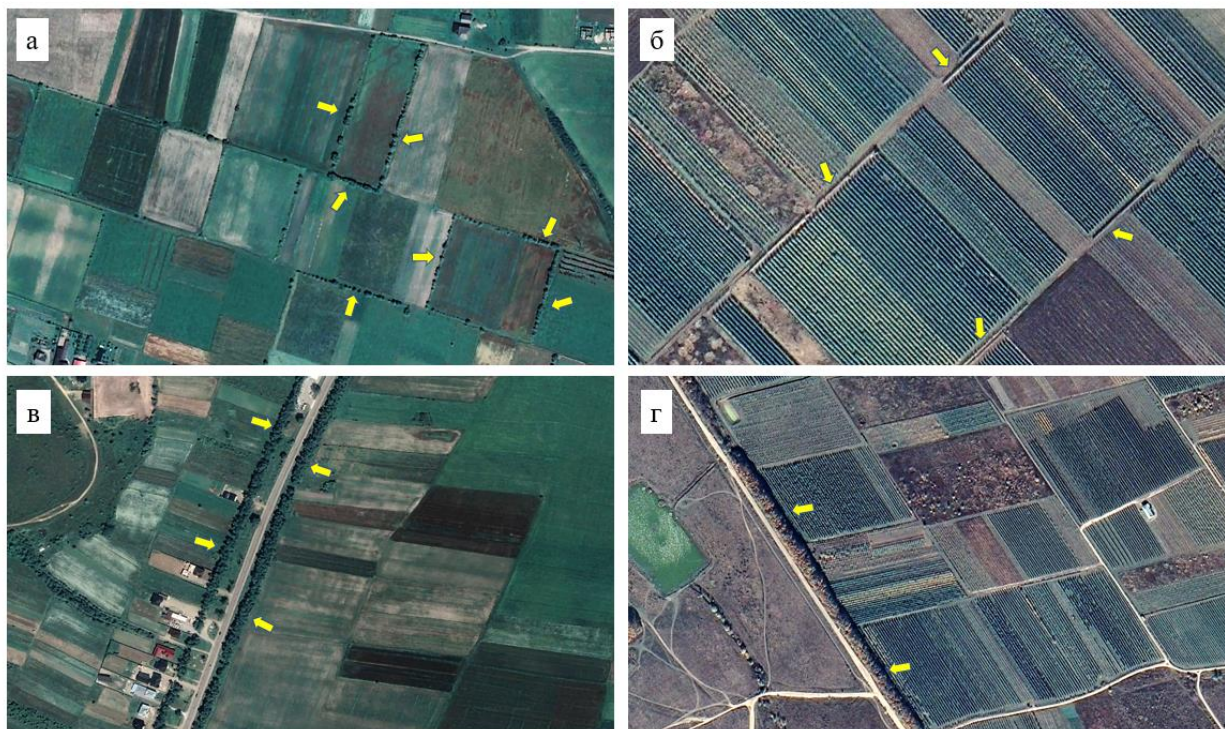


Рис. 8.9. Фрагменти (а) полезахисних і (б) садозахисних лінійних насаджень та бар'єрних лісосмуг уздовж автотрас, які одночасно виконують полезахисні (в) і садозахисні (г) функції

Водночас лінійні насадження вздовж полотна автомобільних доріг виконують полезахисні (рис. 8.9, в), садозахисні (рис. 8.9, г) або пасовищезахисні функції. Отже, аналізуючи лісомеліоративні насадження як важливий елемент агроландшафтів і компонент стійких систем землеробства, ми акцентуємо увагу на мережі деревних бар'єрних смуг обабіч автодоріг.

Мережа автошляхів на передгірській модельній території має загальну протяжність 337,7 км. Із них майже 168 км забезпечені правобічними захисними насадженнями, 162 км – лівобічними. Сумарна протяжність лісосмуг обабіч дорожнього полотна складає близько 330 км (табл. 8.4).

Таблиця 8.4

Зведена таблиця протяжності лінійних зелених насаджень уздовж автошляхів
передгірської модельної території

Назва населеного пункту	Протяжність, км		Усього, км
	Праворуч	Ліворуч	
Аршиця	2,84	3,26	6,10
Банилів Підгірний	10,01	8,05	18,06
Бобівці	1,37	1,71	3,08
Великий Кучурів	7,21	8,20	15,41
Верхні Петрівці	12,18	13,98	26,16
Глибочок	1,89	2,17	4,06
Годилів	5,90	4,92	10,82
Давидівка	3,24	4,33	7,57
Дібрівка	8,66	9,03	17,69
Дубово	1,18	0,90	2,08
Зруб Комарівський	3,10	2,87	5,97
Кам'яна	3,80	3,13	6,93
Косованка	3,58	2,60	6,18
Костинці	5,04	3,32	8,36
Красноільськ	5,31	7,04	12,35
Михальча	5,63	5,00	10,63
Нижні Петрівці	7,24	7,98	15,22
Нова Жадова	4,89	4,95	9,84
Нова Красношора	7,35	7,40	14,75
Нові Бросківці	4,20	3,81	8,01
Панка	7,20	4,34	11,54
Ропча	11,08	9,61	20,69
Слобода-Комарівці	10,23	10,08	20,31
Снячів	2,63	1,79	4,42
Стара Жадова	4,29	7,14	11,43
Стара Красношора	6,45	4,12	10,57
Старі Бросківці	3,17	2,77	5,94
Сторожинець	7,28	5,43	12,71
Череш	4,81	6,06	10,87
Чудей	1,99	2,03	4,02
Ясени	3,72	4,11	7,83
Загалом	167,47	162,05	329,52

У п'яти населених пунктах модельної території сумарна протяжність праворуч і лівобічних лісосмуг не перевищує 5 км, у десяти – міститься в межах від 5 до 10 км. Вісім сіл характеризуються придорожньою мережею завдовжки 10–15 км. Лише в чотирьох селах показник перевищує 15 км і в трьох – понад 20 км. Під час дослідження не виявлено сіл, де зовсім немає придорожніх насаджень, як це встановлено для сусідніх територіальних громад (Жук & Мишілюк, 2022).

Зауважимо, що в деяких населених пунктах модельної території наявні природні лісові масиви, які зростають уздовж полотна автодоріг, проте не вважаються лінійними смугами і, отже, не були включені до нашого аналізу.

Аналізовані деревні насадження суттєво різняться за довжиною, шириною, конструкцією, зімкнутістю крон (рис. 8.10), видовим складом і санітарним станом. Відповідно і спектр ЕП, які вони здатні підтримувати та надавати, істотно відрізнятиметься в різних локаціях.



Рис. 8.10. Різновиди лінійних насаджень вздовж автошляхів передгірської модельної території: а – рівномірне широке однобічне; б – двобічні однорідні різної ширини; в – двобічне неоднорідне широке; г – двобічне вузьке неоднорідне розріджене; д – однобічне вузьке неоднорідне розріджене

Автотранспортна інфраструктура рівнинної модельної території також добре розвинена й сумарно складає 269,1 км. Із них 169 км забезпечені правобічними захисними смугами та 162 км – лівобічними. Сукупно мережа сягає 331 км (табл. 8.5). Село Шилівці – єдиний населений пункт, повністю позбавлений бар'єрних насаджень обабіч автодоріг. Воно входить до Колінковецько-Недобойської сільської агломерації уздовж автошляху Т-2603 та характеризується високою щільністю заселення з розташуванням будівель у безпосередній близькості до автополотна. Ще вісім сіл представлені мережами захисних насаджень протяжністю до 5 км. Найбільша кількість населених пунктів (18 сіл) налічує від 5

до 10 км лінійних насаджень. У чотирьох селах обабіч доріг висаджено 10–15 км бар'єрних смуг, у п'яти – понад 15 км.

Таблиця 8.5

Зведена таблиця протяжності лінійних зелених насаджень уздовж
автошляхів гірської модельної території

Населений пункт	Довжина, км		Усього, км
	Праворуч	Ліворуч	
Анадоли	3,90	3,69	7,59
Атаки	2,99	3,31	6,30
Білівці	1,96	2,53	4,49
Блищадь	6,33	6,35	12,68
Бочківці	3,96	4,09	8,05
Владична	7,90	7,65	15,55
Вороничани	1,14	1,06	2,20
Городівці	6,17	6,40	12,57
Гринячка	3,08	3,00	6,08
Грозинці	4,89	4,26	9,15
Данківці	2,49	2,09	4,58
Долиняни	4,09	4,18	8,27
Зарожани	0,90	1,00	1,90
Зелена липа	3,45	3,15	6,60
Каплівка	9,26	7,48	16,74
Кирстинці	4,70	4,68	9,38
Клішківці	5,96	5,84	11,80
Колінківці	3,68	4,37	8,05
Корнешти	3,98	2,78	6,76
Кругулик	3,26	3,61	6,87
Крутеньки	5,88	5,82	11,70
Малинці	3,52	1,08	4,60
Млинки	4,65	3,93	8,58
Недобойці	10,16	10,13	20,29
Орестівка	4,91	5,59	10,5
Пашківці	3,85	3,2	7,05
Перебиківці	4,79	4,02	8,81
Поляна	2,84	2,86	5,70
Пригородок	2,68	2,14	4,82
Рашків	4,06	3,25	7,31
Рукшин	3,69	3,74	7,43
Рухотин	1,59	1,55	3,14
Санківці	7,66	8,23	15,89
Ставчани	2,93	3,27	6,20
Хотин	13,61	13,16	26,77
Чепоноси	5,29	5,77	11,06
Шилівці	0	0	0
Ширівці	1,42	1,16	2,58
Загалом	169,06	161,88	330,94

Вздовж автотрас національного та міжнародного значення збереглися широкі насадження щільної конструкції обабіч полотна (рис. 8.11, а-б). Багато доріг місцевого значення обсажені однорядними деревними насадженнями, які із часом втратили захисні функції через розрідження (рис. 8.11, в) і фрагментацію (рис. 8.11, г). Чимало автошляхів стратуму зовсім позбавлені будь-яких лінійних насаджень (рис. 8.11, д).

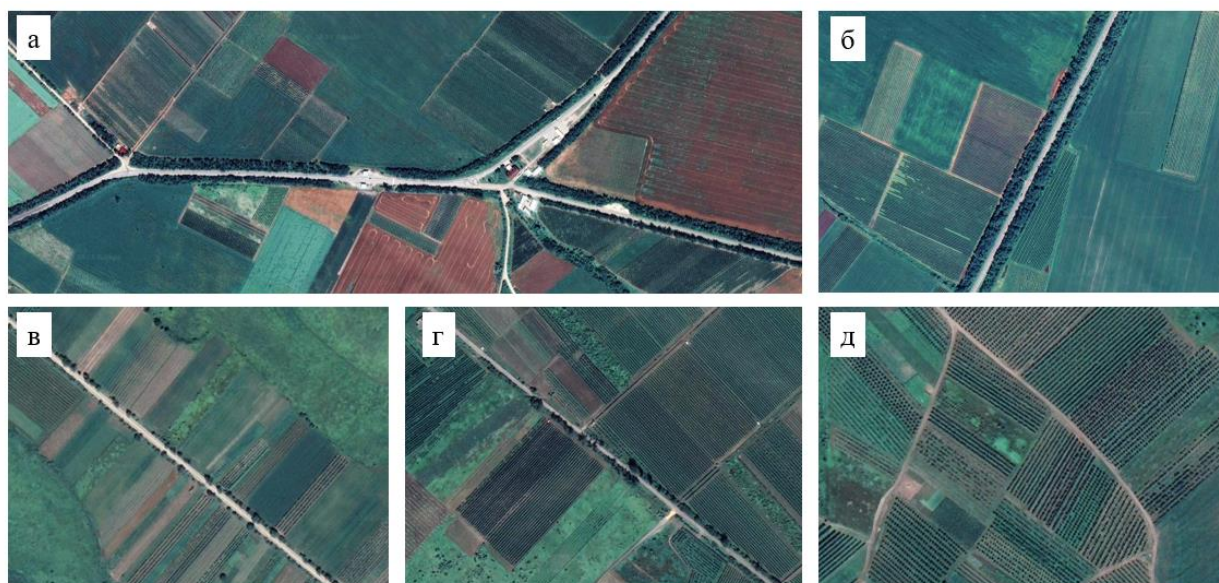


Рис. 8.11. Різновиди лінійних насаджень вздовж автошляхів рівнинної модельної території: а – рівномірні широкі двобічні вздовж автотрас міжнародного та національного значення; б – двобічні однорідні однакової ширини; в – двобічне неоднорідне розріджене; г – двобічне вузьке фрагментоване; д – розв’язка доріг без захисних насаджень

На основі проведених вимірювань обчислено показник придорожньої лісистості ($L_{\text{ПД}}$), який для передгірської модельної території склав 49 %, для рівнинної – 62 % (табл. 8.6). Як було зазначено, здебільшого мережа бар’єрних деревних насаджень обабіч автошляхів частково виконує і полезахисну функцію. Із цієї причини додатково визначено фактичну полезахисну лісистість ($L_{\text{ПЗф}}$) та порівняно її з розрахунковою за ширини 12,5 м, рекомендованої УкрНДІЛГА для зони Лісостепу (Лобченко, 2014). Отримані результати засвідчили, що навіть розрахункова полезахисна лісистість не сягає встановленої для лісостепової зони оптимальної лісистості у 2,7 %, а фактична виявилася ще меншою: 1 % для

передгірської модельної території і 1,5 % – для рівнинної (табл. 8.6).

Таблиця 8.6

Зведені показники мережі захисних лінійних насаджень уздовж автошляхів

Модельна територія	Загальна протяжність доріг, км	Протяжність доріг, забезпечених ПЗН, км	Л _{ПД} , %	Загальна площа рілля, га	Площа ПЗН обабіч доріг, га	Л _{ПЗ} , %	Л _{ПЗф} , %
Передгірська	337,70	164,76	48,79	31076	310	1,33	1,00
Рівнинна	269,10	165,47	61,49	23665	355	1,75	1,50

Примітки: ЛЗН – лінійні захисні насадження; Л_{ПД} – лісистість придорожня; Л_{ПЗ} – розрахункова полезахисна лісистість; Л_{ПЗф} – фактична полезахисна лісистість

Незважаючи на безперечну стабілізуючу роль та багатофункціональність, захисні лінійні насадження вздовж автошляхів можна розглядати як полезахисні лише умовно, адже вони орієнтовані в напрямку пролягання дорожнього полотна й не враховують таких важливих факторів як геометричні параметри орних угідь, роза вітрів, річна кількість опадів, водний режим, ґрунтові умови тощо. Фрагменти зі значним розрідженням деревного покриву (наприклад, рис. 6.2, г–д; рис.6.2, в-г) не здатні виконувати навіть проєктовані бар'єрні функції. Водночас порушення цілісності лісомеліоративної мережі перешкоджає забезпеченню екологічної стабільності агроландшафтів.

Отримані результати не лише вказують на незадовільний актуальний стан лісомеліоративної мережі передгірської та рівнинної модельних територій, але й окреслюють перспективний напрям оптимізації агроландшафтів за умови їх реконструкції та розбудови.

Придорожні деревні насадження уздовж автошляхів не лише забезпечують живий захист транспортних комунікацій, але й відіграють роль сполучних елементів для зв'язування природних біотопів. Ця їхня функція нерідко враховується під час планування локальних екологічних мереж. Поруч із полезахисними, водозахисними, прибалковими, прияружними лісосмугами насадження уздовж автотрас пропонують розглядати як екокоридори, особливо в складі агроландшафтів, де немає природного зв'язку між ядрами (Бойко, 2017;

Конякін, 2014; Приходько & Чиркова, 2009). Зауважимо, що для забезпечення міграційних коридорів, обміну генетичною інформацією між популяціями, надання прихистку тваринам, підтримання належного рівня біологічного різноманіття придорожні насадження повинні мати оптимальні просторові характеристики та породний склад залежно від особливостей прилеглих ландшафтів.

Зважаючи на багатофункціональність придорожніх лінійних насаджень та їхню самодостатність, українські науковці пропонують застосовувати до них поняття «консорційні екотони захисного типу» (Обшта та ін., 2016; Петришин & Руда, 2020; Руда, 2017), яке враховує спектр зв'язків між деревною синузією лісосмуг та численними видами-консортами. Такі системи спроможні надавати широкий перелік екосистемних послуг (Жук & Мишілюк, 2022). Зокрема, дерева та кущі у їх складі здатні зменшувати ефект переосвітлення на дорогах. Аналізуючи світлове забруднення Чернівецької області в нічний час, ми виявили масштабну світлову пляму над Колінковецько-Недобоївською сільською агломерацією та прилеглими автошляхами міжміського й міжнародного сполучення на рівнинній модельній території, а також над найбільшими поселеннями та сполучними комунікаціями передгірської модельної території (Жук & Зароченцева, 2021). Однорядні фрагментовані насадження не можуть забезпечити належний рівень захисту від негативного впливу нічної ілюмінації вздовж автодоріг.

Придорожні насадження, залежно від особливостей оточуючих їх агроландшафтів, додатково надають захист від селів, обвалів, осипів, дефляції, ерозії, піщаних та снігових заносів, модерують інші метеорологічні несприятливі впливи, пом'якшують аеродинамічні й акустичні ефекти від автотранспорту, мають санітарно-гігієнічне значення. Межуючи з полями або садами, вони беруть на себе численні функції полезахисних і садозахисних лісосмуг. В. П. Ткач та В. Л. Мешкова (2008) навіть рекомендують класифікувати як полезахисні всі лінійні деревні смуги обабіч доріг нижчого підпорядкування, ніж обласні. Доповнивши наявний каркас цільовими контурними полезахисними

насадженнями з урахуванням організаційної структури ландшафту, можна не лише суттєво поліпшити продуктивність сільськогосподарських угідь, але й забезпечити реалізацію ЕП, які надаються мобільними агентами: запилення і біологічний контроль популяцій сільськогосподарських шкідників. Включення до складу проєктованих поєданих лісосмуг деревних, чагарникових і трав'яних междоїв сприятиме привабленню диких запилювачів. За керованого запилення масивів ентомофільних сільськогосподарських культур свійськими бджолами деревні насадження забезпечують вуликам захист від сонця та інших несприятливих метеорологічних умов.

За відкритими геоінформаційними даними Global Reforestation Potential Map виділено потенційно перспективні для ефективної секвестрації вуглецю території (рис. 8.12). Відповідні ареали визначені алгоритмом як найбільш придатні для лісовідновлення не лише з позиції регулювання складу атмосферного повітря та регіонального клімату, але й із погляду протидії надмірній фрагментації ландшафтів.

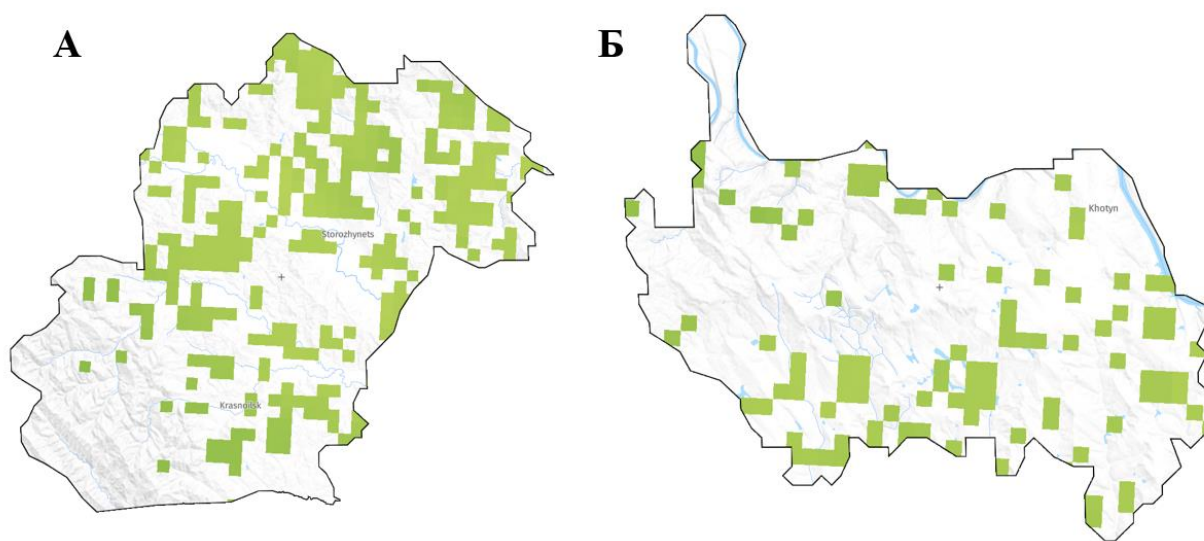


Рис. 8.12. Ареали перспективної лісомеліорації на передгірській (А) та рівнинній (Б) модельних територіях

Співставлення отриманих картосхем із відповідними картосхемами НП передгірської (рис. 3.7) та рівнинної (рис. 3.11) модельних територій дало змогу констатувати, що виділені ареали здебільшого припадають на землі сільськогосподарського призначення. На нашу думку, саме ці території варто

обрати як плацдарм для планування і організації агролісових ландшафтів за контурно-меліоративним принципом.

Враховуючи незадовільний санітарний стан наявних захисних деревних насаджень на передгірській та рівнинній модельних територіях, їх реставрація в окремих випадках вимагає розрідження, вилучення сухостою та елементів інвазійної деревної флори, омолодження. В аналітичній записці № 15 Біоенергетичної асоціації України (Железна та ін., 2016а) обґрунтовано доцільність використання добутої в такий спосіб некондиційної деревини для задоволення енергетичних потреб. На заміну науковці (Соломаха та ін., 2022) пропонують насаджувати швидкорослі деревні енергетичні культури для розширення потенціалу ЕП багатofункціональних деревних насаджень. Таке управлінське рішення матиме позитивний вплив не лише на екологічну підсистему СЕС, але й на соціальну, створивши передумови для розвитку зеленого соціального підприємництва, орієнтованого на виробництво біоенергетичної сировини для задоволення потреб територіальних громад і регіону загалом.

Висновки до розділу 8

Адаптивне спільне управління базується на партнерській співпраці широкого кола зацікавлених сторін та інтеграції різних джерел знань і ресурсів для досягнення більш стійких і ефективних результатів у сфері спільного використання екосистемного потенціалу ландшафтів, де важко передбачити всі можливі аспекти та наслідки дій. На практиці доведена ефективність партисипативного підходу на різних етапах формування соціального капіталу.

Отримані результати підкреслюють, що компроміси між різними видами господарської діяльності в складних ландшафтах вимагають урахування урахуванням мінливості й невизначеності екосистемних процесів та застосування інструментів, які сприяють досягненню конкуруючих цілей зі збереженням поліфункціональності агроландшафтів та їх складових.

Наукові результати, отримані під час тристороннього партисипативного експерименту за участі науковців, бджолярів та аграріїв, свідчать про позитивний вплив комахозапилення на окремі показники структури врожаю автофертильних гібридів *H. annuus*: приріст маси 1000 сім'янок, зниження лушпинності та частки невивірених сім'янок. У 9 з 14 досліджених гібридів встановлене достовірне збільшення біологічної врожайності на 8,9–31,7 % в умовах вільного комахозапилення відносно варіанту досліду з ізоляцією суцвіть.

Розроблено рекомендації для агровиробників щодо взаємного розташування окремих гібридів *H. annuus* у комбінованих масивах на виробничих полях з урахуванням індивідуальних потреб у присутності комах-запилювачів для забезпечення високих врожаїв. Значне поліпшення якості сім'янок за достатньої кількості комах-запилювачів показане для гібридів СИ Експерто, НК Конді, Євр. Белла, MAS 87А. Для збільшення їхньої врожайності доцільно напередодні цвітіння розміщувати по периметру поля мобільні пасіки з розрахунку 1–2 вулики на 1 га. Якість насіння гібридів СИ Купава, Суматра, СИ Ласкала не виявила залежності від наявності антофільних комах. Рекомендовано висівати їх на територіях, де з різних причин можна очікувати нестачі комах-запилювачів.

За результатами багаторічного моніторингу найвищі втрати колоній *A. mellifera* встановлено в гірських ландшафтах: 5,2–25,5 %, у передгірських – 4,7–18,4 %, у рівнинних – 4,1–14,2 %. Незалежно від фізико-географічних особливостей місцезнаходження пасік, у структурі зимових втрат переважає смертність. Незважаючи на відносно низький рівень втрат, в окремих агроландшафтах області відчутний дефіцит ЕП запилення.

Спостереження за багаторічною динамікою успішності зимівлі бджолиних колоній надає порівнювані емпіричні показники, які зручно використовувати не лише у масштабах окремих агроландшафтів, але на вищих територіальних ієрархічних рівнях. Зокрема, отримані нами результати свідчать про достовірні відмінності у якості зимівлі бджіл із різних фізико-географічних зон України. Найбільші втрати колоній *A. mellifera* за результатами зимівлі 2021–2022 рр.

відмічено у зоні мішаних лісів та степовій зоні – 23,65 % і 21,58 % відповідно. Степова зона кілька років поспіль характеризується високим значенням згаданого показника. Найнижчі втрати показано для лісостепової зони та Українських Карпат (12,52 % та 12,76 % відповідно), що підтверджується й для попередніх моніторингових років.

Встановлено, що 14% опитаних бджолярів проводить противароозне лікування бджіл без попереднього моніторингу на предмет ураження кліщем *V. destructor*. Враховуючи зазначене, розроблено комплекс рекомендацій для бджолярів щодо моніторингу і лікування вароозу. Зокрема, доопрацьовано й адаптовано покрокову інструкцію зі здійснення профілактичних та лікувальних противароозних заходів із зазначенням рекомендованої періодичності й ефективних за різних обставин методів.

Аналіз передумов запровадження агролісомеліоративних засобів у регіональну систему природокористування виявив, що на території Чернівецької області каркас мережі лісомеліоративних насаджень складають лінійні насадження вздовж автошляхів. Встановлено недостатній рівень полезахисної лісистості на передгірській та рівнинній модельних територіях. Показник придорожньої лісистості для передгірської модельної території склав 49%, для рівнинної – 62%. Отримані результати засвідчили, що навіть розрахункова полезахисна лісистість не сягає встановленої для лісостепової зони оптимальної лісистості у 2,7%, а фактична виявилася ще меншою: 1% для передгірської модельної території й 1,5% – для рівнинної.

Запропоновано оптимізацію агроландшафтів шляхом науково-обґрунтованої реставрації та розбудови наявного каркасу багатофункціональних лінійних насаджень уздовж автомобільних доріг. Виділено потенційно перспективні для ефективної секвестрації вуглецю території, які варто обрати як плацдарм для планування і організації агролісових ландшафтів за контурно-меліоративним принципом.

ВИСНОВКИ

У дисертаційній роботі поглиблено концептуальні основи й розроблено комплексний підхід для вирішення проблем збереження біорізноманіття та підтримання екосистемних послуг і надано рекомендації щодо впровадження біологічно обґрунтованих еколого-стабілізаційних заходів з ефективного і невиснажливого природокористування в агроландшафтах.

1. Обґрунтовано теоретичні принципи та засади інтеграції концепції екосистемних послуг у стратегії вирішення біолого-екологічних проблем, зокрема, збереження біорізноманіття й оптимізації агроландшафтів. На підставі аналізу вітчизняного та закордонного досвіду застосування ландшафтного підходу до організації й оптимізації природокористування поліструктурність агроландшафту прийнято за опорний концепт для дослідження біорізноманіття та потенціалу екосистемних послуг на регіональному рівні.

2. Розроблено інтегративний концептуально-методичний підхід до дослідження і вирішення біолого-екологічних проблем у агроландшафтах різного ступеня антропогенної трансформації, особливістю якого є поєднання методів із біології, екології та суміжних наукових напрямів. Розв'язано проблему урахування значної просторової та часової неоднорідності функціонування екосистем і продукування екосистемних послуг шляхом застосування геоінформаційних баз ретроспективних даних.

3. Розроблено екологічні профілі гірської, передгірської та рівнинної модельних територій, які охоплюють діапазон мінливості агроландшафтної структури. Кількісно оцінено композиційну та конфігураційну гетерогенність ландшафтів. На макрорівні показано чітку тенденцію до зростання ландшафтно-антропічного різноманіття у ряді гори – передгір'я – рівнина: за індексами Шеннона (0,62 – 1,05 – 1,23), Сімпсона (0,38 – 0,59 – 0,68) і коефіцієнтом ландшафтної неоднорідності (0,58 – 0,93 – 1,18). На рівні класу ознаки найбільшої фрагментованості показані для передгірської модельної території. Подальший розвиток процесів фрагментації може мати серйозні негативні наслідки, наприклад, зниження спроможності агроландшафтів надавати ресурсні та

підтримуючі екосистемні послуги. Водночас мозаїчність ландшафту створює передумови для широкого комплексу культурних екосистемних послуг.

4. На прикладі модельних територій встановлено закономірності впливу структури агроландшафтів на окремі біолого-екологічні аспекти продукування екосистемних послуг:

– Виявлено прогресуюче знеліснення в гірській і передгірській модельних територіях (18 % і 17 % втраченого деревного покриву відповідно), що ставить під загрозу біорізноманіття ендеміків, природні оселища а також потоки регулювальних та підтримуючих екосистемних послуг.

– Встановлено укрупнення площ під технічними монокультурами з одночасним занепадом традицій присадибного господарювання в передгірських агроландшафтах та розвиток інтенсивного садівництва з необґрунтованими схемами агрохімічної обробки – в рівнинних. Як наслідок деградують екосистемні послуги запилення і регуляції чисельності шкідників. Доведено цінність *Trochosa ruricola* (De Geer, 1778) як індикатора агроекосистем із високим рівнем пестицидного навантаження.

– Доведено, що фізико-хімічні показники поліфлорного меду відображають ландшафтну специфіку і геоботанічні умови медозбору. Встановлено достовірну відмінність між зразками із різних модельних територій за цукровим профілем, вмістом редукуючих цукрів, проліну, а також за електропровідністю і водневим показником. Цукровий профіль зразків з пасік рівнинної модельної території, містить лише фруктозу, глюкозу та в окремих випадках мальтозу в кількості 0,6–34,7 мг/г. Окрім названих, у зразках із передгірської модельної території представлені трегалоза (3,8–16,5 мг/г) і меліцитоза (9,1–127,3 мг/г). Мед із пасік гірської модельної території здебільшого характеризується наявністю меліцитози в широкому діапазоні від 0,9 до 121,5 мг/г. В окремих зразках наявна мальтоза (0,6–34,7 мг/г).

5. Уперше отримано кількісні показники для компонентів вуглецевого балансу у лісових екосистемах на рівні ландшафтів. З’ясовано, що найвагоміший внесок у процес поглинання вуглецю з атмосферного повітря (7,3–13,4 т/га

чистого обміну) належить гірським шпильковим лісам. Знайдене співвідношення між процесами асиміляції й емісії свідчить про неабияку збалансованість вуглецевого циклу рівнинної модельної території, де частка широколистяних лісів з максимальними показниками річної асиміляції вуглецю (5,1–9,3 т/га) склала 71 %. Чистий вуглецевий обмін у лісах гірської модельної території складає 426 тис. тонн CO₂-екв. за рік, передгірської – 276 тис. 220 тонн CO₂-екв. за рік, рівнинної – 117 тис. т CO₂-екв./рік. Встановлено, що ефективність біопродукційного процесу прямо залежить від площі фрагменту деревного покриву і обернено – від протяжності його меж.

6. Оцінено зимові втрати бджолиних колоній в Україні за результатами 8-річної участі в міжнародному моніторингу COLOSS. Усереднений показник складає близько 13,3% (міжнародний – 16%). Для Чернівецької області значення майже вдвічі нижче – 9,5%. В структурі зимових втрат переважає смертність (7,5%), на другому місці – нерозв'язні проблеми з бджолиними матками (2,5%). Доведено залежність фатальних проблем з матками та загибель через негативні природні явища від розміру пасіки: щорічно найбільших втрат зазнають малі пасіки на 1–50 вуликів. Серед найбільш вагомих ризикоформуючих чинників виділено інвазованість кліщем *Varroa destructor*. З'ясовано, що потенціал *Apis mellifera* як мобільного агента реалізації екосистемних послуг у агроландшафтах використовується бджолярами не в повній мірі. Перевага надається 1-5 видам ресурсних послуг, тоді як ключова з біологічної точки зору підтримувальна послуга запилення дикорослих та сільськогосподарських рослин недооцінена.

7. Розроблено розгорнутий конспект мережі стейкхолдерів екосистемних послуг агроландшафтів у складі 9 функціональних кластерів для лісових екосистем і 11 – для агроекосистем. Доведено ефективність авторського алгоритму спільного продукування знань на базі фокусованого групового інтерв'ю відкритого типу із послідовним застосуванням SWOT-аналізу, нечіткого когнітивного картування і партисипативного моделювання для підтримання екосистемних послуг та адаптивного вирішення практичних біолого-екологічних проблем.

8. Розроблено низку практичних рекомендацій щодо впровадження біологічно обґрунтованих еколого-стабілізаційних заходів з ефективного і невиснажливого природокористування, збереження біорізноманіття та відновлення потенціалу екосистемних послуг у територіальних громадах передгірських і рівнинних агроландшафтів. Зокрема, розкрито механізм компенсації дефіциту диких запилювачів на промислових полях олійного соняшнику; удосконалено покрокову інструкцію з проведення науково обґрунтованих противароозних заходів для практикуючих бджолярів; окреслено напрями реставрації агролісомеліоративної мережі передгірських і рівнинних ландшафтів Чернівецької області.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

Література до розділу 1

- Андреева, В., Войтюк, В., Кичилук, О., Шепелюк, М., Гетьманчук, А., & Деркач, В. (2021). Економічна оцінка Черемського болота на основі екосистемних послуг. *Нотатки сучасної біології*, 1 (1), 15–24.
- Анісімова, С. (2021). Економічний механізм плати за екосистемні послуги лісів. *InterConf*, 51, 736–744.
- Анісімова, С., & Анісімов, С. (2019). Екосистемні послуги як підстава для розвитку рекреаційної діяльності. *Вісник Харківського національного автомобільно-дорожнього університету*, (85), 124–124.
- Антонов, А. В., & Савіна, Н. Б. (2018). Механізм державного управління у системі збереження природного капіталу. *Вісник НУВГП. Серія «Економічні науки»*, 1(81), 255–264.
- Архипова, Л., & Приходько, М. (2019). Екосистемні послуги—аналіз міжнародного та вітчизняного досвіду концепції. *Екологічна безпека та збалансоване ресурсокористування*, 2 (20), 24–32. [https://doi.org/10.31471/2415-3184-2019-2\(20\)-24-32](https://doi.org/10.31471/2415-3184-2019-2(20)-24-32).
- Бас, Т. Б. (2010). Особливості споживання послуг лісових екосистем у контексті екологічної глобалізації. У *Економіка природокористування і охорони довкілля* (с. 81–86). РВПС України НАН України.
- Бас, Т. Б., & Загвойська, Л. Д. (2009). Мотиваційні аспекти процесу використання послуг лісових екосистем. *Вісник СумДУ. Серія Економіка*. 2. 86–92.
- Бугас, В., & Пирогова, А. (2020). Аналіз методичних підходів до реалізації економічної оцінки природних ресурсів. *Європейський науковий журнал економічних та фінансових інновацій*, 2(6), 259–264.
- Варенко, В. М., Братусь, І. В., Дорошенко, В. С., Смольніков, Ю. Б., & Юрченко, В. О. (2013). *Системний аналіз інформаційних процесів*.
- Васенко, О. Г., & Міланіч, Г. Ю. (2018). Оцінка екосистемних послуг водних об'єктів України. *Проблеми охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки*, (40), 71–84.

- Васютинська, К. А. (2021). Оцінка показників екосистемних послуг міських зелених зон залежно від урбогенного навантаження регіонів України. *Екологічні науки*, 7(34), 36–43.
- Веклич, О. О. (2018). Визначення економічного збитку від погіршення/знищення екосистемних послуг. *Економіка природокористування і сталий розвиток*, (1–2), 43–48.
- Веклич, О. О., Колмакова, В. М., & Патока, І. В. (2022). Комплекс нормативно-законодавчих пропозицій щодо впровадження екосистемного підходу в управлінську практику. *Економіка та держава*, (5), 56–61.
- Воровка, В. П. (2000). Ренатуралізація як основа середовищестабілізуючого підходу до оптимізації екоінфраструктури (на прикладі Запорізької області). *Культура народів Причорномор'я*, (13), 12–15.
- Гавадзин, Н.О., & Мельничук, І.В. (2020). Удосконалення інструментарію здійснення функцій екосистемних послуг. *Інфраструктура ринку*, 41, 215–220. <https://doi.org/10.32843/infrastuct41-35>
- Гавриленко, О. (2018). Управління екосистемними послугами: стратегія запровадження в Україні. *Географія*, 1 (70), 29–35.
- Гавриленко, О. П. (2019). Конфлікти природокористування в контексті втрати екосистемних послуг. *Науковий вісник Херсонського державного університету. Серія: Географічні науки*, (10), 101–106.
- Гавриленко, О. П., & Циганок, Є. Ю. (2018). Деградація екосистемних послуг природоохоронних територій в урбанізованих зонах. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Серія: Географія*, 4(73), 10–14.
- Голубець, М. (2014a). Геосоціосистемологія новітній розділ науки. *Світогляд*, 2(46), 47–53.
- Голубець, М. (2014b). Геосоціосистемологія — теоретична основа еколого-суспільно-економічного прогресу. *Вісник НАН України*, 6, 31–40.
- Голубець, М. А. (2005). *Вступ до геосоціосистемології*. Поллі.
- Голубець, М. А. (2011). Від екології до геосоціосистемології і

- середовищезнавства. У *Збірник наукових статей II-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю (Екологія/Ecology)*. (с. 524–527) Інститут екологічної безпеки та моніторингу довкілля.
- Голубець, М. А. (2013). *Геосоціосистемологія*. Компанія «Манускрипт».
- Горобченко, Д.В., & Горобченко, Т.В. (2016). Управління бізнес-ризиками від використання екопослуг як фактор сталого розвитку підприємства. У О. В. Прокопенко (Ред.), *Економічні проблеми сталого розвитку* (с. 24–26). Сумський державний університет.
- Данилишин, В. М., Дорогунцов, С. У., & Міщенко, В. С. (1999). *Природно-ресурсний потенціал України*. ЗАТ «Нічалава».
- Дегтярь, Н. В. (2012). Інноваційні принципи формування ринків екосистемних послуг водно-болотних угідь. У *Маркетинг інновацій і інновації в маркетингу* (с. 61–64). ТОВ Друкарський дім «Папірус».
- Дегтярь, Н. В. (2012). Сучасні методи економічної оцінки екосистемних послуг. *Ефективна економіка*, 2. <http://www.economy.nayka.com.ua/?op=1&z=959>
- Дегтярь, Н. В. (2014). *Організаційно-економічні засади управління екосистемними послугами водно-болотних угідь* [Дис. канд. екон. наук, Сумський державний університет].
- Дем'янчук, П. (2011). Дослідження географічних екотонів як еколого-географічна й загально-географічна проблема. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія : Географія*, 1(29), 17–22.
- Денисик, Б. Г. (2014). Антропогенний та рекреаційний геоекотони. *Геополітика и экогеодинамика регионов*, 10(1), 120–124.
- Дідух, Я. П. (2018). Біотоп як система: структура, динаміка, екосистемні послуги. *Український ботанічний журнал*, 5 (75), 405–420.
- Дребот, О. І., & Лазаренко, В. І. (2023). Оцінка передумов розвитку органічного сільського господарства. *Агроекологічний журнал*, (4), 108–115.
- Дучинська, Н. І., & Осаул, А. О. (2009). Фінансові інтервенції на ринках екосистемних послуг. *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка*.

Економіка, (111), 15–17.

- Жила, Т., Соловій, І., Жила, А., Рудич, А., & Волосянчук, Р. (2016). *Дослідження залежності місцевого населення від послуг лісових екосистем*. FLEG II (ENPI East). https://www.enpi-fleg.org/site/assets/files/1913/forest_dependency_ukraine_-_ukr.pdf
- Загвойська, Л. Д. (2013). Концептуалізація послуг екосистем у сучасному еколого-економічному дискурсі. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (11), 178–185.
- Загвойська, Л. Д. (2014). Теоретичні підходи до визначення економічної вартості послуг лісових екосистем: вигоди перетворення чистих деревостанів у мішані. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (12), 201–209.
- Загвойська, Л. Д., & Копач, Н. І. (2008). Дослідження готовності населення Львівщини платити за послуги лісових екосистем. *Науковий вісник НЛТУ України*, 18(3), 70–78.
- Загвойська, Л. Д., Нижник, М. С., Сарккі, С., Нижник А. С. & Пелюх, О. Р. (2015). Послуги екосистем верхньої межі лісу в Карпатах очима стейкхолдерів: виклики для адаптивного управління. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (13), 193–200.
- Ігнатенко, Н. Г. & Руденко, В. П. (1986). *Природно-ресурсний потенціал. Географічний аналіз та синтез*. Вища школа.
- Ізюмова, О. Г., & Скоропадська, С. В. (2016). Перспективи розвитку концепції екосистемних послуг. У О. М. Толкач (Ред.), *Перспективи розвитку гірничої справи та раціонального використання природних ресурсів*. (с. 142–143). ЖДТУ. <http://eztuir.ztu.edu.ua/123456789/6148>
- Ільїна, М. В. & Шпильова, Ю. Б. (2020). Екосистемні послуги як інструмент екологічно орієнтованої організації сільського простору. *Науково-виробничий журнал «Бізнес-навігатор»*, 2(58), 54–58.
- Коморна, О. М. (2016). Перспективні напрями розвитку ринку екосистемних послуг у контексті збалансованого природокористування. *Науковий вісник Херсонського державного університету. Сер.: Економічні науки*, 18 (1),

138–141.

- Коморна, О. М. (2017). Світовий досвід функціонування та розвитку ринку екосистемних послуг. *Збалансоване природокористування*, (4), 143–147.
- Костицький, М. В. (2014). Логіка як методологія наукового пізнання (зокрема в правознавстві). *Філософські та методологічні проблеми права*, (1), 3–13.
- Круглов, І. (2006) Ландшафт як геоекосистема. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*, 33. 186–193.
- Круглов, І. (2016). Базова геоекосистема Б-ГЕС як інтегруючий об'єкт трансдисциплінарної геоекології. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія Географія*, 2(41). 168–178.
- Круглов, І. (2019). Ландшафт як реальний об'єкт геоекології. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Сер. Географія*, 2(47). 13–21.
<https://doi.org/10.25128/2519-4577.19.3.2>
- Круглов, І. (2020). *Трансдисциплінарна геоекологія*. ЛНУ імені Івана Франка
- Круглов, І. С. (2005). Геоекологія як трансдисциплінарна наука про геоекосистеми. *Фізична географія та геоморфологія*. 47, 100–107.
- Кузан, К. Ю. (2014). Види наукових досліджень: термінологічний аналіз. *Міжнародні Челпанівські психолого-педагогічні читання*, 11, 295–300.
- Кучма, Т., & Томченко, О. (2019). Оцінка екосистемних послуг водно-болотних угідь за даними дистанційного зондування Землі. У *Екологічна безпека та збалансоване природокористування в агропромисловому виробництві*. (с. 147–151). ДІА
- Максименко, Н. В. (2016). Ландшафтно-екологічне планування, як підґрунтя управлінських рішень про надання екосистемних послуг. *Вісник Харківського національного університету імені ВН Каразіна, серія "Геологія. Географія. Екологія"*, (45), 153–158.
- Мельникович, М. П. (2018). Індикатори оцінювання соціо-еколого-економічного розвитку Карпатського регіону. *Вісник Національного університету*

- водного господарства та природокористування. *Економічні науки*, (2), 335–354.
- Мішенін, Є. В., & Дегтярь, Н. В. (2015). Економіка екосистемних послуг: теоретико-методологічні основи. *Маркетинг і менеджмент інновацій*, 2, 243–257.
- Мішенін, Є. В., & Дегтярь, Н. В. (2016). Стратегічні орієнтири в управлінні екосистемними послугами водно-болотних угідь. *Механізм регулювання економіки*, 1, 33–41.
- Мішенін, Є. В., & Олійник, Н. В. (2010). Розвиток ринку екосистемних послуг як напрямок посткризового зростання економіки України. *Механізм регулювання економіки*, 3(3). 104–116.
- Мішенін, Є. В., Мішеніна, Н. В., & Ярова, І. Є. (2013). Розвиток маркетингу екосистемної продукції та послуг у лісоресурсній сфері. *Маркетинг і менеджмент інновацій*, 2, 209–219.
- Мудрак, О. В., Ганчук, М. М., Мудрак, Г. В., Шевченко, І. А., Зіновчук, Н. В., & Хаєцький, Г. С. (2021). Збалансованість територіальної організації агроландшафтів Східного Поділля: науково-методичні і практичні підходи. *Агроекологічний журнал*, 4. 12–19. <https://doi.org/10.33730/2077-4893.4.2021.252949>
- Несторяк, Ю. Ю. (2015). Теоретичні підходи до економічного оцінювання лісової ділянки на основі її екосистемних послуг. *Науковий вісник НЛТУ України*, 25(4), 82–88.
- Никитюк, Ю. А., Коморна, О. М., & Никитюк, І. Ю. (2019). Компенсаційні інструменти управління та організаційно-економічні особливості формування ринку екосистемних послуг в лісовому господарстві. *Наукові горизонти*, 8(81), 87–93.
- Остафійчук, Я. В., & Пилипів, В. В. (2017). Плата за екосистемні послуги як інструмент стимулювання сталого розвитку сільських територій. У *Регіональний розвиток України: проблеми та перспективи* (с. 143–149). КНАУ
- Островський, І. А. (2018) Концепція загальної економічної вартості в системі оцінки екосистемних послуг у мегаполісі. У М. К. Сухонос (Ред.), *Місто.*

- Культура. Цивілізація.* (с. 243–344) ХНУМГ ім. О. М. Бекетова.
- Петлін, В. М., & Міщенко, О. В. (2021). *Прикладне ландшафтознавство.*
- Петрович, О. З. (2014). Полезахисні лісосмуги в контексті впровадження концепції екосистемних послуг. *Екосистеми*, 11 (30), 42–49.
- Руденко, В. П. (1992). *Природно-ресурсний потенціал і методи його економіко-географічного дослідження (на прикладі України)* [Автореф. дис. д-ра геогр. наук, Інституті географії НАН України].
- Смалійчук, А., Круглов, І., Часковський, О., Смалійчук, Г., & Біланюк, В. (2021). Кліматорегулювальні екосистемні послуги лісового ландшафту Українських Карпат. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: географія*, 51(2), 48–56.
- Соловій, І. (2016 b). *Оцінка послуг екосистем, забезпечуваних лісами України, та пропозиції щодо механізмів плати за послуги екосистем* (Звіт по проєкту ENPI East FLEG II): http://sfmu.org.ua/files/Soloviy_2016b.pdf.
- Соловій, І. П. & Кулешник, Т. Я. (2011). Трактуювання ключових термінів концепції послуг екосистем з огляду на еколого-економічні дослідження ландшафтів. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (9), 174–178.
- Соловій, І. П. (2016 а). Концепція плати за послуги екосистем: світовий досвід і перспективи її впровадження у лісовому секторі. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (14), 252–258.
- Соловій, І. П., & Монастирська, Л. Ф. (2005). Інструменти лісової політики в умовах формування ринків екологічних послуг лісів. *Науковий вісник НЛТУ України*, 15(7), 119-125.
- Соловій, І. П., Монастирська, Л. Ф., & Полеха, Б. Б. (2009). Порівняльна оцінка послуг лісових екосистем у різних регіонах України. *Науковий вісник НЛТУ України*, 19(6), 79–85.
- Сотник, І. Н., & Могиленец, Т. В. (2011b) Концептуальні підходи до формування ринків екосистемних послуг. *Економіка розвитку*, 4(60). 22–27
- Сотник, І. Н., & Могиленец, Т. В. (2011a). Анализ подходов к экономической

- оценке экосистемных услуг. *Механізм регулювання економіки*, 2. 152–158.
- Сотник, І. М., & Горобченко, Т. В. (2012). Методичні підходи до оцінки інтегрального ресурсо-соціо-екосистемного ефекту від використання екосистемних послуг. *Вісник Сумського державного університету. Сер.: Економіка*, (4), 5–11.
- Стратічук, Н. В. (2018). Оцінка сталого використання земель сільськогосподарського призначення на території Херсонської області. *Таврійський науковий вісник: Науковий журнал*, 100. 316–325.
- Ступень, Н. М., Стойко, Н. Є., Баран, О. Р., & Ступень, О. І. (2020). *Організація території сільськогосподарських підприємств: агроландшафтний аспект*.
- Томченко, О. В. (2014). Використання космічної інформації ДЗЗ та наземних спостережень для комплексної оцінки екосистемних послуг Київського водосховища на основі методу аналізу ієрархій. *Космічна наука і технологія*, 20(5), 90.
- Туниця, Ю. Ю. (2002). Лісознавчі витoki еколого-економічного вчення: індуктивний підхід. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (1), 11–21.
- Федоренко, М. А. (2017). Класифікація екосистемних послуг природоохоронних територій. *Збалансоване природокористування*, (1), 78–82.
- Фурдичко, О. І., Дребот, О. І., Кучма, Т. Л., & Ільєнко, Т. В. (2019). Оцінювання екосистемних послуг лісів за даними дистанційного зондування Землі. *Агроекологічний журнал*, (4), 6–16.
- Худолей, Л. В., & Сафонов, В. Є. (2018). Особливості формування ринку екосистемних послуг у лісовому господарстві. *Вісник Запорізького національного університету. Економічні науки*, (4), 85–91.
- Чорноморденко, Д. І. (2015). Сучасна екологія і трансдисциплінарна методологія дослідження. *Гілея: науковий вісник*, (97), 247–252.
- Шашула, Л. О., Сакаль, О. В., & Третьак, Н. А. (2019). Плата за екосистемні послуги в Україні: пріоритетні напрями активізації. *Механізм регулювання економіки*, 2, 6–16.
- Шворак, А., & Філюк, Д. (2020). Вплив синергетичного ефекту лісівництва і

- бджільництва на розвиток сільських територій Волинської області. *Аграрна економіка*, 13(3–4), 41–51.
- Шворак, А., & Філюк, Д. (2021). Вплив екосистемних послуг на активізацію розвитку сільськогосподарського виробництва. *Економічний часопис Волинського національного університету імені Лесі Українки*, 1(25), 37–51.
- Шевченко І. П., Коломієць Л. П., Кравець С. В., Шквир І. М. (2015). Оптимізація агроландшафтних систем як основа збалансованого розвитку аграрного виробництва. *Землеробство*, 2. 31–37.
- Шищенко, П. Г., Гавриленко, О. П., & Циганок, Є. Ю. (2019). Екосистемна цінність Голосіївського лісу як міської природоохоронної територій: причини і наслідки деградації. *Український географічний журнал*, 4(108), 40–49.
- Якубів, В. М. (2013). Розвиток органічного землеробства в Україні: екологічний та соціоекономічний ефекти. *Економіка АПК*. 11. 27–32.
- Abson, D. J., von Wehrden, H., Baumgärtner, S., Fischer, J., Hanspach, J., Härdtle, W., Heinrichs, H., Klein, A. M., Lang, D. J., Martens, P., & Walmsley, D. (2014). Ecosystem services as a boundary object for sustainability. *Ecological Economics*, 103, 29–37. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2014.04.012>
- Aktürk, E., & Güneröğlu, N. (2021). Degradation of coastal ecosystem services in southern Black Sea: A case study of Trabzon city. *Ocean and Coastal Management*, 213. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105837>
- Albert, C., Hauck, J., Buhr, N., & von Haaren, C. (2014). What ecosystem services information do users want? Investigating interests and requirements among landscape and regional planners in Germany. *Landscape Ecology*, 29(8). <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9990-5>
- Albrecht, J., Gertrud Berens, D., Jaroszewicz, B., Selva, N., Brandl, R., & Farwig, N. (2014). Correlated loss of ecosystem services in coupled mutualistic networks. *Nature Communications*, 5. <https://doi.org/10.1038/ncomms4810>
- Allan, J. I., Auld, G., Cadman, T., & Stevenson, H. (2022). Comparative fortunes of ecosystem services as an international governance concept. *Global Policy*, 13(1), 62–75. <https://doi.org/10.1111/1758-5899.13036>

- Allen, C. R., & Gunderson, L. H. (2011). Pathology and failure in the design and implementation of adaptive management. *Journal of Environmental Management*, 92(5), 1379–1384. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.063>
- Almeida, I., Rösch, C., & Saha, S. (2021). Converting monospecific into mixed forests: stakeholders' views on ecosystem services in the Black Forest Region. *Ecology and Society*, 26(4). <https://doi.org/10.5751/ES-12723-260428>
- Andersson, E., McPhearson, T., Kremer, P., Gomez-Baggethun, E., Haase, D., Tuvendal, M., & Wurster, D. (2015). Scale and context dependence of ecosystem service providing units. *Ecosystem Services*, 12, 157–164. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2014.08.001>
- Angelstam, P., Elbakidze, M., Axelsson, R., Dixelius, M., & Törnblom, J. (2013). Knowledge production and learning for sustainable landscapes: Seven steps using social-ecological systems as laboratories. *Ambio*, 42(2). <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0367-1>
- Angelstam, P., Grodzynskyi, M., Andersson, K., Axelsson, R., Elbakidze, M., Khoroshev, A., Kruhlov, I., & Naumov, V. (2013). Measurement, collaborative learning and research for sustainable use of ecosystem services: Landscape concepts and Europe as Laboratory. *Ambio*, 42(2). <https://doi.org/10.1007/s13280-012-0368-0>
- Angelstam, P., Manton, M., Elbakidze, M., Sijtsma, F., Adamescu, M. C., Avni, N., Beja, P., Bezak, P., Zyablikova, I., Cruz, F., Bretagnolle, V., Díaz-Delgado, R., Ens, B., Fedoriak, M., Flaim, G., Gingrich, S., Lavi-Neeman, M., Medinets, S., Melecis, V., ... Yamelnyets, T. (2019). LTSEr platforms as a place-based transdisciplinary research infrastructure: learning landscape approach through evaluation. *Landscape Ecology*, 34(7). <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0737-6>
- Arts, B., Buizer, M., Horlings, L., Ingram, V., van Oosten, C., & Opdam, P. (2017). Landscape Approaches: A State-of-the-Art Review. *Annual Review of Environment and Resources*, 42, 439–463. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102016-060932>
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R. E., Jenkins,

- M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., & Turner, R. K. (2002). Ecology: Economic reasons for conserving wild nature. *Science*, 297(5583), 950–953. <https://doi.org/10.1126/science.1073947>
- Barbier, E. B. (2007). Valuing ecosystem services as productive inputs. *Economic Policy*, 22(49), 177–229. <https://doi.org/10.1111/j.1468-0327.2007.00174.x>
- Barnes-Mauthe, M., Oleson, K. L., Brander, L. M., Zafindrasilivonona, B., Oliver, T. A., & van Beukering, P. (2015). Social capital as an ecosystem service: Evidence from a locally managed marine area. *Ecosystem Services*, 16, 283–293.
- Batáry, P., Dicks, L. V., Kleijn, D., & Sutherland, W. J. (2015). The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29(4), 1006–1016. <https://doi.org/10.1111/cobi.12536>
- Bateman, I. J., Harwood, A. R., Mace, G. M., Watson, R. T., Abson, D. J., Andrews, B., Binner, A., Crowe, A., Day, B. H., Dugdale, S., Fezzi, C., Foden, J., Hadley, D., Haines-Young, R., Hulme, M., Kontoleon, A., Lovett, A. A., Munday, P., Pascual, U., ... Termansen, M. (2013). Bringing ecosystem services into economic decision-making: Land use in the United Kingdom. *Science*, 341(6141), 45–50. <https://doi.org/10.1126/science.1234379>
- Bateman, I. J., Mace, G. M., Fezzi, C., Atkinson, G., & Turner, K. (2011). Economic analysis for ecosystem service assessments. *Environmental and Resource Economics*, 48(2), 177–218. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9418-x>
- Beckmann, M., Gerstner, K., Akin-Fajiye, M., Ceașu, S., Kambach, S., Kinlock, N. L., Phillips, H. R. P., Verhagen, W., Gurevitch, J., Klotz, S., Newbold, T., Verburg, P. H., Winter, M., & Seppelt, R. (2019). Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis. *Global Change Biology*, 25(6), 1941–1956. <https://doi.org/10.1111/gcb.14606>
- Bell-James, J. (2019). Integrating the ecosystem services paradigm into environmental law: A mechanism to protect mangrove ecosystems? *Journal of Environmental Law*, 31(2), 291–314. <https://doi.org/10.1093/jel/eqz010>

- Bendor, T. K., & Doyle, M. W. (2010). Planning for ecosystem service markets. *Journal of the American Planning Association*, 76(1), 59–72. <https://doi.org/10.1080/01944360903360100>
- Bennett, E. M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B. N., Geijzendorffer, I. R., Krug, C. B., Lavorel, S., Lazos, E., Lebel, L., Martín-López, B., Meyfroidt, P., Mooney, H. A., Nel, J. L., Pascual, U., Payet, K., Harguindeguy, N. P., Peterson, G. D., ... Woodward, G. (2015). Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: Three challenges for designing research for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.007>
- Berkes, F. (2009). Evolution of co-management: Role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1692–1702. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.001>
- Berkes, F., & Folke, C. (1998). Linking social and ecological systems for resilience and sustainability. In *Linking Social and Ecological Systems* (Vol. 1).
- Bernués, A., Rodríguez-Ortega, T., Ripoll-Bosch, R., & Alfnes, F. (2014). Socio-cultural and economic valuation of ecosystem services provided by Mediterranean mountain agroecosystems. *PLoS ONE*, 9(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102479>
- Biggs, C. R., Yeager, L. A., Bolser, D. G., Bonsell, C., Dichiera, A. M., Hou, Z., Keyser, S. R., Khursigara, A. J., Lu, K., Muth, A. F., Negrete, B., Jr., & Erisman, B. E. (2020). Does functional redundancy affect ecological stability and resilience? A review and meta-analysis. *Ecosphere*, 11(7). <https://doi.org/10.1002/ecs2.3184>
- Birgé, H. E., Allen, C. R., Garmestani, A. S., & Pope, K. L. (2016). Adaptive management for ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 183, 343–352. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.054>
- Birkhofer, K., Diehl, E., Andersson, J., Ekroos, J., Früh-Müller, A., Machnikowski, F., Mader, V. L., Nilsson, L., Sasaki, K., Rundlöf, M., Wolters, V., & Smith, H. G. (2015). Ecosystem services-current challenges and opportunities for ecological

- research. In *Frontiers in Ecology and Evolution* (Vol. 2, Issue JAN). <https://doi.org/10.3389/fevo.2014.00087>
- Bockstael, N. E., Freeman, A. M., Kopp, R. J., Portney, P. R., & Smith, V. K. (2000). On measuring economic values for nature. *Environmental Science and Technology*, 34(8), 1384–1389. <https://doi.org/10.1021/es990673l>
- Bockstael, N., Costanza, R., Strand, I., Boynton, W., Bell, K., & Wainger, L. (1995). Ecological economic modeling and valuation of ecosystems. *Ecological Economics*, 14(2), 143–159. [https://doi.org/10.1016/0921-8009\(95\)00026-6](https://doi.org/10.1016/0921-8009(95)00026-6)
- Bonn, A., Reed, M. S., Evans, C. D., Joosten, H., Bain, C., Farmer, J., Emmer, I., Couwenberg, J., Moxey, A., Artz, R., Tanneberger, F., von Unger, M., Smyth, M. A., & Birnie, D. (2014). Investing in nature: Developing ecosystem service markets for peatland restoration. *Ecosystem Services*, 9, 54–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.06.011>
- Brown, C., Reyers, B., Ingwall-King, L., Mapendembe, A., Nel, J., O’Farrell, P., Dixon, M., & Bowles-Newark, N. J. (2014). Measuring ecosystem services: Guidance on developing ecosystem service indicators. In *Unep-Wcmc* (Issue January 2019).
- Brown, G., & Reed, P. (2000). Validation of a forest values typology for use in national forest planning. *Forest Science*, 46(2), 240–247. <https://doi.org/10.1093/forestscience/46.2.240>
- Brown, G., Pullar, D., & Hausner, V. H. (2016). An empirical evaluation of spatial value transfer methods for identifying cultural ecosystem services. *Ecological Indicators*, 69, 1–11.
- Burkhard, B., & Maes, J. (Eds.). (2017). *Mapping ecosystem services*. Pensoft Publishers. <https://www.researchgate.net/publication/315066978>
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., & Müller, F. (2014). Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape Online*, 34(1). <https://doi.org/10.3097/LO.201434>
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., & Windhorst, W. (2009). Landscapes’ capacities to provide ecosystem services – A concept for land-cover based assessments. *Landscape Online*, 15(1). <https://doi.org/10.3097/LO.200915>

- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17–29. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2011.06.019>
- Cabral, P., Campos, F. S., David, J., & Caser, U. (2021). Disentangling ecosystem services perception by stakeholders: An integrative assessment based on land cover. *Ecological Indicators*, 126. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107660>
- Campagne, C. S., Roche, P., Müller, F., & Burkhard, B. (2020). Ten years of ecosystem services matrix: Review of a (r)evolution. *One Ecosystem*, 5. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e51103>
- Campagne, S. C., & Roche, P. K. (2018). May the matrix be with you! Guidelines for the application of expert-based matrix approach for ecosystem services assessment and mapping. *One Ecosystem*, 3. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e24134>
- Canedoli, C., Ficetola, G. F., Corengia, D., Tognini, P., Ferrario, A., & Padoa-Schioppa, E. (2022). Integrating landscape ecology and the assessment of ecosystem services in the study of karst areas. *Landscape Ecology*, 37(1), 347–365. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01351-2>
- Chan, K. M. A., Shaw, M. R., Cameron, D. R., Underwood, E. C., & Daily, G. C. (2006). Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology*, 4(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040379>
- Colding, J., & Barthel, S. (2019). Exploring the social-ecological systems discourse 20 years later. *Ecology and Society*, 24(1). <https://doi.org/10.5751/ES-10598-240102>
- Cook, E. M., Hall, S. J., & Larson, K. L. (2012). Residential landscapes as social-ecological systems: A synthesis of multi-scalar interactions between people and their home environment. *Urban Ecosystems*, 15(1), 19–52. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0197-0>
- Cord, A. F., Bartkowski, B., Beckmann, M., Dittrich, A., Hermans-Neumann, K., Kaim, A., Lienhoop, N., Locher-Krause, K., Priess, J., Schröter-Schlaack, C., Schwarz, N., Seppelt, R., Strauch, M., Václavík, T., & Volk, M. (2017). Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: Main concepts, methods and the road ahead. In *Ecosystem Services* (Vol. 28, pp. 264–272).

<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.012>

- Correia, A. M., & Lopes, L. F. (2023). Revisiting biodiversity and ecosystem functioning through the lens of complex adaptive systems. *Diversity*, 15(8), 895. <https://doi.org/10.3390/d15080895>
- Costanza, R. (2008). Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141(2), 350–352. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.020>
- Costanza, R., D'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. v., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., Farber, S., & Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, 28, 1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Cowling, R. M., Costanza, R., & Higgins, S. I. (1997). Services supplied by South African fynbos ecosystems. In *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems* (pp. 345–364).
- Crossman, N. D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemsen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E. G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M. B., & Maes, J. (2013). A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4, 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.001>
- Cumming, G. S., Cumming, D. H. M., & Redman, C. L. (2006). Scale mismatches in social-ecological systems: Causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society*, 11(1). <https://doi.org/10.5751/ES-01569-110114>
- Daily, G. C. (Ed.). (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.
- Dasgupta, P. (2008). Nature in economics. *Environmental and Resource Economics*, 39(1), 1–7.

- Davidson, M. D. (2012). Distributive justice in the international regulation of global ecosystem services. *Global Environmental Change*, 22(4), 852–861. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.06.004>
- de Chazal, J., Quétier, F., Lavorel, S., & van Doorn, A. (2008). Including multiple differing stakeholder values into vulnerability assessments of socio-ecological systems. *Global Environmental Change*, 18(3), 508–520. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.04.005>
- de Groot, R. S. (1987). Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics. *The Environmentalist*, 7(2), 105–109. <https://doi.org/10.1007/BF02240292>
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3). [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- de Groot, R., Brander, L., van der Ploeg, S., Costanza, R., Bernard, F., Braat, L., Christie, M., Crossman, N., Ghermandi, A., Hein, L., & others. (2012). Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1(1), 50–61.
- de Meo, I., Cantiani, M. G., Ferretti, F., & Paletto, A. (2018). Qualitative assessment of forest ecosystem services: The stakeholders' point of view in support of landscape planning. *Forests*, 9(8). <https://doi.org/10.3390/f9080465>
- Degefu, M. A., Argaw, M., Feyisa, G. L., & Degefa, S. (2021). Dynamics of urban landscape nexus spatial dependence of ecosystem services in rapid agglomerate cities of Ethiopia. *Science of The Total Environment*, 798, 149192. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2021.149192>
- del Río-Mena, T., Willemen, L., Vrieling, A., & Nelson, A. (2020). Understanding intra-annual dynamics of ecosystem services using satellite image time series. *Remote Sensing*, 12(4). <https://doi.org/10.3390/rs12040710>
- Delgado-Serrano, M. del M., Oteros-Rozas, E., Vanwildemeersch, P., Ortiz-Guerrero, C., London, S., & Escalante, R. (2015). Local perceptions on social-ecological

- dynamics in latin america in three community-based natural resource management systems. *Ecology and Society*, 20(4). <https://doi.org/10.5751/ES-07965-200424>
- Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J. R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I. A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K. M. A., Figueroa, V. E., Duraiappah, A., Fischer, M., Hill, R., ... Zlatanova, D. (2015). The IPBES Conceptual Framework — connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 1–16. <https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2014.11.002>
- Dick, J., & Turkelboom, F. (2013). *Report on the First Cross-WP Project Workshop and WP5 case study plans for Nov 2013 to Oct 2014: Deliverable D5. 1/WP5*.
- Dick, J., Orenstein, D. E., Holzer, J. M., Wohner, C., Achard, A. L., Andrews, C., Avriel-Avni, N., Beja, P., Blond, N., Cabello, J., Chen, C., Díaz-Delgado, R., Giannakis, G. v., Gingrich, S., Izakovicova, Z., Krauze, K., Lamouroux, N., Leca, S., Melecis, V., ... van Ryckegem, G. (2018). What is socio-ecological research delivering? A literature survey across 25 international LTSER platforms. *Science of The Total Environment*, 622–623, 1225–1240. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.11.324>
- Duarte, G. T., Ribeiro, M. C., & Paglia, A. P. (2016). Ecosystem services modeling as a tool for defining priority areas for conservation. *PLoS ONE*, 11(5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154573>
- Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A. T., Cowling, R. M., van Jaarsveld, A. S., & Welz, A. (2007). Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. In *Ecological Economics* (Vol. 63, Issue 4). <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.04.007>
- Eguiguren, P., Fischer, R., & Günter, S. (2019). Degradation of ecosystem services and deforestation in landscapes with and without incentive-based forest conservation in the Ecuadorian Amazon. *Forests*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/f10050442>
- Engel, S., Pagiola, S., & Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*,

- 65(4), 663–674. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011>
- Evers, C. R., Wardropper, C. B., Branoff, B., Granek, E. F., Hirsch, S. L., Link, T. E., Olivero-Lora, S., & Wilson, C. (2018). The ecosystem services and biodiversity of novel ecosystems: A literature review. In *Global Ecology and Conservation* (Vol. 13). <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2017.e00362>
- Faccioli, M., Czajkowski, M., Glenk, K., & Martin-Ortega, J. (2020). Environmental attitudes and place identity as determinants of preferences for ecosystem services. *Ecological Economics*, 174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106600>
- Fagerholm, N., Eilola, S., Kisanga, D., Arki, V., & Käyhkö, N. (2019). Place-based landscape services and potential of participatory spatial planning in multifunctional rural landscapes in Southern highlands, Tanzania. *Landscape Ecology*, 34(7), 1769–1787. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00847-2>
- Fagerholm, N., Käyhkö, N., Ndumbaro, F., & Khamis, M. (2012). Community stakeholders' knowledge in landscape assessments - Mapping indicators for landscape services. *Ecological Indicators*, 18. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.004>
- Farley, J., & Costanza, R. (2010). Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics*, 69(11). <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.06.010>
- Fedoriak, M., Kulmanov, O., Zhuk, A., Shkrobanets, O., Tymchuk, K., Moskalyk, G., Olendr, T., Yamelynets, T., & Angelstam, P. (2021). Stakeholders' views on sustaining honey bee health and beekeeping: the roles of ecological and social system drivers. *Landscape Ecology*, 36(3), 763–783. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01169-4>
- Fischer, A. P. (2018). Forest landscapes as social-ecological systems and implications for management. *Landscape and Urban Planning*, 177, 138–147. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2018.05.001>
- Fisher, B., & Kerry Turner, R. (2008). Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation*, 141(5), 1167–1169. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.02.019>
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (2011). *Report of the panel of eminent experts on ethics in food and agriculture*. Rome: FAO.

- Fooks, J. R., Higgins, N., Messer, K. D., Duke, J. M., Hellerstein, D., & Lynch, L. (2016). Conserving spatially explicit benefits in ecosystem service markets: Experimental tests of network bonuses and spatial targeting. *American Journal of Agricultural Economics*, 98(2), 468–488. <https://doi.org/10.1093/ajae/aav061>
- Freeman, O. E., Duguma, L. A., & Minang, P. A. (2015). Operationalizing the integrated landscape approach in practice. *Ecology and Society*, 20(1). <https://doi.org/10.5751/ES-07175-200124>
- Fridman, D., & Kissinger, M. (2018). An integrated biophysical and ecosystem approach as a base for ecosystem services analysis across regions. *Ecosystem Services*, 31. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.005>
- Fu, B., & Forsius, M. (2015). Ecosystem services modeling in contrasting landscapes. In *Landscape Ecology* (Vol. 30, Issue 3, pp. 375–379). <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0176-6>
- Fujisaka, S., Castilla, C., Escobar, G., Rodrigues, V., Veneklaas, E. J., Thomas, R., & Fisher, M. (1998). The effects of forest conversion on annual crops and pastures: Estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon colony. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 69(1), 17–26. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00091-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00091-7)
- Gangahagedara, R., Subasinghe, S., Lankathilake, M., Athukorala, W., & Gamage, I. (2021). Ecosystem services research trends: A bibliometric analysis from 2000–2020. *Ecologies*, 2(4), 366–379.
- García-Llorente, M., Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., López-Santiago, C. A., Aguilera, P. A., & Montes, C. (2012). The role of multi-functionality in social preferences toward semi-arid rural landscapes: An ecosystem service approach. *Environmental Science and Policy*, 19–20, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.01.006>
- García-Nieto, A. P., Huland, E., Quintas-Soriano, C., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., & Martín-López, B. (2019). Evaluating social learning in participatory mapping of ecosystem services. *Ecosystems and People*, 15(1), 257–268. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1667875>

- Gatto, M., & de Leo, G. A. (2000). Pricing biodiversity and ecosystem services: The never-ending story. *BioScience*, 50(4), 347–355.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6), 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P., & Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307(5709), 550–555.
- Gustafsson, K. M., & Lidskog, R. (2018). Boundary organizations and environmental governance: Performance, institutional design, and conceptual development. In *Climate Risk Management* (Vol. 19). <https://doi.org/10.1016/j.crm.2017.11.001>
- Guston, D. H. (2001). Boundary Organizations in Environmental Policy and Science: An Introduction. In *Science, Technology, & Human Values* (Vol. 26, Issue 4). <https://doi.org/10.1177/016224390102600401>
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., Gomez-Baggethun, E., Gren, Å., Hamstead, Z., Hansen, R., Kabisch, N., Kremer, P., Langemeyer, J., Rall, E. L., McPhearson, T., Pauleit, S., Qureshi, S., Schwarz, N., Voigt, A., ... Elmqvist, T. (2014). A quantitative review of urban ecosystem service assessments: Concepts, models, and implementation. *Ambio*, 43(4), 413–433. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0504-0>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2010). The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In *Ecosystem Ecology* (pp. 110–139). <https://doi.org/10.1017/cbo9780511750458.007>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2013). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012*. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
- Hamann, M., Johnson, J. A., Chaigneau, T., Chaplin-Kramer, R., Mandle, L., & Rieb, J. T. (2021). Ecosystem service modelling. In *The Routledge Handbook of Research Methods for Social-Ecological Systems*. <https://doi.org/10.4324/9781003021339-37>

- Harrison, P. A., Dunford, R., Barton, D. N., Kelemen, E., Martín-López, B., Norton, L., Termansen, M., Saarikoski, H., Hendriks, K., Gómez-Baggethun, E., Czucz, B., García-Llorente, M., Howard, D., Jacobs, S., Karlsen, M., Kopperoinen, L., Madsen, A., Rusch, G., van Eupen, M., ... Zulian, G. (2018). Selecting methods for ecosystem service assessment: A decision tree approach. *Ecosystem Services*, 29, 481–498. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.016>
- Harwell, D. R. (2020). Ecosystem services in U.S. environmental law and governance for the ecosystem-based management practitioner. In *Ecosystem-Based Management, Ecosystem Services and Aquatic Biodiversity* (pp. 373–401). https://doi.org/10.1007/978-3-030-45843-0_19
- Hattam, C., Atkins, J. P., Beaumont, N., Börger, T., Böhnke-Henrichs, A., Burdon, D., de Groot, R., Hoefnagel, E., Nunes, P. A. L. D., Piwowarczyk, J., Sastre, S., & Austen, M. C. (2015). Marine ecosystem services: Linking indicators to their classification. *Ecological Indicators*, 49, 61–75. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2014.09.026>
- Häyhä, T., & Franzese, P. P. (2014). Ecosystem services assessment: A review under an ecological-economic and systems perspective. *Ecological Modelling*, 289, 124–132.
- Hirokawa, K. H. (2011). Sustaining ecosystem services through local environmental law. *Pace Environment Law Review*, 28(1), 760–826.
- Holling, C. S. (1978). *Adaptive environmental assessment and management*. John Wiley & Sons.
- Honeck, E., Gallagher, L., von Arx, B., Lehmann, A., Wyler, N., Villarrubia, O., Guinaudeau, B., & Schlaepfer, M. A. (2021). Integrating ecosystem services into policymaking – A case study on the use of boundary organizations. *Ecosystem Services*, 49, 101286. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2021.101286>
- Hou, Y., Zhao, W., Liu, Y., Yang, S., Hu, X., & Cherubini, F. (2021). Relationships of multiple landscape services and their influencing factors on the Qinghai–Tibet Plateau. *Landscape Ecology*, 36(7), 1987–2005. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01140-3>
- Howe, C., Suich, H., Vira, B., & Mace, G. M. (2014). Creating win-wins from trade-

- offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change*, 28(1), 263–275. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005>
- Hutchison, L., Montagna, P., Yoskowitz, D., Scholz, D., & Tunnell, J. (2013). Stakeholder perceptions of coastal habitat ecosystem services. *Estuaries and Coasts*, 38(1), 67–80. <https://doi.org/10.1007/s12237-013-9647-7>
- Ingram, J. C., Redford, K. H., & Watson, J. E. M. (2012). Applying ecosystem services approaches for biodiversity conservation: Benefits and challenges. *Sapiens*, 5(1).
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). (2019). *The global assessment report on biodiversity and ecosystem services: Summary for policymakers*. IPBES Secretariat. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>
- Jacobs, S., Martín-López, B., Barton, D. N., Dunford, R., Harrison, P. A., Kelemen, E., Saarikoski, H., Termansen, M., García-Llorente, M., Gómez-Baggethun, E., Kopperoinen, L., Luque, S., Palomo, I., Priess, J. A., Rusch, G. M., Tenerelli, P., Turkelboom, F., Demeyer, R., Hauck, J., ... Smith, R. (2018). The means determine the end – Pursuing integrated valuation in practice. *Ecosystem Services*, 29, 515–528. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2017.07.011>
- Jeffrey, P. (2003). Smoothing the Waters: Observations on the Process of Cross-Disciplinary Research Collaboration. *Social Studies of Science*, 33(4), 539–562. <https://doi.org/10.1177/0306312703334003>
- Jo, J. H., Lee, C. B., Cho, H. J., & Lee, J. (2021). Estimation of citizens' willingness to pay for the implementation of payment for local forest ecosystem services: The case of taxes and donations. *Sustainability (Switzerland)*, 13(11). <https://doi.org/10.3390/su13116186>
- Johnson, D. N., van Riper, C. J., Chu, M., & Winkler-Schor, S. (2019). Comparing the social values of ecosystem services in US and Australian marine protected areas. *Ecosystem Services*, 37. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100919>
- Johnson, J. T., Howitt, R., Cajete, G., Berkes, F., Louis, R. P., & Kliskey, A. (2016). Weaving Indigenous and sustainability sciences to diversify our methods. In *Sustainability*

- Science* (Vol. 11, Issue 1). <https://doi.org/10.1007/s11625-015-0349-x>
- Jørgensen, S. E. (2010). Ecosystem services, sustainability and thermodynamic indicators. *Ecological Complexity*, 7(3), 311–313. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.12.003>
- Kandziora, M., Burkhard, B., & Müller, F. (2013). Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators: A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators*, 28, 54–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>
- Keller, R., & Backhaus, N. (2020). Integrating landscape services into policy and practice—a case study from Switzerland. *Landscape Research*, 45(1), 111–122. <https://doi.org/10.1080/01426397.2019.1569218>
- Kenter, J. O., O'Brien, L., Hockley, N., Ravenscroft, N., Fazey, I., Irvine, K. N., Reed, M. S., Christie, M., Brady, E., Bryce, R., Church, A., Cooper, N., Davies, A., Evely, A., Everard, M., Fish, R., Fisher, J. A., Jobstvogt, N., Molloy, C., ... Williams, S. (2015). What are shared and social values of ecosystems? *Ecological Economics*, 111, 86–99. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.01.006>
- Khan, M. S. I. (2020). Supporting ecosystem services: Concepts and linkages to sustainability. In *Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals* (pp. 969–987). Springer International Publishing. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-95981-8_34
- Kolomoiets, O. (2023). Problems and prospects of land market development in Ukraine. *Financial Strategies of Innovative Economic Development*, (3 (55), 72–75. <https://doi.org/10.26661/2414-0287-2022-3-55-13>
- Kopperoinen, L., Itkonen, P., & Niemelä, J. (2014). Using expert knowledge in combining green infrastructure and ecosystem services in land use planning: An insight into a new place-based methodology. *Landscape Ecology*, 29(8), 1361–1375. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0014-2>
- Koschke, L., Fürst, C., Frank, S., & Makeschin, F. (2012). A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators*, 21, 54–66.

<https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2011.12.010>

- Krellenberg, K., Artmann, M., Stanley, C., & Hecht, R. (2021). What to do in, and what to expect from, urban green spaces – Indicator-based approach to assess cultural ecosystem services. *Urban Forestry and Urban Greening*, 59. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.126986>
- Kumar, P. (Ed.). (2012). *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781849775489>
- Landers, D. H., & Nahlik, A. M. (2013). Final ecosystem goods and services classification system (FEGS-CS). *Anonymous EPA United States Environmental Protection Agency. Report Number EPA/600/R-13/ORD-004914*.
- Langemeyer, J., Gómez-Baggethun, E., Haase, D., Scheuer, S., & Elmqvist, T. (2016). Bridging the gap between ecosystem service assessments and land-use planning through Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA). *Environmental Science & Policy*, 62, 45–56. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2016.02.013>
- Lautenbach, S., Mupepele, A. C., Dormann, C. F., Lee, H., Schmidt, S., Scholte, S. S. K., Seppelt, R., van Teeffelen, A. J. A., Verhagen, W., & Volk, M. (2019). Blind spots in ecosystem services research and challenges for implementation. *Regional Environmental Change*, 19(8), 2151–2172. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1457-9>
- Lee, H., & Lautenbach, S. (2016). A quantitative review of relationships between ecosystem services. In *Ecological Indicators* (Vol. 66, pp. 340–351). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.004>
- Lee, J., Kweon, B. S., Ellis, C. D., & Lee, S. W. (2020). Assessing the social value of ecosystem services for resilient riparian greenway planning and management in an urban community. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(9). <https://doi.org/10.3390/ijerph17093261>
- Liquete, C., Cid, N., Lanzasova, D., Grizzetti, B., & Reynaud, A. (2016). Perspectives on the link between ecosystem services and biodiversity: The assessment of the nursery function. *Ecological Indicators*, 63, 249–257. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.11.058>

- Liu, S., Costanza, R., Farber, S., & Troy, A. (2010). Valuing ecosystem services: Theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1185, 54–78. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.05167.x>
- Loreau, M., Mouquet, N., & Gonzalez, A. (2003). Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(22), 12765–12770. <https://doi.org/10.1073/pnas.2235465100>
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., & Wardle, D. A. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804–808. <https://doi.org/10.1126/science.1064088>
- Macfadyen, S., Cunningham, S. A., Costamagna, A. C., & Schellhorn, N. A. (2012). Managing ecosystem services and biodiversity conservation in agricultural landscapes: Are the solutions the same? *Journal of Applied Ecology*, 49(3), 690–694. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02132.x>
- Malherbe, H., Pauleit, S., & Lorz, C. (2019). Mapping the loss of ecosystem services in a region under intensive land use along the Southern Coast of South Africa. *Land*, 8(3). <https://doi.org/10.3390/LAND8030051>
- Malinga, R., Gordon, L. J., Jewitt, G., & Lindborg, R. (2015). Mapping ecosystem services across scales and continents - A review. *Ecosystem Services*, 13, 57–63. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.01.006>
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., Casado-Arzuaga, I., del Amo, D. G., Gómez-Baggethun, E., Oteros-Rozas, E., Palacios-Agundez, I., Willaarts, B., González, J. A., Santos-Martín, F., Onaindia, M., López-Santiago, C., & Montes, C. (2012). Uncovering ecosystem service bundles through social preferences. *PLoS ONE*, 7(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038970>
- Martín-López, B., Palomo, I., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Castro, A. J.,

- García Del Amo, D., Gómez-Baggethun, E., & Montes, C. (2017). Delineating boundaries of social-ecological systems for landscape planning: A comprehensive spatial approach. *Land Use Policy*, 66, 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.040>
- Mauerhofer, V. (2018). The law, ecosystem services and ecosystem functions: An in-depth overview of coverage and interrelation. *Ecosystem Services*, 29, 190–198. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.011>
- Mcafee, K. (2012). The contradictory logic of global ecosystem services markets. *Development and Change*, 43(1), 105–131. <https://doi.org/10.1111/j.1467-7660.2011.01745.x>
- McGinnis, M. D., & Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework: Initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19(2). <https://doi.org/10.5751/ES-06387-190230>
- Millennium Ecosystem Assessment (Program). (2003). *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press.
- Millennium Ecosystem Assessment (Program). (2005). *Ecosystems and human well-being : synthesis*. Island Press.
- Miller, C. (2001). Hybrid management: Boundary organizations, science policy, and environmental governance in the climate regime. *Science Technology and Human Values*, 26(4), 478–500. <https://doi.org/10.1177/016224390102600405>
- Mistry, J., & Berardi, A. (2016). Bridging Indigenous and scientific knowledge. Local ecological knowledge must be placed at the center of environmental governance. *Science*, 352(6291).
- Molozhon, K. O., Lisovets, O. I., Kunakh, O. M., & Zhukov, O. V. (2023). The structure of beta-diversity explains why the relevance of phytoindication increases under the influence of park reconstruction . *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, 14(4), 634-651. <https://doi.org/10.15421/022392>
- Mononen, L., Auvinen, A. P., Ahokumpu, A. L., Rönkä, M., Aarras, N., Tolvanen, H., Kamppinen, M., Viirret, E., Kumpula, T., & Vihervaara, P. (2016). National ecosystem service indicators: Measures of social-ecological sustainability.

- Ecological Indicators*, 61, 27–37. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.041>
- Morino, M. (2014). Degradation of ecosystem services caused by the underuse of commons. *Sociological Theory and Methods*, 29(2). <https://doi.org/10.11218/ojjams.29.261>
- Mouchet, M. A., Lamarque, P., Martín-López, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C., & Lavorel, S. (2014). An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Global Environmental Change*, 28(1), 298–308. <https://doi.org/10.1016/J.GLOENVCHA.2014.07.012>
- Munajati, S. L., Kartodihardjo, H., Saleh, M. B., & Nurwadjedi. (2021). Ecosystem services dynamics in Bogor Regency. *Indonesian Journal of Geography*, 53(2), 264–273. <https://doi.org/10.22146/IJG.64493>
- Myers, N. (1997). The world's forests and their ecosystem services. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, 215–235.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D. R., Chan, K. M. A., Daily, G. C., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T. H., & Shaw, M. R. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 4–11. <https://doi.org/10.1890/080023>
- Norberg, J. (2004). Biodiversity and ecosystem functioning: a complex adaptive systems approach. *Limnology and Oceanography*, 49(4part2), 1269–1277.
- Norton, D. A., Reid, N., & Young, L. (2013). Ultimate drivers of native biodiversity change in agricultural systems. *F1000Research*, 2, 214. <https://doi.org/10.12688/f1000research.2-214.v1>
- Obiang Ndong, G., Therond, O., & Cousin, I. (2020). Analysis of relationships between ecosystem services: A generic classification and review of the literature. *Ecosystem Services*, 43, 101120. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101120>
- Olosutean, H. (2015). Methods for modeling ecosystem services: A review. *Management of Sustainable Development*, 7(1), 5–12. <https://doi.org/10.1515/msd-2015-0014>

- Opdam, P. (2020). Implementing human health as a landscape service in collaborative landscape approaches. In *Landscape and Urban Planning* (Vol. 199). <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103819>
- Orenstein, D. E., & Groner, E. (2014). In the eye of the stakeholder: Changes in perceptions of ecosystem services across an international border. *Ecosystem Services*, 8, 185–196. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2014.04.004>
- Ostrom, E. (1990). *Governing the commons : the evolution of institutions for collective action*. Cambridge University Press.
- Ostrom, E. (2009). A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems. *Science*, 325(5939), 419–422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>
- Pagiola, S., & Platais, G. (2007). *Payments for environmental services: from theory to practice*. World Bank.
- Partelow, S. (2018). A review of the social-ecological systems framework: Applications, methods, modifications, and challenges. *Ecology and Society*, 23(4). <https://doi.org/10.5751/ES-10594-230436>
- Pastén, R., Olszynski, M., & Hantke-Domas, M. (2018). Does slow and steady win the race? Ecosystem services in Canadian and Chilean environmental law. *Ecosystem Services*, 29, 240–250. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.013>
- Pauna, V. H., Picone, F., le Guyader, G., Buonocore, E., & Franzese, P. P. (2018). The scientific research on ecosystem services: A bibliometric analysis. *Ecological Questions*, 29(3), 53–62. <https://doi.org/10.12775/EQ.2018.022>
- Perino, G., Andrews, B., Kontoleon, A., & Bateman, I. (2014). The value of urban green space in Britain: a methodological framework for spatially referenced benefit transfer. *Environmental and Resource Economics*, 57(2), 251–272.
- Peterson, C. H., & Lubchenco, J. (1997). Marine ecosystem services. In *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems* (pp. 177–194). Island Press, Washington, DC.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R. E. (2011). Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. *Science*,

- 333(6047), 1289–1291. <https://doi.org/10.1126/science.1208742>
- Plieninger, T., Bieling, C., Fagerholm, N., Byg, A., Hartel, T., Hurley, P., López-Santiago, C. A., Nagabhatla, N., Oteros-Rozas, E., Raymond, C. M., van der Horst, D., & Huntsinger, L. (2015). The role of cultural ecosystem services in landscape management and planning. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 28–33. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.02.006>
- Plieninger, T., Torralba, M., Hartel, T., & Fagerholm, N. (2019). Perceived ecosystem services synergies, trade-offs, and bundles in European high nature value farming landscapes. *Landscape Ecology*, 34(7), 1565–1581. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00775-1>
- Plieninger, T., van der Horst, D., Schleyer, C., & Bieling, C. (2014). Sustaining ecosystem services in cultural landscapes. In *Ecology and Society* (Vol. 19, Issue 2). <https://doi.org/10.5751/ES-06159-190259>
- Postel, S., & Carpenter, S. (1997). Freshwater ecosystem services. In *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems* (pp. 195–215). Island Press, Washington, DC.
- Potschin-Young, M., Haines-Young, R., Görg, C., Heink, U., Jax, K., & Schleyer, C. (2018). Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Services*, 29, 428–440. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2017.05.015>
- Pulver, S., Ulibarri, N., Sobocinski, K. L., Alexander, S. M., Johnson, M. L., McCord, P. F., & Dell'angelo, J. (2018). Frontiers in socio-environmental research: Components, connections, scale, and context. *Ecology and Society*, 23(3). <https://doi.org/10.5751/ES-10280-230323>
- Putnam, R. D. (2000). *Bowling alone: The collapse and revival of American community*. Simon and Schuster.
- Quintas-Soriano, C., Brandt, J. S., Running, K., Baxter, C. v., Gibson, D. M., Narducci, J., & Castro, A. J. (2018). Social-ecological systems influence ecosystem service perception: A programme on ecosystem change and society (PECS) analysis. *Ecology and Society*, 23(3). <https://doi.org/10.5751/ES-10226-230303>

- Racoviceanu, T., Cazacu, C., Adamescu, M., Giucă, R., Bucur, M., Fedoriak, M., & Angelstam, P. (2023). Agricultural intensification reduces the portfolio of wetland ecosystem services: European danube river lowlands as a global biodiversity hotspot. *Land*, 12(3), 722. <https://doi.org/10.3390/land12030722>
- Rau, A. L., von Wehrden, H., & Abson, D. J. (2018). Temporal Dynamics of Ecosystem Services. *Ecological Economics*, 151, 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.05.009>
- Raum, S. (2018). A framework for integrating systematic stakeholder analysis in ecosystem services research: Stakeholder mapping for forest ecosystem services in the UK. *Ecosystem Services*, 29, 170–184. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.001>
- Redman, C. L., Grove, J. M., & Kuby, L. H. (2004). Integrating social science into the Long-Term Ecological Research (LTER) Network: Social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems*, 7(2), 161–171. <https://doi.org/10.1007/s10021-003-0215-z>
- Reidsma, K. B., Galford, G. L., Sonter, L. J., & Ricketts, T. H. (2020). Conserving ecosystem services and biodiversity: Measuring the tradeoffs involved in splitting conservation budgets. *Ecosystem Services*, 42. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101063>
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M., & Alkemade, R. (2006). Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(1), 86–102. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.026>
- Reilly, K., Adamowski, J., & John, K. (2018). Participatory mapping of ecosystem services to understand stakeholders' perceptions of the future of the Mactaquac Dam, Canada. *Ecosystem Services*, 30, 107–123. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2018.01.002>
- Remme, R. P., Schröter, M., & Hein, L. (2014). Developing spatial biophysical accounting for multiple ecosystem services. *Ecosystem Services*, 10, 6–18. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.006>

- Reyers, B., Roux, D. J., & O'Farrell, P. J. (2010). Can ecosystem services lead ecology on a transdisciplinary pathway? *Environmental Conservation*, 37(4). <https://doi.org/10.1017/S0376892910000846>
- Riechers, M., Balázsi, Á., Betz, L., Jiren, T. S., & Fischer, J. (2020). The erosion of relational values resulting from landscape simplification. *Landscape Ecology*, 35, 2601–2612.
- Robinson, B. E., Zheng, H., & Peng, W. (2019). Disaggregating livelihood dependence on ecosystem services to inform land management. *Ecosystem Services*, 36, 100902. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2019.100902>
- Ryszkowski, L. (1995). Managing ecosystem services in agricultural landscapes. *Nature and Resources*, 31(3), 27–36.
- Sala, O. E., & Paruelo, J. M. (1997). Ecosystem services in grasslands. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, 237–251.
- Sarkki, S., Ficko, A., Wielgolaski, F. E., Abraham, E. M., Bratanova-Doncheva, S., Grunewald, K., Hofgaard, A., Holtmeier, F. K., Kyriazopoulos, A. P., Broll, G., Nijnik, M., & Sutinen, M. L. (2017). Assessing the resilient provision of ecosystem services by social-ecological systems: Introduction and theory. *Climate Research*, 73(1–2), 7–15. <https://doi.org/10.3354/cr01437>
- Schaich, H., Bieling, C., & Plieninger, T. (2010). Linking ecosystem services with cultural landscape research. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, 19(4), 269–277. <https://doi.org/10.14512/gaia.19.4.9>
- Schild, J. E. M., Vermaat, J. E., & van Bodegom, P. M. (2018). Differential effects of valuation method and ecosystem type on the monetary valuation of dryland ecosystem services: A quantitative analysis. *Journal of Arid Environments*, 159. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.09.001>
- Schirpke, U., Scolozzi, R., de Marco, C., & Tappeiner, U. (2014). Mapping beneficiaries of ecosystem services flows from Natura 2000 sites. *Ecosystem Services*, 9, 170–179. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2014.06.003>
- Schleyer, C., Lux, A., Mehring, M., & Görg, C. (2017). Ecosystem services as a boundary concept: Arguments from Social Ecology. *Sustainability (Switzerland)*,

- 9(7). <https://doi.org/10.3390/su9071107>
- Scholes, R. J., Reyers, B., Biggs, R., Spierenburg, M. J., & Duriappah, A. (2013). Multi-scale and cross-scale assessments of social-ecological systems and their ecosystem services. In *Current Opinion in Environmental Sustainability* (Vol. 5, Issue 1, pp. 16–25). <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.01.004>
- Schoon, M., & van der Leeuw, S. (2015). The shift toward social-ecological systems perspectives: Insights into the human-nature relationship. *Natures Sciences Societes*, 23(2), 166–174. <https://doi.org/10.1051/nss/2015034>
- Schröter, M., van der Zanden, E. H., van Oudenhoven, A. P. E., Remme, R. P., Serna-Chavez, H. M., de Groot, R. S., & Opdam, P. (2014). Ecosystem services as a contested concept: A synthesis of critique and counter-arguments. *Conservation Letters*, 7(6), 514–253. <https://doi.org/10.1111/conl.12091>
- Schutter, M. S., & Hicks, C. C. (2021). Speaking across boundaries to explore the potential for interdisciplinarity in ecosystem services knowledge production. *Conservation Biology*, 35(4), 1198–1209. <https://doi.org/10.1111/cobi.13659>
- Semenchuk, P., Plutzer, C., Kastner, T., Matej, S., Bidoglio, G., Erb, K.-H., Essl, F., Haberl, H., Wessely, J., Krausmann, F., & Dullinger, S. (2022). Relative effects of land conversion and land-use intensity on terrestrial vertebrate diversity. *Nature Communications*, 13(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28245-4>
- Seppelt, R., Arndt, C., Beckmann, M., Martin, E. A., & Hertel, T. W. (2020). Deciphering the biodiversity–production mutualism in the global food security debate. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(11), 1011–1020. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.06.012>
- Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. v., Lautenbach, S., & Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 630–636. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x>
- Sharma, D., Holmes, I., Vergara-Asenjo, G., Miller, W. N., Cunampio, M., Cunampio, R. B., Cunampio, M. B., & Potvin, C. (2016). A comparison of influences on the landscape of two social-ecological systems. *Land Use Policy*, 57.

<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.06.018>

- Shrader-Frechette, K., & McCoy, E. D. (1994). Applied ecology and the logic of case studies. *Philosophy of Science*, 61(2), 228–249. <https://doi.org/10.1086/289797>
- Silva, R. A., Lapola, D. M., Patricio, G. B., Teixeira, M. C., Pinho, P., & Priess, J. A. (2016). Operationalizing payments for ecosystem services in Brazil's sugarcane belt: How do stakeholder opinions match with successful cases in Latin America? *Ecosystem Services*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.013>
- Snäll, T., Triviño, M., Mair, L., Bengtsson, J., & Moen, J. (2021). High rates of short-term dynamics of forest ecosystem services. *Nature Sustainability*, 4(11), 951–957. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00764-w>
- Spash, C. L., Urama, K., Burton, R., Kenyon, W., Shannon, P., & Hill, G. (2009). Motives behind willingness to pay for improving biodiversity in a water ecosystem: Economics, ethics and social psychology. *Ecological Economics*, 68(4), 955–964. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.09.013>
- Steger, C., Hirsch, S., Evers, C., Branoff, B., Petrova, M., Nielsen-Pincus, M., Wardropper, C., & van Riper, C. J. (2018). Ecosystem services as boundary objects for transdisciplinary collaboration. *Ecological Economics*, 143, 153–160. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2017.07.016>
- Tengö, M., Hill, R., Malmer, P., Raymond, C. M., Spierenburg, M., Danielsen, F., Elmqvist, T., & Folke, C. (2017). Weaving knowledge systems in IPBES, CBD and beyond – lessons learned for sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26–27, 17–25. <https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2016.12.005>
- Termorshuizen, J. W., & Opdam, P. (2009). Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecology*, 24(8). <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9314-8>
- Thiesen, T., Bhat, M. G., Liu, H., & Rovira, R. (2022). An ecosystem service approach to assessing agro-ecosystems in urban landscapes. *Land*, 11(4), 469. <https://doi.org/10.3390/land11040469>
- Thorén, H., & Stålhammar, S. (2018). Ecosystem services between integration and economics imperialism. *Ecology and Society*, 23(4). <https://doi.org/10.5751/ES->

[10520-230444](#)

- Toledo-Gallegos, V. M., Long, J., Campbell, D., Börger, T., & Hanley, N. (2021). Spatial clustering of willingness to pay for ecosystem services. *Journal of Agricultural Economics*, 72(3), 673–696. <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12428>
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T. C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J., & Whitbread, A. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151(1), 53–59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>
- Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T. C., Westphal, C., & Batáry, P. (2021). Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(10), 919–930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecology letters*, 8(8), 857–874.
- Turkelboom, F., Thoonen, M., Jacobs, S., & Berry, P. (2015). Ecosystem service trade-offs and synergies. *Ecology and Society*, 21(1), 43.
- Vallés-Planells, M., Galiana, F., & van Eetvelde, V. (2014). A classification of landscape services to support local landscape planning. *Ecology and Society*, 19(1). <https://doi.org/10.5751/ES-06251-190144>
- van der Meulen, E. S., Braat, L. C., & Brils, J. M. (2016). Abiotic flows should be inherent part of ecosystem services classification. *Ecosystem Services*, 19, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.03.007>
- van der Plas, F. (2019). Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*, 94(4), 1220–1245. <https://doi.org/10.1111/brv.12499>
- van Wilgen, B. W., Cowling, R. M., & Burgers, C. J. (1996). Valuation of ecosystem services. *BioScience*, 46(3), 184–189.
- Vihervaara, P., Kumpula, T., Tanskanen, A., & Burkhard, B. (2010). Ecosystem services—A tool for sustainable management of human–environment systems. Case study Finnish Forest Lapland. *Ecological Complexity*, 7(3), 410–420.

<https://doi.org/10.1016/J.ECOCOM.2009.12.002>

- Villa, F., Bagstad, K. J., Voigt, B., Johnson, G. W., & Portela, R. (2014). A methodology for adaptable and robust ecosystem services assessment. *PLoS ONE*, 9(3), 91001. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0091001>
- Villagomez-Cortes, J. A., & del-Angel-Perez, A. L. (2013). The Ethics of Payment for Ecosystem Services. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 5(5). <https://doi.org/10.19026/rjees.5.5661>
- Wallace, K. J. (2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139(3–4), 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>
- Wang, B., Zhang, Q., & Cui, F. (2021). Scientific research on ecosystem services and human well-being: A bibliometric analysis. *Ecological Indicators*, 125, 107449. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2021.107449>
- Washbourne, C. L., Dendoncker, N., Jacobs, S., Mascarenhas, A., de Longueville, F., van Oudenhoven, A. P. E., Schröter, M., Willemen, L., Campagne, S., Jones, S. K., Garcia-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., Baró, F., Fisher, J., Förster, J., Jericó-Daminelo, C., Lecina-Diaz, J., Lavorel, S., Lliso, B., ... van Dijk, J. (2020). Improving collaboration between ecosystem service communities and the IPBES science-policy platform. *Ecosystems and People*, 16(1), 165–174. <https://doi.org/10.1080/26395916.2020.1766573>
- Watson, K. B., Galford, G. L., Sonter, L. J., Koh, I., & Ricketts, T. H. (2019). Effects of human demand on conservation planning for biodiversity and ecosystem services. *Conservation Biology*, 33(4), 942–952. <https://doi.org/10.1111/cobi.13276>
- Watt, A. (2020). Land-Use Intensity and Land-Use Change: Impacts on Biodiversity. In: Leal Filho, W., Azul, A., Brandli, L., Lange Salvia, A., Wall, T. (eds) *Life on Land. Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-71065-5_87-1
- Wehrens, R., Bekker, M., & Bal, R. (2014). Hybrid Management Configurations in Joint Research. *Science Technology and Human Values*, 39(1), 6–41. <https://doi.org/10.1177/0162243913497807>

- Wen, L., Dong, S., Li, Y., Li, X., Shi, J., Wang, Y., Liu, D., & Ma, Y. (2013). Effect of Degradation Intensity on Grassland Ecosystem Services in the Alpine Region of Qinghai-Tibetan Plateau, China. *PLoS ONE*, 8(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0058432>
- Westgate, M. J., Likens, G. E., & Lindenmayer, D. B. (2013). Adaptive management of biological systems: A review. *Biological Conservation*, 158, 128–139. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.08.016>
- Westman, W. E. (1977). How much are nature's services worth? *Science*, 197(4307), 960–964. <https://doi.org/10.1126/science.197.4307.960>
- Wu, J. (2013). Landscape sustainability science: Ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landscape Ecology*, 28(6), 999–1023. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9894-9>
- Wu, S., & Li, S. (2019). Ecosystem service relationships: Formation and recommended approaches from a systematic review. *Ecological Indicators*, 99, 1–11. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2018.11.068>
- Wunder, S. (2005). Payments for environmental services: some nuts and bolts. In *Payments for environmental services: some nuts and bolts*. <https://doi.org/10.17528/cifor/001760>
- Xia, H., Liu, L., Bai, J., Kong, W., Lin, K., & Guo, F. (2020). Wetland ecosystem service dynamics in the Yellow River estuary under natural and anthropogenic stress in the past 35 years. *Wetlands*, 40(6), 2741–2754. <https://doi.org/10.1007/s13157-020-01368-4>
- Zhou, T., Vermaat, J. E., & Ke, X. (2019). Variability of agroecosystems and landscape service provision on the urban–rural fringe of Wuhan, Central China. *Urban Ecosystems*, 22(6), 1207–1214. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00894-2>

Література до розділу 2

- Аналітична система YouControl (2023). *Реєстр підприємств та фізичних осіб-підприємців за видами економічної діяльності*. <https://youcontrol.com.ua>
- Безлатня, Л. О. (2014). Поняття «культурний ландшафт»: суть, сфери застосування. *Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету імені*

- Михайла Коцюбинського. Серія: Географія, (26), 127–132.
- Беспалько, Р. І., & Хрищук, С. Ю. (2011). Екологічні аспекти формування раціонального землекористування. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 3(101), 101–104.
- Бізнес-каталог UA-REGION (2023). Підприємства України. <https://www.ua-region.com.ua/14257458>
- Ботушанський, В. М., Глуговський, А. М., Гриценко, І. А., Компанієць, І. І., Курило, В. М., Кравець, М. М., Михайлина, П. В., Приходько, Є. С., Пастух, О. Ф., Романець, О. С., Сидор, Б. Й., Тимошук, Б. О., & Шевченко, Ф. П. (1980). *Нариси з історії Північної Буковини*.
- Бучко, Ж. (2003). Можливості і перспективи використання та збереження естетичних якостей ландшафтів Чернівецької області. *Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету імені Коцюбинського. Серія: Географія*, (6), 115–120.
- Вагнер, І. М. (2009). SWOT-аналіз як інструмент стратегічного аналізу. *Вісник Криворізького економічного інституту КНУ*, 4, 81–84.
- Вакуленко, Л. В. (2010). *Українські Карпати в пізньоримський час (етнокультурні та соціально-економічні процеси)*.
- Войнаровський, В. М. (2006). Вапнярсько-чинбарські осередки черняхівської культури Українського Прикарпаття. У В. Г. Котигорошко (Ред.), *Carpatica – Карпатика. Вип. 34. Давня та середньовічна історія Карпато-Дунайського ареалу* (с. 148–162).
- Гелетуха, Г. Г., Желєзна, Т. А., & Трибой, О. В. (2014). Перспективи вирощування та використання енергетичних культур в Україні. *Аналітична записка БАУ № 10*
- Гродзинський, М. Д. (2013). Просторова гетерогенність і впорядкованість ландшафту. *Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету імені Михайла Коцюбинського. Серія: Географія*, (25), 26–31.
- Гродзинський, М. Д. (2015). Виміри та показники ландшафтного різноманіття. *Journal of Education, Health and Sport*, 5(5), 283–291.

- Гродзинський, М. Д. (2019). Середньоголоценове постагрікультурне остепнення – перше на території України антропогенне перетворення ландшафтів регіонального масштабу. *Український географічний журнал*, 2(106), 3–12.
- Грюнвальд, Н. В., Головкова, Н. В., Кондратенко, Н. Г., Лапай, Н. І., & Ру, О. Ф. (2010). *Атлас бур'янів*. Київ : GUGP.
- Гуцуляк, В. М., & Наконечний, К. П. (2010). *Медико-екологічна оцінка ландшафтів Чернівецької області*.
- Джаман, В., Заблотовська, Н., & Джаман, Я. (2020). Географічні аспекти проявів етнічних процесів (крупномасштабне дослідження на матеріалах етноконтактної смуги Чернівецької області). У А. В. Кузишин, Р. Кламар, Р. Плохих, Б. Паб'ян, К. В. Мезенцев, І. П., Ковальчук, Л. П. Царик, М. Я. Сивий, Л. Б. Заставецька, Т. І. Божук, С. І. Задворний (Ред.), *Міждисциплінарні інтеграційні процеси у системі географічної, туризмологічної та екологічної науки* (с. 82–86). Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка.
- ДСТУ 4497:2005 «Мед натуральний. Технічні умови» (2007). Наказ від 28.12.2005 № 379
- Дубровін, В. (2018). *Атлас бур'янів*. Київ : Сингента.
- Дутчак, С. В. (2014). *Туристсько-рекреаційні ресурси ландшафтів*.
- Жук, А. В., Федоряк, М. М., & Тимчук К. Ю. (2019). Біорізноманіття агроєкосистем з енергетичними культурами. У М. М. Федоряк (Ред.) *Енергетичні культури як модифікатори агроєкосистем* (с. 86–149). Чернівці : Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича.
- Загвойська, Л. Д., Нижник, М. С., Сарккі, С., Нижник А. С. & Пелюх, О. Р. (2015). Послуги екосистем верхньої межі лісу в Карпатах очима стейкхолдерів: виклики для адаптивного управління. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (13), 193–200.
- Заячук, М. (2011). Фермерство в Чернівецькій обл.: становлення та спеціалізація. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*, (39), 167–174.
- Зінченко, В. О., Мамчур, В. А., Жайвороновський, В. Р., & Зінченко, О. В. (2012).

- Вирішення «енергетичних» і екологічних проблем людства шляхом глобального розповсюдження «енергетичних» швидкоростучих рослин. *Техніко-технологічні аспекти розвитку та випробування нової техніки і технологій для сільського господарства України*, 16(30), 372–377.
- Кирилук, С. М. (2019) *Ландшафтно-екологічна оцінка Хотинської височини для садівництва*. Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича.
- Кілінська, К., Сухий, П., Андрусак, Н., & Березка, І. (2019). Екологічні проблеми галузі садівництва у Чернівецькій області. *Науковий вісник Чернівецького університету. Географія*, (808), 47–54.
- Коржик, В. П. (2012). Етапи антропогенізації регіону Буковинських Карпат: чинники, закономірності, регіональні особливості, наслідки. *Науковий вісник Чернівецького університету. Географія*, (612–613), 88–92.
- Коржик, В. П., Токарюк, А. І., Чорней, І. І., Скільський, І. В., & Буджак, В. В. (2015). Удосконалена схема фізико-географічного районування Чернівецької області та деякі ботаніко-зоологічні особливості виділених хоріонів. У І. В. Скільський, А. В. Юзик (Ред.), *Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень* (с. 168–188). смт Путила, НПП «Черемоський».
- Коржик, В. П. (2018). Етнокультурні ландшафти: питання по суті. У В. М. Воловик, Г. І. Денисик, А. В. Гудзевич, О. В. Браславська, О. І. Ситник, Л. В. Атаман (Ред.), *Етнокультурне ландшафтознавство: теоретичні та прикладні аспекти* (с. 16–19). Вінницький державний педагогічний університет імені Михайла Коцюбинського.
- Костащук, І. І. (2012). Історико-географічні особливості заселення території Чернівецької області. *Науковий вісник Чернівецького університету. Географія*, (616), 75–80.
- Котов, М. І., Прокудін, Ю. Н., & Доброчаєва, Д. Н. (1999). *Визначник вищих рослин України*. Київ : Фітосоціоцентр.
- Коцун, Л., & Кузьмішина, І. (2016). *Синантропна флора Волинської області*. Луцьк : Друк ПП Іванюк В. П.

- Куземко, А. А., Дідух, Я. П., Онищенко, В. А., & Шеффер, Я. (Ред.). (2018). *Національний каталог біотопів України*.
- Курило, В. М. (Ред.). (1969). *Історія міст і сіл УРСР. Чернівецька область*. Харківська книжкова фабрика ім. М. В. Фрунзе.
- Лаврук, М. (2011). Географія полонинського господарства Гуцульщини на початку ХІ ст. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*, (39), 218–230.
- Лобченко, Г. О. (2014). Просторова оптимізація системи полезахисних лісових смуг. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія: Лісівництво та декоративне садівництво*, 98 (2), 182–190.
- Маліновська, Г. О. (2017). Селитебне навантаження на ландшафти каньйонної долини Дністра. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія: Географія*, 43(2), 180–184.
- Мельникович, М. П. (2018). Індикатори оцінювання соціо-екологоекономічного розвитку Карпатського регіону. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Економічні науки*, (2), 335–354.
- Мосякін, С. Л. (2013). Родини і порядки квіткових рослин флори України: прагматична класифікація та положення у філогенетичній системі. *Український ботанічний журнал*, 70(3), 289–307.
- Національний атлас України*. (2007). ДНВП «Картографія».
- Польчина, С. М. (2005). *Ґрунти Чернівецької області*.
- Руденко, В. М. (2012). *Математична статистика*. Центр учбової літератури.
- Сарчинська, Т. (Ред.). (2021). *Статистичний щорічник Чернівецької області за 2020 рік*. Головне управління статистики у Чернівецькій області
- Скрипник, Я. П. (2002). *Агроландшафтні системи Чернівецької області, проблеми використання і оптимізації* [Автореф. дис. канд. геогр. наук, Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича]. http://www.geograf.com.ua/pdf/autoreferats/033_Skrypnyk.pdf

- Скрипник, Я. П. (2008). Загальне й особливе агроландшафтних систем Прут-Сіретського межиріччя Буковини. *Ученые записки Крымского федерального университета имени В.И. Вернадского. География. Геология*, 21(3), 318–332.
- Соловій, І. (2016). *Оцінка послуг екосистем, забезпечуваних лісами України, та пропозиції щодо механізмів плати за послуги екосистем* (Звіт по проєкту ENPI East FLEG II): http://sfmu.org.ua/files/Soloviy_2016b.pdf.
- Стеблій, Н. (2007). Географія поселень в археологічних дослідженнях (за матеріалами черняхівської культури Верхнього Подністер'я та Верхнього Попруття). *Вісник Інституту археології*, 2, 17–30.
- Тарасов, В. В. (2012). *Флора Дніпропетровської і Запорізької областей*. Дніпропетровськ : Ліра.
- Тимчук К. Ю. (2021). *Артроподоіндикація деструктивних соціальних та агровиробничих впливів на екологічні системи* [Дис. д-ра. філософії за спец. 101 – Екологія, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара].
- Тімоніна, М. (Ред.). (2022). *Чисельність наявного населення України на 1 січня 2022*. Статистичний збірник. Державна служба статистики України
- Федоряк М. М., Жук А. В., Зароченцева О. Д., Филипчук Т. В., Ситнікова І. О., Легета У. В., Москалик Г. Г., Герасимюк П. В., Сосновський К. С. & Шпак Я. В. (2023). Алгоритм дослідження продуктивності гібридів соняшника за умов комахозапилення. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 16(1), 52–63.
- Федоряк, М., Руденко, С., & Жук, А. (2017). Павуки-герпетобіонти яблуневих садів на градієнті зменшення пестицидного навантаження. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 9(2), 203–210.
- Холявчук, Д. І. (2019). *Регіональна кліматологія*.
- Чернега, П. (2013). Основні риси ландшафтів Буковинського Передгір'я. У В. І. Біланюк, Є. А. Іванов (Ред.), *Географічна наука і практика: виклики епохи* (с. 12–14). Львівський національний університет імені Івана Франка.
- Шевчук, Ю. Ф. (2019). *Аналіз водних ресурсів Чернівецької області та оцінка їх якості*.

- Alignier, A., Bretagnolle, V., & Petit, S. (2012). Spatial patterns of weeds along a gradient of landscape complexity. *Basic and Applied Ecology*, 13(4). <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.05.005>
- Angelstam, P., Fedoriak, M., Cruz, F., Muñoz-Rojas, J., Yamelnyets, T., Manton, M., Washbourne, C. L., Dobrynin, D., Izakovičova, Z., Jansson, N., Jaroszewicz, B., Kanka, R., Kavtarishvili, M., Kopperoinen, L., Lazdinis, M., Metzger, M. J., Özüt, D., Pavloska Gjorgjieska, D., Sijtsma, F. J., ... Zhuk, A. (2021). Meeting places and social capital supporting rural landscape stewardship: A pan-european horizon scanning. *Ecology and Society*, 26(1). <https://doi.org/10.5751/ES-12110-260111>
- Birkhofer, K., Andersson, G. K. S., Bengtsson, J., Bommarco, R., Dänhardt, J., Ekbom, B., Ekroos, J., Hahn, T., Hedlund, K., Jönsson, A. M., Lindborg, R., Olsson, O., Rader, R., Rusch, A., Stjernman, M., Williams, A., & Smith, H. G. (2018). Relationships between multiple biodiversity components and ecosystem services along a landscape complexity gradient. *Biological Conservation*, 218. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.027>
- Brodschneider, R., Gray, A., & COLOSS Monitoring Core Project. (2022). How COLOSS monitoring and research on lost honey bee colonies can support colony survival. *Bee World*, 99(1), 8–10. <https://doi.org/10.1080/0005772X.2021.1993611>
- Calka, B., & Bielecka, E. (2020). GHS-POP accuracy assessment: Poland and Portugal case study. *Remote Sensing*, 12(7), 1105. <https://doi.org/10.3390/rs12071105>
- Congedo, L. (2021). Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. *Journal of Open Source Software*, 6(64). <https://doi.org/10.21105/joss.03172>
- Cushman, S. A., Gutzweiler, K., Evans, J. S., & McGarigal, K. (2010). The gradient paradigm: A conceptual and analytical framework for landscape ecology. In *Spatial Complexity, Informatics, and Wildlife Conservation* (Vol. 9784431877714, pp. 83–108). https://doi.org/10.1007/978-4-431-87771-4_5
- de Sousa, L. M., Poggio, L., Batjes, N. H., Heuvelink, G. B. M., Kempen, B., Riberio, E., & Rossiter, D. (2020). SoilGrids 2.0: producing quality-assessed soil information for

- the globe. *Soil Discuss*, 2020, 1–37.
- di Gregorio, A., & Jansen, L. J. M. (2005). Land cover classification system (LCCS): classification concepts and user manual. For software version 2.0. In *Translator* (Vol. 8). European Commission, Joint Research Centre (JRC); Columbia University, Center for International Earth Science Information Network – CIESIN (2015): GHS population grid, derived from GPW4, multitemporal (1975, 1990, 2000, 2015). European Commission, Joint Research Centre (JRC) Dataset. http://data.europa.eu/89h/jrc-ghsl-ghs_pop_gpw4_globe_r2015a
- Evans, J. S., & Cushman, S. A. (2009). Gradient modeling of conifer species using random forests. *Landscape Ecology*, 24(5). <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9341-0>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2). <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Flick, U. (2018). *An introduction to qualitative research*. SAGE Publications
- Freire, S., MacManus, K., Pesaresi, M., Doxsey-Whitfield, E., & Mills, J. (2016). Development of new open and free multi-temporal global population grids at 250 m resolution. *Geospatial Data in a Changing World; Association of Geographic Information Laboratories in Europe* (JRC100523). AGILE
- Gao, P., Cushman, S. A., Liu, G., Ye, S., Shen, S., & Cheng, C. (2019). FracL: A tool for characterizing the fractality of landscape gradients from a new perspective. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 8(10). <https://doi.org/10.3390/ijgi8100466>
- Gray, S. A., Gray, S., De Kok, J. L., Helfgott, A. E. R., O'Dwyer, B., Jordan, R., & Nyaki, A. (2015). Using fuzzy cognitive mapping as a participatory approach to analyze change, preferred states, and perceived resilience of social-ecological systems. *Ecology and Society*, 20(2). <https://doi.org/10.5751/es-07396-200211>
- Gray, S., Chan, A., Clark, D., & Jordan, R. (2012). Modeling the integration of stakeholder knowledge in social-ecological decision-making: benefits and limitations to knowledge diversity. *Ecological Modelling*, 229, 88–96.

- <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.09.011>
- Griscom, B. W. (2017, September 1). *Global reforestation potential map*. Zenodo. <https://zenodo.org/record/883444>
- Harris, N. (2016). *Global Forest Watch Climate: Summary of Methods and Data*.
- Harris, N. L., Gibbs, D. A., Baccini, A., Birdsey, R. A., de Bruin, S., Farina, M., Fatoyinbo, L., Hansen, M. C., Herold, M., Houghton, R. A., Potapov, P. V., Suarez, D. R., Roman-Cuesta, R. M., Saatchi, S. S., Slay, C. M., Turubanova, S. A., & Tyukavina, A. (2021). Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nature Climate Change*, 11(3). <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00976-6>
- Hiederer, R., & Köchy, M. (2012). Global soil organic carbon estimates and the harmonized world soil database. In *EUR 25225EN, Luxembourg*.
- Jaeger, J. A. G. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size: New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15(2). 115–130. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>
- Jung, M. (2016). LecoS – A python plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological Informatics*, 31. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2015.11.006>
- Kebede, Y., Baudron, F., Bianchi, F., & Titttonell, P. (2018). Unpacking the push-pull system: Assessing the contribution of companion crops along a gradient of landscape complexity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 268, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.012>
- Khan, M. S. I. (2021). *Supporting Ecosystem Services: Concepts and Linkages to Sustainability*. https://doi.org/10.1007/978-3-319-95981-8_34
- Lázaro, A., Gómez-Martínez, C., González-Estévez, M. A., & Hidalgo, M. (2022). Portfolio effect and asynchrony as drivers of stability in plant–pollinator communities along a gradient of landscape heterogeneity. *Ecography*, 2022(3). <https://doi.org/10.1111/ecog.06112>
- Lehner, B., Verdin, K., & Jarvis, A. (2008). New global hydrography derived from spaceborne elevation data. *Eos*, 89(10). <https://doi.org/10.1029/2008EO100001>
- Liu, Q., Sun, X., Wu, W., Liu, Z., Fang, G., & Yang, P. (2022). Agroecosystem services: A review of concepts, indicators, assessment methods and future

- research perspectives. In *Ecological Indicators* (Vol. 142). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109218>
- Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Science Ltd, Blackwell Publishing
- Malinga, R., Gordon, L. J., Lindborg, R., & Jewitt, G. (2013). Using participatory scenario planning to identify ecosystem services in changing landscapes. *Ecology and Society*, 18(4). <https://doi.org/10.5751/es-05494-180410>
- Mauri, M., Elli, T., Caviglia, G., Ubaldi, G., & Azzi, M. (2017). RAWGraphs: a visualisation platform to create open outputs. In *Proceedings of the 12th biannual conference on Italian SIGCHI chapter* (pp. 1-5).
- McGarigal, K., & Cushman, S. A. (2005). The gradient concept of landscape structure. In *Issues and Perspectives in Landscape Ecology* (pp. 112–119). <https://doi.org/10.1017/CBO9780511614415.013>
- McGarigal, K., Cushman, S., Neel, M. C., & Ene, E. (2015). FRAGSTATS v4: Spatial pattern analysis program for categorical maps. In *Fragstats* (Issue April).
- McGinnis, M. D., & Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework: Initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19(2). <https://doi.org/10.5751/ES-06387-190230>
- Millennium Ecosystem Assessment (Program). (2005). *Ecosystems and human well-being : synthesis*. Island Press.
- Oldenburg, R., & Brissett, D. (1982). The third place. *Qualitative Sociology*, 5(4), 265–284. <https://doi.org/10.1007/bf00986754>
- Özesmi, U., & Özesmi, S. L. (2004). Ecological models based on people's knowledge: a multi-step fuzzy cognitive mapping approach. *Ecological modelling*, 176(1–2), 43–64. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.10.027>
- Padilla, B. J., & Sutherland, C. (2019). A framework for transparent quantification of urban landscape gradients. *Landscape Ecology*, 34(6), 1219–1229. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00858-z>
- Potapov, P., Hansen, M. C., Pickens, A., Hernandez-Serna, A., Tyukavina, A., Turubanova, S., Zalles, V., Li, X., Khan, A., Stolle, F., Harris, N., Song, X.-P.,

- Baggett, A., Kommareddy, I., & Kommareddy, A. (2022). The Global 2000-2020 Land Cover and Land Use Change Dataset Derived From the Landsat Archive: First Results. *Frontiers in Remote Sensing*, 3. <https://doi.org/10.3389/frsen.2022.856903>
- Potapov, P., Turubanova, S., Hansen, M. C., Tyukavina, A., Zalles, V., Khan, A., Song, X. P., Pickens, A., Shen, Q., & Cortez, J. (2022). Global maps of cropland extent and change show accelerated cropland expansion in the twenty-first century. *Nature Food*, 3(1). <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00429-z>
- Raum, S. (2018). A framework for integrating systematic stakeholder analysis in ecosystem services research: Stakeholder mapping for forest ecosystem services in the UK. *Ecosystem Services*, 29, 170–184. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2018.01.001>
- Schmiedel, I., Bergmeier, E., & Culmsee, H. (2015). Plant species richness patterns along a gradient of landscape modification intensity in Lower Saxony, Germany. *Landscape and Urban Planning*, 141. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.03.009>
- Shackleton, R. T., Angelstam, P., van der Waal, B., & Elbakidze, M. (2017). Progress made in managing and valuing ecosystem services: A horizon scan of gaps in research, management and governance. *Ecosystem Services*, 27, 232–241. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.11.020>
- Sievert, C. (2020). *Interactive Web-Based Data Visualization with R, plotly, and shiny*. Chapman and Hall / CRC
- Solomonsz, J., Melbourne-Thomas, J., Constable, A., Trebilco, R., van Putten, I., & Goldsworthy, L. (2021). Stakeholder engagement in decision making and pathways of influence for Southern Ocean ecosystem services. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.623733>
- Stöcker, G. & Bergmann A. (1977). Ein Modell der Dominanzstruktur und seine Anwendung. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 1977. 17(1). 1–26.
- Swinton, S. M., Lupi, F., Robertson, G. P., & Hamilton, S. K. (2007). Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits.

- Ecological Economics*, 64(2), 245–252.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.020>
- van der Zee, R., Gray, A., Holzmann, C., Pisa, L., Brodschneider, R., Chlebo, R., Coffey, M. F., Kence, A., Kristiansen, P., Mutinelli, F., Nguyen, B. K., Nouredine, A., Peterson, M., Soroker, V., Topolska, G., Vejsnæs, F., & Wilkins, S. (2013). Standard survey methods for estimating colony losses and explanatory risk factors in *Apis mellifera*. In *Journal of Apicultural Research* (Vol. 52, Issue 4, pp. 1–36). <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.52.4.18>
- Zanaga, D., van de Kerchove, R., de Keersmaecker, W., Souverijns, N., Brockmann, C., Quast, R., Wevers, J., Grosu, A., Paccini, A., Vergnaud, S., Cartus, O., Santoro, M., Fritz, S., Georgieva, I., Lesiv, M., Carter, S., Herold, M., Linlin, L., Tsendbazar, N., ... Arino, O. (2021). ESA WorldCover 10 m 2020 v100. *Meteosat Second Generation Evapotranspiration (MET)*.
<https://doi.org/https://doi.org/10.5281/zenodo.5571936>
- Zhongming, Z., Linong, L., Xiaona, Y., Wangqiang, Z., Wei, L., & others. (2019). 2019 *Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.

Література до розділу 3

- Беспалько, Р. І., & Хрищук, С. Ю. (2011). Екологічні аспекти формування раціонального землекористування. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 3(101), 101–104.
- Белова, Н. (2013). Розподіл осушуваних земель в агроландшафтах Передкарпаття. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*, (41). 3–11.
- Буджак, В. В., & Чорней, І. І. (2004). Геоботанічна та созологічна характеристика букових лісів Чернівецької області. *Заповідна справа в Україні*, 10 (1–2), 14–18.
- Бучко, Ж. (2003). Можливості і перспективи використання та збереження естетичних якостей ландшафтів Чернівецької області. *Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету імені Коцюбинського. Серія: Географія*, (6), 115–120.

- Гілецький, Й., & Тимофійчук, Н. (2013). Взаємозв'язок рельєфу і господарської діяльності населення у межах гірської частини басейну Черемошу. У В. І. Біланюк, Є. А. Іванов (Ред.), *Географічна наука і практика: виклики епохи*. 3, (с. 119–122). Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка.
- Голубець, М. (2003). Геоботанічне районування Українських Карпат – основа раціонального природокористування. У Й. Берко, П. Гнатів, О. Демків, Н. Калинович, К. Малиновський, А. Малиновський, І. Пацура, Л. Петрова, П. Третьак, Й. Царик, & Ю. Чорнобай (Ред.), *Праці Наукового товариства ім. Шевченка: Екологічний збірник: Екологічні проблеми Карпатського регіону. XII*, (с. 283–292).
- Голубець, М. А. (2000). *Екосистемологія*. Поллі
- Грицку, В., & Гакман, В. (2014). Становлення та розвиток рекреаційного комплексу Сторожинецького району. *Науковий вісник Чернівецького національного університету. Географія*. (696), 80–83.
- Гродзинський, М. Д. (2015). Виміри та показники ландшафтного різноманіття. *Journal of Education, Health and Sport*, 5(5), 283–291.
- Денисик, Г. І. (2012). «Згустки життя» – передгірські ландшафтні геоекотони. *Науковий вісник Чернівецького університету. Географія*, (612–613), 33–35.
- Джаман, В., Заблотовська, Н., & Джаман, Я. (2020). Географічні аспекти проявів етнічних процесів (крупномасштабне дослідження на матеріалах етноконтактної смуги Чернівецької області). У А. В. Кузишин, Р. Кламар, Р. Плохих, Б. Паб'ян, К. В. Мезенцев, І. П. Ковальчук, Л. П. Царик, М. Я. Сивий, Л. Б. Заставецька, Т. І. Божук, & С.І. Задворний. *Міждисциплінарні інтеграційні процеси у систем географічної, туризмологічної та екологічної науки* (с. 82–86). Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка
- Дудко, Я. В., Коржик, В. П., & Скільський, І. В. (2015). Заповідне озеро «Джулин»: сучасний екостан та перспективи еволюції. У І. В. Скільський, А. В. Юзик (Ред.), *Регіональні аспекти флористичних і фауністичних*

- досліджень (с. 56–63). смт Путила, НПП «Черемоський».
- Дутчак, М. (2012). Долини гірських рік Буковинських Карпат, як найбільш освоєні та антропогенно перетворені геосистеми. *Науковий вісник Чернівецького університету. Географія*, (612–613), 46–48.
- Дутчак, С. В. (2022). Ресурсна основа розвитку курортно-лікувального сегменту туристсько-рекреаційної діяльності. У О. О. Ніколаєнко, П. І. Лоцман, О. О. Зеленько, Ю. І. Муромцева, С. В. Некос, В. Д. & Холодок. *Географія та туризм* (с. 70–79). ХНПУ ім. Г. С. Сковороди.
- Жук, А., Костишин, С., & Федоряк, М. (2021). Відновлення біогеоценозів зрубів *Fagus sylvatica* L. в умовах Північної Буковини. Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
- Заблотовська, Н. (2012). Формування демогеографічної ситуації в поселеннях етноконтактних територій Чернівецької області. *Науковий вісник Чернівецького університету. Географія*, (616), 65–69.
- Заячук, М. (2011). Фермерство в Чернівецькій обл.: становлення та спеціалізація. *Вісник Львівського університету. Серія географічна*, (39), 167–174.
- Кирилюк, С. М. (2019) *Ландшафтно-екологічна оцінка Хотинської височини для садівництва*. Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича.
- Кілінська, К., Скутар, Т., & Плаксивий, Д. (2014). Екологічний туризм на території Чернівецької області: сучасний стан та перспективи функціонування. *Геополітика и экогеодинамика регионов*, 10(2), 342–346.
- Кілінська, К., Сухий, П., Андрусак, Н., & Березка, І. (2019). Екологічні проблеми галузі садівництва у Чернівецькій області. *Науковий вісник Чернівецького університету. Географія*, (808), 47–54.
- Кобів, Ю. Й. (2010). Типи та причини раритетності на прикладі видів рослин Українських Карпат. *Український ботанічний журнал*, 67(6), 832–844.
- Козек, М. І. (2022). *Календарні свята і обряди гуцулів Буковини: проблеми збереження і трансляції культурних цінностей*. [Дис. д-ра філософії, Київський національний університет культури і мистецтв]. КНУКіМ, http://knukim.edu.ua/wp-content/uploads/diser/kozek_diser.pdf

- Коржик, В. П. (2014). Водно-болотні угіддя карстових регіонів Буковини. У В. В. Коніщук (Ред.), *Екологія водно-болотних угідь і торфовищ* (с. 124–129). ТОВ НПВ «Інтерсервіс».
- Коржик, В. П. (Ред.). (2012). *Хотинська височина*. ДрукАрт
- Коржик, В. П., Токарюк, А. І., Чорней, І. І., Скільський, І. В., & Буджак, В. В. (2015). Удосконалена схема фізико-географічного районування Чернівецької області та деякі ботаніко-зоологічні особливості виділених хоріонів. У І. В. Скільський, А. В. Юзик (Ред.), *Регіональні аспекти флористичних і фауністичних досліджень* (с. 168–188). смт Путила, НПП «Черемоський».
- Костащук, І., Клепіковський, Д., & Ячнюк, М. (2022). Географічні особливості формування локальних систем розселення в умовах децентралізації (на прикладі Чернівецького району). *Věda a perspektívy*, 7(14). 273–284. [https://doi.org/10.52058/2695-1592-2022-7\(14\)-273-284](https://doi.org/10.52058/2695-1592-2022-7(14)-273-284)
- Костриба, М. В., Крамарець, В. О., Гриник, Г. Г., Буній, В. Я., & Новоринський, П. С. (2008). Всихання ялинових лісостанів на Буковині. *Лісівництво і агролісомеліорація*, 114. 152–158.
- Круглов, І. (2016). Базова геоекосистема Б-ГЕС як інтегруючий об'єкт трансдисциплінарної геоекології. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету імені Володимира Гнатюка. Серія Географія*. 2(41). 168–178.
- Круглов, І. (2020). *Трансдисциплінарна геоекологія*. ЛНУ імені Івана Франка.
- Лаврук, В. В. (2018). Основні напрями підвищення продуктивності земель в агроформуваннях різних форм власності Чернівецької області. *Науковий вісник Ужгородського національного університету. Серія: Міжнародні економічні відносини та світове господарство*, 21 (1), 123–128.
- Малиновський, К. (2003). Карпатські полонини і полонинське господарство. У Й. Берко, П. Гнатів, О. Демків, Н. Калинович, К. Малиновський, А. Малиновський, І. Пацура, Л. Петрова, П. Третяк, Й. Царик, & Ю. Чорнобай (Ред.), *Праці Наукового товариства ім. Шевченка: Екологічний збірник: Екологічні проблеми Карпатського регіону. XII*, (с. 293–309).

- Матусевич, О. Б. (2022). Лісівнича характеристика і таксаційна оцінка ялинових деревостанів північно-східного макросхилу Українських Карпат у панівних типах лісу. *Науковий вісник НЛТУ України*, 32(5), 28–35.
- Олійник, В. С., & Белова, Н. В. (2014). Еродованість земель в агроландшафтах Передкарпаття. *Геополитика и экогеодинамика регионов*, 10(2), 361-364.
- План заходів з реалізації у 2021–2023 роках стратегії розвитку Чернівецької області на період до 2027 року (2020). Чернівецька обласна рада. <https://www.minregion.gov.ua/wp-content/uploads/2021/11/plan-zahodiv-z-realizacziyi-u-2021-2023-rokah-strategiyi-rozvytku-chemniveczkoyi-oblasti-na-period-do-2027-roku.pdf>
- Проць, Б. & Кагало, О. (Ред.). (2012). *Каталог типів оселищ Українських Карпат і Закарпатської низовини*. Меркатор.
- Руденко, В. П., Ячнюк, М. О. (2010). Перспективний фауністичний потенціал Чернівецької області. *Економічна та соціальна географія*, (60), 159–166.
- Руденко, С. С., Буждиган, О. Я. (2010). Трофічна структура екосистем: рольовий мережевий аналіз. ВІС «Місто».
- Сарчинська, Т. (Ред.). (2021). *Статистичний щорічник Чернівецької області за 2020 рік*. Головне управління статистики у Чернівецькій області.
- Скрипник, Я. П. (2008). Загальне й особливе агроландшафтних систем Прут-Сіретського межиріччя Буковини. *Ученые записки Крымского федерального университета имени В.И. Вернадского. География. Геология*, 21(3), 318–332.
- Смага, І. С. (2015). Оптимізація еколого-безпечного та ефективного використання орних земель Чернівецької області. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 7(1), 102–107.
- Солодкий, В. Д., Шутак, Г. Д., & Заячук, В. Я. (2009). До питання природного заліснення лук і полонин. *Науковий вісник НЛТУ України*, 19(7), 37–40.
- Токарюк, А. І., Коротченко, І. А., & Буджак, В. В. (2009). Угрупування класу *Molinio-Arrhenatheretea* за участю раритетних видів у Прут-Сіретському межиріччі (Буковинське Прикарпаття). *Заповідна справа в Україні*, 15, 7–22.
- Хаєцький, Г. (2012). Водно-болотні антропогенні ландшафти Придністер'я як перехідні екотони. *Науковий вісник Чернівецького університету. Географія*,

- (612–613), 177–179.
- Холявчук, Д. І. (2008). Естетично-рекреаційні якості ландшафтів долини Середнього Дністра. *Вчені записки Таврійського національного університету імені В. І. Вернадського. Географія*, 21(3), 379–387.
- Чорней, І. І. (Ред.). (2015). *Біорізноманіття національного природного парку «Черемоський»*. Друк Арт.
- Чорней, І. І., Буджак, В. В., & Андрієнко, Т. Л. (2008). Болота Буковинських Карпат. *Український ботанічний журнал*, 65(2), 180–188.
- Чорней, І. І., Коржик, В. П., Скільський, І. В., Білоконь, М. В., & Аврам, М. М. (Ред.). (2017). *Заповідні перлини Буковини*. Друк Арт
- Шевчук, Ю. Ф. (2019). *Аналіз водних ресурсів Чернівецької області та оцінка їх якості*.
- Яцик, Р., Воробчук, В., Парпан, В., Гайда, Ю., Ступар, В., & Кашпор, В. (2008). *Генетико-селекційні та насінницькі об'єкти в лісах Буковини*.
- Alvarez, S., Larkin, S. L., & Ropicki, A. (2017). Optimizing provision of ecosystem services using modern portfolio theory. *Ecosystem Services*, 27, 25–37. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.016>
- Andersson, E., Nykvist, B., Malinga, R., Jaramillo, F., & Lindborg, R. (2015). A social-ecological analysis of ecosystem services in two different farming systems. *Ambio*, 44(1), 102–112. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0603-y>
- Angelstam, P., Fedoriak, M., Cruz, F., Muñoz-Rojas, J., Yamelnyets, T., Manton, M., Washbourne, C. L., Dobrynin, D., Izakovičova, Z., Jansson, N., Jaroszewicz, B., Kanka, R., Kavtarishvili, M., Kopperoinen, L., Lazdinis, M., Metzger, M. J., Özüt, D., Pavloska Gjorgjieska, D., Sijtsma, F. J., ... Zhuk, A. (2021). Meeting places and social capital supporting rural landscape stewardship: A pan-european horizon scanning. *Ecology and Society*, 26(1). <https://doi.org/10.5751/ES-12110-260111>
- Brandmuller, T., & Onnerfors, A. (Eds.). (2011). Land cover and land use. In *Eurostat regional yearbook* (pp. 157–167). Publications Office of the European Union Luxembourg (Luxembourg).
- Chaaban, F., el Khattabi, J., & Darwishe, H. (2022). Accuracy assessment of ESA

- WorldCover 2020 and ESRI 2020 land cover maps for a Region in Syria. *Journal of Geovisualization and Spatial Analysis*, 6(2), 31.
- Demestihias, C., Plénet, D., Génard, M., Garcia de Cortazar-Atauri, I., Launay, M., Ripoché, D., Beaudoin, N., Simon, S., Charreyron, M., Raynal, C., & Lescourret, F. (2018). Analyzing ecosystem services in apple orchards using the STICS model. *European Journal of Agronomy*, 94. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.01.009>
- Demestihias, C., Plénet, D., Génard, M., Raynal, C., & Lescourret, F. (2017). Ecosystem services in orchards. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(2). <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0422-1>
- Dewi, S., van Noordwijk, M., Zulkarnain, M. T., Dwiputra, A., Hyman, G., Prabhu, R., Gitz, V., & Nasi, R. (2017). Tropical forest-transition landscapes: a portfolio for studying people, tree crops and agro-ecological change in context. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 13(1), 312–329. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1360394>
- di Gregorio, A., & Jansen, L. J. M. (2005). Land cover classification system (LCCS): classification concepts and user manual. For software version 2.0. In *Translator* (Vol. 8).
- Duarte, D., Fonte, C., Costa, H., & Caetano, M. (2023). Thematic Comparison between ESA WorldCover 2020 Land Cover Product and a National Land Use Land Cover Map. *Land*, 12(2), 490.
- Estacio, I., Basu, M., Sianipar, C. P. M., Onitsuka, K., & Hoshino, S. (2022). Dynamics of land cover transitions and agricultural abandonment in a mountainous agricultural landscape: Case of Ifugao rice terraces, Philippines. *Landscape and Urban Planning*, 222, 104394. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2022.104394>
- Fisher, P., & Unwin, D. (2005). Land Use and land cover: Contradiction or Complement. *Re-Presenting GIS, October 2014*.
- García, D., Miñarro, M., & Martínez-Sastre, R. (2021). Enhancing ecosystem services in apple orchards: Nest boxes increase pest control by insectivorous birds. *Journal of Applied Ecology*, 58(3), 465–475. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13823>
- Gellrich, M., Baur, P., Koch, B., & Zimmermann, N. E. (2007). Agricultural land

- abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1–4), 93–108. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2006.05.001>
- Grafius, D. R., Corstanje, R., Warren, P. H., Evans, K. L., Hancock, S., & Harris, J. A. (2016). The impact of land use/land cover scale on modelling urban ecosystem services. *Landscape Ecology*, 31(7). <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0337-7>
- Jarisch, I., Bödeker, K., Bingham, L. R., Friedrich, S., Kindu, M., & Knoke, T. (2022). The Influence of Discounting Ecosystem Services in Robust Multi-Objective Optimization – an Application to a Forestry-Avocado Land-Use Portfolio. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.4008104>
- Labiosa, W. B., Forney, W. M., Esnard, A. M., Mitsova-Boneva, D., Bernknopf, R., Hearn, P., Hogan, D., Pearlstine, L., Strong, D., Gladwin, H., & Swain, E. (2013). An integrated multi-criteria scenario evaluation web tool for participatory land-use planning in urbanized areas: The Ecosystem Portfolio Model. *Environmental Modelling and Software*, 41. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.10.012>
- McGinnis, M. D., & Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework: Initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19(2). <https://doi.org/10.5751/ES-06387-190230>
- McGranahan, D. A., Hovick, T. J., Elmore, R. D., Engle, D. M., Fuhlendorf, S. D., Winter, S. L., Miller, J. R., & Debinski, D. M. (2016). Temporal variability in aboveground plant biomass decreases as spatial variability increases. *Ecology*, 97(3), 555–560. <https://doi.org/10.1890/15-0906>
- Millennium Ecosystem Assessment (Program). (2005). *Ecosystems and human well-being : synthesis*. Island Press.
- Mitchell, M. G. E., Suarez-Castro, A. F., Martinez-Harms, M., Maron, M., McAlpine, C., Gaston, K. J., Johansen, K., & Rhodes, J. R. (2015). Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. In *Trends in Ecology and Evolution* (Vol. 30, Issue 4, pp. 190–198). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.01.011>
- Ota, L., Herbohn, J., Gregorio, N., & Harrison, S. (2020). Reforestation and

- smallholder livelihoods in the humid tropics. *Land Use Policy*, 92. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104455>
- Qiu, J., Zipper, S. C., Motew, M., Booth, E. G., Kucharik, C. J., & Loheide, S. P. (2019). Nonlinear groundwater influence on biophysical indicators of ecosystem services. *Nature Sustainability*, 2(6), 475–483. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0278-2>
- Samnegård, U., Alins, G., Boreux, V., Bosch, J., García, D., Happe, A. K., Klein, A. M., Miñarro, M., Mody, K., Porcel, M., Rodrigo, A., Roquer-Beni, L., Tasin, M., & Hambäck, P. A. (2019). Management trade-offs on ecosystem services in apple orchards across Europe: Direct and indirect effects of organic production. *Journal of Applied Ecology*, 56(4). <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13292>
- Szarek-Iwaniuk, P. (2021). A comparative analysis of spatial data and land use/land cover classification in urbanized areas and areas subjected to anthropogenic pressure for the example of Poland. *Sustainability (Switzerland)*, 13(6). <https://doi.org/10.3390/su13063070>
- Twisa, S., Mwabumba, M., Kurian, M., & Buchroithner, M. F. (2020). Impact of land-use/land-cover change on drinking water ecosystem services in Wami River Basin, Tanzania. *Resources*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/RESOURCES9040037>
- Webber, S. M., Bailey, A. P., Huxley, T., Potts, S. G., & Lukac, M. (2022). Traditional and cover crop-derived mulches enhance soil ecosystem services in apple orchards. *Applied Soil Ecology*, 178. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104569>
- Young, O. R., Lambin, E. F., Alcock, F., Haberl, H., Karlsson, S. I., McConnell, W. J., Myint, T., Pahl-Wostl, C., Polsky, C., Ramakrishnan, P. S., Schroeder, H., Scouvar, M., & Verburg, P. H. (2006). A portfolio approach to analyzing complex human-environment interactions: Institutions and land change. *Ecology and Society*, 11(2). <https://doi.org/10.5751/ES-01799-110231>
- Zanotelli, D., Montagnani, L., Manca, G., Scandellari, F., & Tagliavini, M. (2015). Net ecosystem carbon balance of an apple orchard. *European Journal of Agronomy*, 63. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.12.002>
- Zanotelli, D., Vendrame, N., López-Bernal, Á., & Caruso, G. (2018). Carbon

sequestration in orchards and vineyards. *Italus Hortus*, 25(3).
<https://doi.org/10.26353/J.ITAHORT/2018.3.1328>

Література до розділу 4

- Библюк, Н. І., Стиранівський, О. А., Бойко, М. М., & Щупак, А. Л. (2008). Шкідливий вплив лісогосподарської діяльності на довкілля та шляхи його мінімізації. *Науковий вісник НЛТУ України*, 18(3), 13–22.
- Болтянська, Н. І., & Комар, А. С. (2020). Визначення ризиків для екологічної безпеки при вирощуванні біопаливних культур. У *Енергетична незалежність сільських територій як пріоритетна модель розвитку: міжнародний та вітчизняний досвід* (с. 132–135). Полтавська державна аграрна академія.
- Буждиган, О. Я. (2019). *Визначення механізмів порушення функціонування екосистем на основі ENA- та SEM-моделювання*. [Дис. д-ра біол. наук, Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича].
- Бурда, Р. І. (2001). Оцінка екологічної загрози заносних рослин в агроландшафтах України. *Промышленная ботаника*, 1, 16–21.
- Ворона, Л. І., Кочик, Г. М., & Нетребя, Ю. А. (2004). Особливості конкурентного взаємовпливу культурних рослин і бур'янів у різних агрофітоценозах. У *Новітні технології вирощування сільськогосподарських культур – у виробництво»* (8–9). ЕКМО.
- Гелетука, Г. Г., Желєзна, Т. А., & Трибой, О. В. (2014). Перспективи вирощування та використання енергетичних культур в Україні. *Аналітична записка БАУ № 10*
- Геник, Я., Чернявський, М., & Соловій, І. (2011). Незаконні рубання деревини у високолісних регіонах України: причини та шляхи запобігання. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (9), 125–129.
- Гнатів, П. С., & Хірівський, П. Р. (2010). Теорія систем і системний аналіз в екології. *Львів: Камула*.
- Головко, Е. А., Борисюк, Б. В., & Ішук, О. В. (2005). Еколого-фізіологічні аспекти функціонування агроєкосистем. *Науковий вісник Національного аграрного*

- університету, 87, 213–223.
- Гриник, Г. Г., Пукман, В. В., Костриба, М. В., & Буній, В. Я. (2008). Попередні моніторингові дослідження санітарного стану лісів Чернівецької області. *Науковий вісник НЛТУ України*, 18(8), 20–26.
- Гудима, В. Д., Парпан, Т. В., & Пліхтяк, П. П. (2018). Функціонально-цільова та вікова структура гірських лісів Українських Карпат. *Лісівництво і агролісомеліорація*, (133), 71–77.
- Гунчак, М. В. (2016). *Екотоксикологічне та економічне обґрунтування систем захисту яблуні від шкідливих організмів у Передкарпатській провінції Карпатської гірської зони України*. [Дис. канд. с.-г. наук, – Інститут захисту рослин Національної академії аграрних наук]. <https://ipp.gov.ua/wp-content/uploads/2019/12/disertatsiya-gunchak-m.v..pdf>
- Гунчак, М., Шапран, С., & Ослопова, М. (2022). Вміст мікроелементів у ґрунтах Чернівецької області. *Grail of Science*, (21), 74–78.
- Данілова, О. (2018). Геопросторові аспекти збалансованого лісогосподарювання у Чернівецькій області. *Науковий вісник Чернівецького університету. Географія*, (795), 75–81.
- Дебринюк, Ю. М. (2011). Всихання смерекових лісів: причини та наслідки. *Науковий вісник НЛТУ України*, 21(16), 32–38.
- Державна стратегія управління лісами України до 2035 року. (2021). Розпорядження Кабінету Міністрів України № 1777-р від 29 грудня 2021 р. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/1777-2021-%D1%80#n10>
- Державне агентство лісових ресурсів України. (2022). Охорона лісів від незаконних рубок. <https://forest.gov.ua/napryamki-diyalnosti/lisove-gospodarstvo/ohorona-i-zahist-lisiv/ohorona-lisiv-vid-nezakonnih-rubok>
- Дідух, Я. П., & Чорней, І. І. (Ред.). (2016). *Кліматогенні зміни рослинного світу Українських Карпат*.
- Євтушенко, Е. О., & Савосько, В. М. (Ред.). (2017) *Структура та розвиток культурфітоценозів Криворіжжя*. Кривий Ріг: Діонат
- Жук, А., Костишин, С., & Федоряк, М. (2021). Відновлення біогеоценозів зрубів

Fagus sylvatica L. в умовах Північної Буковини. Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

- Жук, А. В., Федоряк, М. М., & Тимчук К. Ю. (2019). Біорізноманіття агроєкосистем з енергетичними культурами. У М. М. Федоряк (Ред.) *Енергетичні культури як модифікатори агроєкосистем* (с. 86–149). Чернівці : Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича.
- Жук, А., & Мишілюк, І. І. (2023). Динаміка деревного покриву на соціо-екологічному градієнті Чернівецької області. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна серія «Екологія»*, (28), 101–111. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2023-28-09>
- Зінченко, В. О., Мамчур, В. А., Жайвороновський, В. Р., & Зінченко, О. В. (2012). Вирішення «енергетичних» і екологічних проблем людства шляхом глобального розповсюдження «енергетичних» швидкоростучих рослин. *Техніко-технологічні аспекти розвитку та випробування нової техніки і технологій для сільського господарства України*, 16(30), 372–377.
- Іванків, М., Вовк, С., & Марциновський, В. (2013). Особливості негативної дії хлорорганічних пестицидів на довкілля. *Вісник Львівського національного аграрного університету. Агрономія*, 17(1), 44–48.
- Ішук, Г. П., & Шлапак, В. П. (2007). Горіх чорний (*Juglans nigra* L.) у лісових культурах Моївського лісництва на Вінниччині. *Науковий вісник НЛТУ України*, 17(7), 20–26.
- Кавун, Е., Березовський, І., & Панко, В. (2021). Інвазивний цикл та оцінка глибини ураження представників дендрофлори України в окремих екосистемах омелою білою (*Viscum album* L.). *Біологія та екологія*, 7(2), 27–36.
- Калько, А. Д., & Шкіринець, В. М. (2017). Екологічні аспекти поводження з лісовими насадженнями Карпат. У *Проблеми та перспективи розвитку вищої школи та економіки в XXI столітті* (с. 181–183). РВЦ МЕГУ ім. акад. С. Дем'янчука.
- Карабчук, Д. Ю., & Скольський, І. М. (2018). Лісова варта за сталий розвиток українського лісу. У Гашук П.М. та ін. *Екологічна безпека як основа сталого*

- розвитку суспільства. *Європейський досвід і перспективи* (с. 108–109). Львівський державний університет безпеки життєдіяльності.
- Климишин, О. С. (2008). Рівні і ступені організації фітосистем. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*, 16(1). 104–110.
- Климишин, О. С. (2009а). Саморегуляція, самоорганізація та еволюційні зміни сукцесійних систем високогір'я Українських Карпат. *Наукові записки Державного природознавчого музею*, 25, 25–38.
- Климишин, О. С. (2009б). с. *Наукові записки Державного природознавчого музею*, 24, 27–34.
- Козьмук, П. Ф., Куліш, В. І., & Чернявський, О. А. (2007). *Земельні ресурси Буковини: стан, моніторинг, використання*. Чернівці : Букрек.
- Коржик, В. П. (2012). Етапи антропогенізації регіону Буковинських Карпат: чинники, закономірності, регіональні особливості, наслідки. *Науковий вісник Чернівецького університету. Географія*, (612–613), 88–92.
- Костишин, С. С., & Жук, А. В. (2010). Потенційна і реальна флори зрубів букових лісів Північної Буковини. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 2(1). 27 – 31.
- Коцун, Л., & Кузьмішина, І. (2016). *Синантропна флора Волинської області*. Луцьк : Друк ПП Іванюк В. П.
- Кочик, Г. М., & Ворона, Л. І. (2008). Фітоценотичний контроль бур'янів у агроценозах зони Полісся. *Збірник наукових праць Національного наукового центру Інститут землеробства НААН*, (2), 3–10.
- Круглов, І. (2020). *Трансдисциплінарна геоecологія*. ЛНУ імені Івана Франка
- Крюченко, Н. О., Жовинський, Е. Я., & Папарига, П. С. (2018). Вплив санітарних рубок лісу Карпатського регіону на ґрунт (геохімічний чинник). У М. М. Назарук, С. І. Кукурудза, І. М. Рожко, З. Г. Гмакало, І. Б. Койнова (Ред.), *Природні ресурси регіону: проблеми використання, ревіталізації та охорони* (с. 199–202). ЛНУ імені Івана Франка.
- Кулик, М. І., Галицька, М. А., Самойлік, М. С., & Жорник, І. І. (2019). Фіторемедіаційні аспекти використання енергетичних культур в умовах

- України. *Agrology*, 2(1), 65–73.
- Кулик, М. І., Елберсен, Х. В., & Крайсвітній П. А. (2011). Ботаніко-біологічні особливості проса лозовидного (*Panicum virgatum* L.). У *Біоенергетика: вирощування енергетичних культур, виробництво та використання біопалива*, (с. 25 – 27). Національна академія аграрних наук; Інститут біоенергетичних культур і цукрових буряків.
- Кучерко, І. М., & Заморока, А. М. (2022). Інвазія горіха волоського (*Juglans regia* L.) на європейському континенті: огляд проблематики. *Біорізноманіття, екологія та експериментальна біологія*, 23(2), 16–28.
- Мазур, В. А., Кравчук, Г. І., & Гончарук, Г. С. (2019). Еколого-збалансоване використання маргінальних земель при вирощуванні енергетичних культур. *Сільське господарство та лісівництво: збірник наукових праць ВНАУ*, 15, 5–20.
- МакГі, Г., Гуменюк, В. В., Кременецька, Є. О. (2019). *Лісовий екосистемний менеджмент: нова парадигма для збереження лісового біорізноманіття*.
- Макух, Я. П. (2015). Контролювання бур'янів у посівах міскантусу. *Біоенергетика*, (2), 29–30.
- Макух, Я. П. (2016). Заходи механічного захисту посівів міскантусу гігантського від бур'янів. *Агробіологія*, 2016, (2), 108–113.
- Макух, Я. П. (2017). Особливості захисту насаджень міскантусу від бур'янів. *Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України*, (5). <http://journals.nubip.edu.ua/index.php/Dopovid/article/view/9487/0>
- Макух, Я. П., Найдено, В. В., & Ременюк, С. О. (2018). Особливості забур'янення проса прутноподібного залежно від густоти посівів. *Новітні агротехнології*, (6). <http://jna.bio.gov.ua/article/view/165361>
- Макух, Я. П., Ременюк, С. О., & Мошківська, С. В. (2017). Контролювання бур'янів механічним способом у агрофітоценозах міскантусу гігантського. *Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природокористування України*, (3). http://nbuv.gov.ua/UJRN/Nd_2017_3_13

- Малиновський, А. К. (2002). Сукцесії рослинності: класифікація. *Науковий вісник НЛТУ України*, 12(8), 32–42.
- Малиновський, А. К. (2006). Коливальні процеси у фітоценотичних системах. *Наукові записки Державного природознавчого музею*, 22, 93–104.
- Малиновський, А. К. (2007). Системний підхід у фітоценології. *Наукові записки Державного природознавчого музею*, 23, 119–136.
- Мальцева С. Ю. (2019). *Урбанofлори південно-західної частини Північного Приазов'я (на прикладі Бердянська, Приморська та Генічеська)* [Автореф. дис. Канд. біол. наук, Національна академія наук України Національний ботанічний сад імені М. М. Гришка].
- Мандровська, С. М. (2014). Моніторинг забур'яненості в агрофітоценозах світчграсу. *Наукові праці Інституту біоенергетичних культур і цукрових буряків*, (21), 134–137.
- Мар'юшкіна, В. Я. (2002). Варіанти фітоценотичного контролю амброзії полинолисткої. *Питання біоіндикації та екології*, 7(2–3), 39–56.
- Мар'юшкіна, В. Я., & Ярошенко, Л. М. (2011). Вплив бобово-злакової травосумішки на забур'яненість агроценозів. *Карантин і захист рослин*, (8), 25–27.
- Новікова, О. С. (2015). Дослідження зміни структури сільського господарства України за останнє десятиліття. *Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія «Економіка та менеджмент»*, 8(65), 44–48.
- Олійник, В. С., Ткачук, О. М., & Блистів, В. І. (2015). Висотно-поясні закономірності водорегулювальної ролі лісових ґрунтів Карпат. *Лісівництво і агролісомеліорація*, (126), 81–86.
- Осадчук, В. Д., Гунчак, Т. І., & Сандуляк, Т. Н. (2017). Особливості вирощування світчграсу в якості енергетичних культур в умовах Буковини. *Передгірне і гірське землеробство і тваринництво*, 61, 102–112.
- Парпан, В., & Олійник, М. (2013). Напрямок зміни синантропізації флори на перелогах Придністровського Поділля. *Вісник Львівського університету. Сер.: Біологічна*, (63), 133–140.
- Підліснюк, В. В., & Колісник, Я. М. (2013). Екологічні ризики при вирощуванні

- біопаливних культур. *Вісник Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського*, (2), 120–124.
- Протопопова, В. В. (1991). *Синантропна флора України і шляхи її розвитку*. Київ: Наукова думка
- Протопопова, В. В., Шевера, М. В., Мосякін, С. Л., Соломаха, В. А., Соломаха, Т. Д., Васильєва, Т. В., ... & Петрик, С. П. (2009). *Інвазійні види у флорі Північного Причорномор'я*. Київ : Фітосоціоцентр
- Слободян, П. Я. (2012). Проблеми похідних ялинників українських Карпат. *Науковий вісник НЛТУ України*, 22(10), 45–50.
- Снітинський, В., Гнатів, П., Зинюк, О., Корінець, Ю., & Дацко, Т. (2019). Системний підхід в агроекології: дослідницький і навчальний аспекти. *Вісник ЛНАУ: агрономія*, (23), 34–40.
- Солодкий, В. Д., Беспалько, Р. І., & Казімір, І. І. (2013). Система моніторингу та запобігання небезпечним природним явищам у Чернівецькій області. *Вісник геодезії та картографії*, (1), 20–23.
- Стародуб, В. І., Ткач, Є. Д., & Вигера, С. М. (2015). Адвентивні види рослин в агроценозах пшениці озимої Правобережного Лісостепу. *Збалансоване природокористування*, (3), 95–98.
- Тарасов, В. В. (2012). *Флора Дніпропетровської і Запорізької областей*. Дніпропетровськ : Ліра.
- Тимчук К. Ю. (2021). *Артроподоіндикація деструктивних соціальних та агровиробничих впливів на екологічні системи* [Дис. д-ра. філософії за спец. 101 – Екологія, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара].
- Тихонова, О. М. (2007). Типологія агрофітоценозів зернових культур Лівобережного Лісостепу (Сумська область). *Український ботанічний журнал*, 64(6), 840 – 849.
- Ткачук, О., & Зейналян, А. (2023). Вплив абіотичних факторів на всихання ялинових лісів Карпатського регіону. У Шуст О. А. та ін. (Ред.), *Сучасний стан, проблеми і перспективи лісівничої освіти, науки та виробництва*. (с. 47–50). БНАУ.

- Токарюк, А. І., Чорней, І. І., Буджак, В. В., & Волуца, О. Д. (2021). Вплив насаджень *Robinia pseudoacacia* L.(Fabaceae) на фіторізноманіття Прут-Дністерського межиріччя. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 13(2), 210–217.
- Федоряк, М., Руденко, С., & Жук, А. (2017). Павуки-герпетобіонти яблуневих садів на градієнті зменшення пестицидного навантаження. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 9(2), 203–210.
- Федоряк, М. М. & Жук, А. В. (2021). *Карантинні організми та захворювання*. ЧНУ
- Федоряк, М. М. (Ред.). (2019). *Енергетичні культури як модифікатори агроєкосистем*. Чернівці: Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича
- Федоряк, М. М., Жук, А. В., Кульманов, О. М., Москалик, Г. Г., & Ангельстам, П. (2019). Аналіз соціально-екологічних аспектів бджільництва з використанням методу фокус-груп. У Р. А. Волков, М. М. Федоряк, Л. І. Тимочко, П. Ангельстам, Г. Борсук та ін. (Ред.). *Стале бджільництво в Україні* (с. 89–92). ЧНУ ім. Ю. Федьковича.
- Федюшко, М. П. (2015). Агробіорізноманіття як складова природо-користування в Північному Приазов'ї України. *Вісник Дніпропетровського державного аграрно-економічного університету*, (2), 20–23.
- Харитонов, М. М., Бабенко, М. Г., Мартинова, Н., Рула, І., Гончар, Н. В., Гаврюшенко, О. О., ... & Фролова, Л. (2020). *Комплексна екологічна оцінка створення енергетичних плантацій на рекультивованих землях*.
- Харченко, О. В., & Петренко, Ю. М. (2016). Перспективи використання енергетичних культур як фітомеліорантів на малородючих, деградованих ґрунтах та за фіторекультивуації порушених земель. *Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Агрономія і біологія*, (2), 99–104.
- Черлінка, В. Р. (2019). *Цифрові моделі рельєфу в ґрунтознавстві : теоретико-методологічні основи та практичне застосування* [Автореф. дис. д-ра біол. наук, Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича].
- Черній, А. М., & Баликіна, О. Б. (2011). Екологічні ніші і їх роль у формуванні фауни

- членистоногих яблуневого саду. *Захист і карантин рослин*, (57), 259–269.
- Чернявський, М. В., Соловій, І. П., Геник, Я. В., Каспрук, О. І, Геник, О. В., Мельникович, М. П., Герасим, Г. З. & Савка, В. Є. (2011). *Проблеми доступу місцевого населення до лісових ресурсів та незаконні рубки в лісах Карпат і Західного Полісся*. Львів : Зелений Хрест, Ліга-Прес.
- Чорней, І. І. (Ред.). (2018). *Інвазійні рослини в Буковинському Передкарпатті*. Чернівці : Друк Арт
- Шанда, В. І., & Євтушенко, Е. О. (2008). Агрофітоценоз як специфічна екологічна система. *Вісник Дніпропетровського університету. Серія: Біологія. Екологія*, 16(2), 194–199.
- Шанда, В. І., & Євтушенко, Е. О. (2013). До теорії агроєкології. *Питання біоіндикації та екології*, 14(2), 3–13.
- Шанда, В. І., Євтушенко, Е. О., Ворошилова, Н. В., & Маленко, Я. В. (2016). *Агрофітоценологія: аспекти теорії, методології та суміжних наук*.
- Alcamo, J., Vuuren, V. D., Cramer, W., Alder, J., Bennett, E., Carpenter, S., Christensen, V., Foley, J., Maerker, M., Masui, T., & others. (2005). Changes in ecosystem services and their drivers across the scenarios. In *Scenarios*.
- Altieri, M. A. (1999) The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, ecosystems & environment*, 74, 19–31.
- Alvarez, S., Larkin, S. L., & Ropicki, A. (2017). Optimizing provision of ecosystem services using modern portfolio theory. *Ecosystem Services*, 27, 25–37. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.016>
- Angelstam, P., Asplund, B., Bastian, O., Engelmark, O., Fedoriak, M., Grunewald, K., Ibisch, P. L., Lindvall, P., Manton, M., Nilsson, M., Nilsson, S. B., Roberntz, P., Shkaruba, A., Skoog, P., Soloviy, I., Svoboda, M., Teplyakov, V., Tivell, A., Westholm, E., ... Öster, L. (2022). Tradition as asset or burden for transitions from forests as cropping systems to multifunctional forest landscapes: Sweden as a case study. *Forest Ecology and Management*, 505. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119895>
- Benayas, J. M. R., Martins, A., Nicolau, J. M., & Schulz, J. J. (2007). Abandonment of

- agricultural land: An overview of drivers and consequences. In *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* (Vol. 2). <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20072057>
- Bernués, A., Alfnes, F., Clemetsen, M., Eik, L. O., Faccioni, G., Ramanzin, M., Ripoll-Bosch, R., Rodríguez-Ortega, T., & Sturaro, E. (2019). Exploring social preferences for ecosystem services of multifunctional agriculture across policy scenarios. *Ecosystem Services*, 39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.101002>
- Bogya, S., Szinetár, C., & Markó, V. (1999). Species composition of spider (Araneae) assemblages in apple and pear orchards in the Carpathian Basin. *Acta Phytopathologica et Entomologica Hungarica*, 34(1–2).
- Brook, B., Sodhi, N., & Bradshaw, C. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(8), 453–460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>
- Chen, Z., Wang, L., Wei, A., Gao, J., Lu, Y., & Zhou, J. (2019). Land-use change from arable lands to orchards reduced soil erosion and increased nutrient loss in a small catchment. *Science of The Total Environment*, 648, 1097–1104. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.08.141>
- Cherlinka, V., & Dmytruk, Y. (2017). Water erosion modelling in areas with absent soil maps in GRASS GIS. In *All that soil erosion the global task to conserve our soil resource* (p. 55–56). Seoul, Korea
- Daelemans, R., Hulsmans, E., Laenen, E., Remy, S., Beliën, T., & Honnay, O. (2023). Direct and indirect effects of management and landscape on biological pest control and crop pest infestation in apple orchards. *Journal of Applied Ecology*, 60(1), 181–192. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14319>
- Damalas, C. A., & Eleftherohorinos, I. G. (2011). Pesticide exposure, safety issues, and risk assessment indicators. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8(5). <https://doi.org/10.3390/ijerph8051402>
- de Pedro, L., Ortín-Angulo, M. C., Miñano, J., López-Gallego, E., & Sanchez, J. A. (2020). Structure of the assemblages of spiders in mediterranean pear orchards and the effect of intensity of spraying. *Insects*, 11(9).

<https://doi.org/10.3390/insects11090553>

- Didham, R., Tylianakis, J., Gemmell, N., Rand, T., & Ewers, R. (2007). Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(9), 489–496. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.07.001>
- Estacio, I., Basu, M., Sianipar, C. P. M., Onitsuka, K., & Hoshino, S. (2022). Dynamics of land cover transitions and agricultural abandonment in a mountainous agricultural landscape: Case of Ifugao rice terraces, Philippines. *Landscape and Urban Planning*, 222, 104394. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2022.104394>
- Feledyn-Szewczyk, B., Kuś, J., Stalenga, J., Berbeć, A. K., & Radzikowski, P. (2016). The role of biological diversity in agroecosystems and organic farming. In P. Konvalina (Ed.). *Organic farming – A promising way of food production*. IntechOpen, 1–27.
- Fujisaka, S., Castilla, C., Escobar, G., Rodrigues, V., Veneklaas, E. J., Thomas, R., & Fisher, M. (1998). The effects of forest conversion on annual crops and pastures: Estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon colony. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 69(1), 17–26. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00091-7](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00091-7)
- Gellrich, M., Baur, P., Koch, B., & Zimmermann, N. E. (2007). Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1–4), 93–108. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2006.05.001>
- Khidr, A. A., Fahim, F. M., & Taman A. (2017). Side-Effects of Pesticides on Non-target Organisms: 2-In Egyptian Vegetable Crop Fields and Greenhouses. *Egyptian Academic Journal of Biological Sciences, F. Toxicology & Pest Control*, 9(1), 49–57.
- Kostyshyn, S. S., & Zhuk, A. V. (2012). Abiotic diversity measures ecological integrity. *Scientific Herald of Chernivtsy University. Biology (Biological Systems)*, 4(4). 445 – 452.
- Landis, D. A. (2017). Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. In *Basic and Applied Ecology* (Vol. 18, pp. 1–12). Elsevier

- GmbH. <https://doi.org/10.1016/j.baee.2016.07.005>
- Lier, M., Köhl, M., Korhonen, K. T., Linser, S., Prins, K., & Talarczyk, A. (2022). The New EU Forest Strategy for 2030: A New Understanding of Sustainable Forest Management? *Forests*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/f13020245>
- Lindahl, K. B., Sténs, A., Sandström, C., Johansson, J., Lidskog, R., Ranius, T., & Roberge, J. M. (2017). The Swedish forestry model: More of everything? *Forest Policy and Economics*, 77. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2015.10.012>
- Liu, M., Han, G., & Zhang, Q. (2020). Effects of agricultural abandonment on soil aggregation, soil organic carbon storage and stabilization: Results from observation in a small karst catchment, Southwest China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 288. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106719>
- Marliac, G., Mazzia, C., Pasquet, A., Cornic, J. F., Hedde, M., & Capowiez, Y. (2016). Management diversity within organic production influences epigeal spider communities in apple orchards. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 216. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.026>
- Miñarro, M., Espadaler, X., Melero, V. X., & Suárez-Álvarez, V. (2009). Organic versus conventional management in an apple orchard: Effects of fertilization and tree-row management on ground-dwelling predaceous arthropods. *Agricultural and Forest Entomology*, 11(2). <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2008.00403.x>
- Moonen, A. C., & Bàrberi, P. (2008). Functional biodiversity: An agroecosystem approach. *Agriculture, ecosystems & environment*, 127(1–2), 7–21.
- Morris, R. J. (2010). Anthropogenic impacts on tropical forest biodiversity: A network structure and ecosystem functioning perspective. In *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* (Vol. 365, Issue 1558). <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0273>
- Moskalyk, H., Leheta, U., Zhuk, A., Boruk, O., & Fedoriak, M. (2021). Ecological aspects of allelopathic interactions of energy crops. *Journal of Ecological Engineering*, 22(10). <http://dx.doi.org/10.12911/22998993/142119>
- Nelson, G. C., Bennett, E., Berhe, A. A., Cassman, K. G., Defries, R., Dietz, T., Dobson, A., Dobermann, A., Janetos, A., Levy, M., Marco, D., Nakicenovic, N.,

- O'Neill, B., Norgaard, R., Petschel-Held, G., Ojima, D., Pingali, P., Watson, R., & Zurek, M. (2005). Drivers of change in ecosystem condition and services. In *Ecosystems and human well-being; Scenarios. Millenium Ecosystem Assessment* (Vol. 2).
- Norton, D. A., Reid, N., & Young, L. (2013). Ultimate drivers of native biodiversity change in agricultural systems. *F1000Research*, 2, 214. <https://doi.org/10.12688/f1000research.2-214.v1>
- Osawa, T., Kohyama, K., & Mitsunashi, H. (2016). Multiple factors drive regional agricultural abandonment. *Science of the Total Environment*, 542. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.067>
- Pfiffner, L., & Luka, H. (2003). Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders - A paired farm approach. *Basic and Applied Ecology*, 4(2). <https://doi.org/10.1078/1439-1791-00121>
- Pimentel, D. (1995). Amounts of pesticides reaching target pests: Environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 8(1). <https://doi.org/10.1007/BF02286399>
- Platis, D. P., Menexes, G. C., Kalburtji, K. L., & Mamolos, A. P. (2023). Energy budget, carbon and water footprint in perennial agro and natural ecosystems inside a Natura 2000 site as provisioning and regulating ecosystem services. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(1). <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22231-5>
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., & Bennett, E. M. (2010). Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(11). <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>
- Renewable energy in Europe: Key for climate objectives, but air pollution needs attention.* (2019, December). European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/publications/renewable-energy-in-europe-key>
- Saidi, N., & Spray, C. (2018). Ecosystem services bundles: Challenges and opportunities for implementation and further research. In *Environmental Research Letters* (Vol. 13,

- Issue 11). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae5e0>
- Scholes, R. J. (2016). Climate change and ecosystem services. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 7(4). <https://doi.org/10.1002/wcc.404>
- Tymchuk, K., Polchaninova, N., Zhuk, A., Leheta, U., Voloshyn, V., & Fedoriak, M. (2021). Spiders (Araneae) as a component of ground-dwelling animal assemblages of the energy crop fields in northern Bukovyna (Ukraine). *Ekológia*, 40(3), 240–247.
- van der Zanden, E. H., Verburg, P. H., Schulp, C. J. E., & Verkerk, P. J. (2017). Trade-offs of European agricultural abandonment. *Land Use Policy*, 62. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.01.003>
- Watson, L., Straatsma, M. W., Wanders, N., Verstegen, J. A., De Jong, S. M., & Karssenbergh, D. (2020). Global ecosystem service values in climate class transitions. *Environmental Research Letters*, 15(2). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab5aab>
- Watson, S. C. L., Newton, A. C., Ridding, L. E., Evans, P. M., Brand, S., McCracken, M., Gosal, A. S., & Bullock, J. M. (2021). Does agricultural intensification cause tipping points in ecosystem services? *Landscape Ecology*, 36(12). <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01321-8>
- Williams, M. A., & Feest, A. (2019). The effect of Miscanthus cultivation on the biodiversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae), spiders and harvestmen (Arachnida: Araneae and Opiliones). *Agricultural Sciences*, 10(7), 903–917.
- Demestihis, C., Plénet, D., Génard, M., Raynal, C., & Lescourret, F. (2017). Ecosystem services in orchards. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37(2). <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0422-1>

Література до розділу 5

- Адамовський, О. М. (2006). Сучасний стан і завдання лісокористування в українських Карпатах. *Науковий вісник НЛТУ України*, 16(1), 215–220.
- Альошкіна, У., Жовтенко, А., Вишенська, І., Расевич, В., & Гаврилов, С. (2011). Акумуляція вуглецю лісовими екосистемами (на прикладі модельних ділянок у заказнику «Лісники», м. Київ). *Наукові записки НаУКМА. Біологія та екологія*. 119, 52–55.

- Бедернічек, Т. Ю. (2017). Резервуари і потоки карбону у наземних екосистемах України (за матеріалами наукового повідомлення на засіданні Президії НАН України 9 листопада 2016 року). *Вісник НАН України*, (1), 98–106. <https://doi.org/10.15407/vism2017.01.098>
- Білоконь, М. В., Завада, М. М., & Циліурік, А. В. (2005). Санітарна оцінка букових лісостанів Північної Буковини. *Наукові доповіді НАУ*, 1, 48–61.
- Букша, І. Ф., Распопіна, С. П., & Пастернак В. П. (2012). Запаси органічного вуглецю у ґрунтах та підстилці на ділянках моніторингу лісів. *Лісівництво і агролісомеліорація*, (120), 106–112.
- Василишин, Р. Д., Бокоч, В. В., Василишин, О. М., & Терент'єв, А. Ю. (2012). Структура фітомаси лісових біоценозів Карпатського національного природного парку. *Науковий вісник НЛТУ України*, 22(4), 77–85.
- Василишин, Р. Д., Домашовець, Г. С., Лакида, І. П., Василишин, О. М., & Данілова, І. О. (2019). Біопродукційні процеси у лісах Українських Карпат в умовах змін клімату. У Р.Д. Василишин, С.Б. Ковалевський (Ред.), *Відновлення, охорона й збереження рослинного світу лісів України в умовах техногенного навантаження та змін клімату* (с. 33). НДІ лісівництва та декоративного садівництва Національного університету біоресурсів і природокористування України.
- Гриник, Г. Г., Пукман, В. В., Костриба, М. В., & Буній, В. Я. (2008). Попередні моніторингові дослідження санітарного стану лісів Чернівецької області. *Науковий вісник НЛТУ України*, 18(8), 20–26.
- Гудима, В. Д., Парпан, Т. В., & Пліхтяк, П. П. (2018). Функціонально-цільова та вікова структура гірських лісів Українських Карпат. *Лісівництво і агролісомеліорація*, (133), 71–77.
- Гунчак, М. (2022). Динаміка вмісту гумусу у ґрунтах Чернівецької області. У *Проблеми та перспективи реалізації та впровадження міждисциплінарних наукових досягнень* (129–131). Міжнародний Центр Наукових Досліджень.
- Данілова, О. (2018). Геопросторові аспекти збалансованого лісогосподарювання у Чернівецькій області. *Науковий вісник Чернівецького університету*.

- Географія*, (795), 75–81.
- Жук, А. В. (2007). Фітоіндикаційна характеристика екологічних режимів на різновікових зрубках букових лісів. *Науковий вісник Чернівецького університету*, (343), 65–71.
- Задорожний, Л. І., & Гриник, Г. Г. (2016). Залежність щільності фітомаси стовбурів дерев ялини європейської від типів лісорослинних умов у межах Полонинського хребта Українських Карпат. *Науковий вісник НЛТУ України*, 26(4), 32–39.
- Кілінська, К., Сухий, П., Андрусак, Н., & Березка, І. (2019). Екологічні проблеми галузі садівництва у Чернівецькій області. *Науковий вісник Чернівецького університету. Географія*, (808), 47–54.
- Коржик, В. (2010). Ресурсно-екологічна безпека як функція історико-географічного процесу (на прикладі Буковини). *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія : Географія*, 1(27), 200–206.
- Костриба, М. В., Крамарець, В. О., Гриник, Г. Г., Буній, В. Я., & Новоринський, П. С. (2008). Всихання ялинових лісостанів на Буковині. *Лісівництво і агролісомеліорація*, 114. 152–158.
- Криницький, Г., & Третяк, П. (2003). Стан лісів Українських Карпат, екологічні проблеми та перспективи. *Праці наукового товариства ім. Шевченка*. XII, 54–65.
- Лакида, П. І., Швиденко, А. З., Щепашенко, Д. Г., Василишин, Р. Д., Білоус, А. М., Лакида, І. П., & Матушевич, Л. М. (2013). Біотична продуктивність лісів України в європейському екоресурсному вимірі. *Біоресурси і природокористування*, 5(5–6). 99–106.
- Максименко, Н. В., Бурченко, С. В., Шпаківська, І. М., & Кротько, А. С. (2022). Оцінка вуглецевої ємності монопородних деревостанів – елементів зеленої інфраструктури м. Харків. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*, 38, 73–84.
- Миклуш, С. І., & Миклуш, Ю. С. (2009). Загальна фітомаса рівнинних букових насаджень України. *Науковий вісник НЛТУ України*, 19(4), 16–21.

- Наказ Державної служби статистики України № 60 (2015, 19 лютого). «Про визнання таким, що втратив чинність, наказу Державного комітету статистики України від 13 листопада 2008 року № 452 "Про затвердження Методики розрахунку викидів забруднюючих речовин та парникових газів у повітря від транспортних засобів"». https://zakononline.com.ua/documents/show/117693__117693
- Нікорич, В. А., Крижанівський, О. М., & Шиманський, В. (2012). Мікроморфологічна будова бурувато-підзолистих оглеєних ґрунтів Вижницько-Сторожинецького фізико-географічного району Передкарпаття. *Біологічні системи*, 4, 193–196.
- Рожак, В. П. (2015). *Цикл вуглецю в лісових екосистемах Стрийсько-Сянської Верховини (Українські Карпати)* [Дис. канд. біол. наук, Інститут екології Карпат]. http://ecoinst.org.ua/pdf/Disertacij_Rozak.pdf
- Сарчинська, Т. (Ред.). (2021). *Статистичний щорічник Чернівецької області за 2020 рік*. Головне управління статистики у Чернівецькій області
- Сівак, В. К. (2007). Територіальні особливості функціональної структури лісів Чернівецької області. *Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету ім.. М. Коцюбинського. Серія: Географія*, (13), 202–210.
- Смага, І. С., & Казімір, І. І. (2013). Сучасний якісний стан ґрунтів Чернівецької області. *Геодезія, картографія і аерофотознімання*, 78, 222 – 225.
- Соловій, І. (2016). *Оцінка послуг екосистем, забезпечуваних лісами України, та пропозиції щодо механізмів плати за послуги екосистем* (Звіт по проєкту ENPI East FLEG II): http://sfmu.org.ua/files/Soloviy_2016b.pdf.
- Токар, О. Є., Король, М. М., & Густі, М. І. (2021). Оцінювання запасів вуглецю у фітомасі лісових насаджень заповідних територій Українських Карпат. *Науковий вісник НЛТУ України*, 31(5), 42–46.
- Шпаківська, І. М., & Марискевич, О. Г. (2009). Оцінка запасів органічного вуглецю в лісових екосистемах Східних Бескидів. *Лісівництво і агролісомеліорація*, (115), 176–180.

- Gentile, R. M., Périé, E., Müller, K., Deurer, M., Mason, K., Van Den Dijssel, C., Clothier, B. E., Holmes, A., Hardie, M., & McLaren, S. J. (2016). Quantifying the potential contribution of soil carbon to orchard carbon footprints. *Acta Horticulturae*, 1112. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2016.1112.62>
- Harris, N. L., Gibbs, D. A., Baccini, A., Birdsey, R. A., de Bruin, S., Farina, M., Fatoyinbo, L., Hansen, M. C., Herold, M., Houghton, R. A., Potapov, P. V., Suarez, D. R., Roman-Cuesta, R. M., Saatchi, S. S., Slay, C. M., Turubanova, S. A., & Tyukavina, A. (2021). Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nature Climate Change*, 11(3). <https://doi.org/10.1038/s41558-020-00976-6>
- Muluneh, M. G., & Worku, B. B. (2022). Carbon storages and sequestration potentials in remnant forests of different patch sizes in northern Ethiopia: an implication for climate change mitigation. *Agriculture and Food Security*, 11(1). <https://doi.org/10.1186/s40066-022-00395-0>
- Shen, C., Shi, N., Fu, S., Ye, W., Ma, L., & Guan, D. (2021). Decline in aboveground biomass due to fragmentation in subtropical forests of China. *Forests*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/f12050617>
- Zanotelli D., Montagnani, L., Manca, G., Scandellari, F., & Tagliavini, M. (2015). Net ecosystem carbon balance of an apple orchard. *European Journal of Agronomy*, 63. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2014.12.002>
- Zanotelli, D., Vendrame, N., López-Bernal, Á., & Caruso, G. (2018). Carbon sequestration in orchards and vineyards. *Italus Hortus*, 25(3). <https://doi.org/10.26353/J.ITAHORT/2018.3.1328>
- Bartowitz, K. J., Walsh, E. S., Stenzel, J. E., Kolden, C. A., & Hudiburg, T. W. (2022). Forest carbon emission sources are not equal: Putting fire, harvest, and fossil fuel emissions in context. *Frontiers in Forests and Global Change*, 5. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.867112>

Література до розділу 6

- Адамчук, Л. (2020). *Ефективне використання бджіл для запилення садів та ягідників: методичні рекомендації*. Київ: СТ-Друк.

- Адамчук, Л. О., Сілонова, Н. Б., Сухенко, В. Ю., & Пилипко, К. В. (2020). Нормативне регулювання показників безпечності та якості меду. *Тваринництво та технології харчових продуктів*, 11(4), 5–18. <https://doi.org/10.31548/animal2020.04.005>
- Адамчук, Л., Дудченко, Н., Лісогурська, Д., & Пилипко, К. (2021). Дослідження оригінальних сортів меду. *Ресторанний і готельний консалтинг. Інновації*, 4(1), 137–157.
- Буджак В. В., Чорней І. І., & Токарюк А. І. (2019). Участь медодайних видів рослин у лучних угрупованнях верхніх басейнів Пруту і Сірету. У Р. А. Волков (Ред.), *Стале бджільництво в Україні* (с.75–77). Чернівці : Друк Арт
- Гавришок, Б. Б. (2010). Географічні особливості розвитку бджільництва як галузі природокористування Подільських Товтр і прилеглих територій. *Наукові записки [Вінницького державного педагогічного університету імені Михайла Коцюбинського]*. Серія: Географія, (21), 45–56.
- ДСТУ 4497:2005 «Мед натуральний. Технічні умови» (2007). Наказ від 28.12.2005 № 379
- Заверюха, В. І. (2019). Морфо-фізіологічні особливості комах-запилювачів ентомофільних рослинних культур Кременеччини. У *Актуальні проблеми збереження біологічного різноманіття та перспективи розвитку природо-заповідного фонду* (С. 45–48). Національний природний парк «Кременецькі гори»
- Ільмінська, Л. (2020). *Екосистемні послуги. Запилення рослин комахами*. Ukrainian Nature Conservation Group.
- Кравець, Н. Я. (2013). Перетинчастокрилі (Hymenoptera) як невід’ємна складова антофільного комплексу суходільних лук Західного Поділля. *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Біологія*, (34), 84–90.
- Легета, У. В. (2021). Антофільний комплекс як основа запилення фітоценозів. У А. Свобода, М. Гранко (Ред.), *Scientific Collection «InterConf»*, (48). (с. 926–927).
- Легета, У. В., Москалик, Г. Г., Москалик, І. М., & Федоряк, М. М. (2022). Комахи-запилювачі плодово-ягідних культур, придатних для поширення в Україні

- (на прикладі родини Rosacea). *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 14(2), 155–165.
<https://doi.org/10.31861/biosystems2022.02.155>
- Лісогурська, Д. В., Лісогурська, О. В., Фурман, С. В., & Адамчук, Л. О. (2022). Забезпеченість бджолозапилення основних сільськогосподарських ентомофільних культур в Україні. *Вісник Сумського національного аграрного університету. Серія: Тваринництво*, 4 (47). 92–98.
<https://doi.org/10.32845/bsnau.lvst.2021.4.16>
- Мирось В.В., & Ковтун С.Б. (2014). *Практикум з бджільництва*.
- Міхелі, С. В. (2013). Об'єктне поле сучасного ландшафтознавства. У І. В. Марисова, Л. І. Рековець; М. О. Барановський; В. В. Смаль; М. Г. Криловець; В. В. Суховєєв; Н. І. Лукашова; Т. Г. Ігнатенко (Ред.), *Сучасні проблеми природничих наук та методики викладання* (с. 109–111). Ніжинський державний університет імені Миколи Гоголя
- Недільська, У. (2018). Використання бджіл для запилення сільськогосподарських культур. *Світовий досвід у галузі бджільництва та перспективи розвитку в Україні*, 1, 75–78.
- Поліщук, В. П. (2001) *Бджільництво*. Редакція журналу «Український пасічник».
- Поліщук, В. П., & Локутова, О. А. (2002). Біологічні особливості живлення бджіл і збирання квіткового пилку в умовах поліфлорного взятку. *Біологія тварин*, 4(1–2), 236–242.
- Постое́нко, В. О., Лазарева, Л. М., & Яремчук, О. С. (2019). Основні показники оцінки якості і безпечності меду бджолиного в Україні та їх гармонізація з вимогами ЄС. *Wschodnioeuropejskie Czasopismo Naukowe (East European Scientific Journal)*, 12(52), 14–21.
- Разанов, С. & Недашківський, В. (2019). Нектаропилконосний конвеєр бджіл в умовах лісостепу правобережного. *Тваринництво України*, 2, 11–14.
- Романів Л. І., & Ковальчук І. І. (2012). Аліментарно-протеїновий чинник у життєдіяльності медоносних бджіл. *Науково-технічний бюлетень Інституту біології тварин та Державного науково-дослідного контрольного інституту*

- ветпрепаратів та кормових добавок. 13(1/2), 125–130.
- Руденко, В. П., Ячнюк, М. О. (2010). Перспективний фауністичний потенціал Чернівецької області. *Економічна та соціальна географія*, (60), 159–166.
- Руденко, С. С., & Баглей, О. В. (2012). Використання деяких продуктів бджільництва для оцінки антропогенного навантаження територій. *Вісник проблем біології і медицини*, 4 (1), 54–59.
- Тимчук К. Ю. (2021). *Артроподоіндикація деструктивних соціальних та агропромислових впливів на екологічні системи* [Дис. д-ра. філософії за спец. 101 – Екологія, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара].
- Філатов, М & Леженіна І. (2020). Збереження диких запилювачів: шляхи вирішення. Syngenta Україна. <https://www.syngenta.ua/news/novini-kompaniyi/zberezhennya-dikih-zapilyuvachiv-shlyahi-virishennya>
- Amariei, S., Norocel, L., & Scripcă, L. A. (2020). An innovative method for preventing honey crystallization. *Innovative Food Science and Emerging Technologies*, 66. <https://doi.org/10.1016/j.ifset.2020.102481>
- Balbarrey, G. P., Andrada, A., Echazarreta, J., Iaconis, D., & Gallez, L. M. (2012). Relationship between mineral content and color in honeys from two ecological regions in Argentina. In *Color in Food* (pp. 330–339). CRC Press.
- Bálint, M., Ujvárosi, L., Theissinger, K., Lehrian, S., Mészáros, N., & Pauls, S. U. (2011). The Carpathians as a major diversity hotspot in Europe. In *Biodiversity Hotspots*. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_11
- Beekman, M., & Ratnieks, F. L. W. (2000). Long-range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L. *Functional Ecology*, 14(4). <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2000.00443.x>
- Berenbaum, M. R., & Calla, B. (2021). Honey as a functional food for *Apis mellifera*. In *Annual Review of Entomology* (Vol. 66). <https://doi.org/10.1146/annurev-ento-040320-074933>
- Bogdanov, S., Jurendic, T., Sieber, R., & Gallmann, P. (2008). Honey for nutrition and health: A review. *Journal of the American College of Nutrition*, 27(6). <https://doi.org/10.1080/07315724.2008.10719745>

- Brodschneider, R., Ellis, J. D., & Neumann, P. (2022). A Special Issue on COLOSS. *Bee World*, 99(1). <https://doi.org/10.1080/0005772x.2022.2019377>
- Brodschneider, R., Gray, A., & Project, C. M. C. (2022). How COLOSS monitoring and research on lost honey bee colonies can support colony survival. *Bee World*, 99(1), 8–10. <https://doi.org/10.1080/0005772X.2021.1993611>
- Brodschneider, R., Gray, A., Adjlane, N., Ballis, A., Brusbardis, V., Charrière, J. D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Dahle, B., de Graaf, D. C., Maja Dražić, M., Evans, G., Fedoriak, M., Forsythe, I., Gregorc, A., Grzęda, U., Hetzroni, A., Kauko, L., Kristiansen, P., ... Danihlík, J. (2018). Multi-country loss rates of honey bee colonies during winter 2016/2017 from the COLOSS survey. *Journal of Apicultural Research*, 57(3). <https://doi.org/10.1080/00218839.2018.1460911>
- Brodschneider, R., Gray, A., van der Zee, R., Adjlane, N., Brusbardis, V., Charrière, J. D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Crailsheim, K., Dahle, B., Danihlík, J., Danneels, E., de Graaf, D. C., Dražić, M. M., Fedoriak, M., Forsythe, I., Golubovski, M., Gregorc, A., Grzęda, U., ... Woehl, S. (2016). Preliminary analysis of loss rates of honey bee colonies during winter 2015/16 from the COLOSS survey. *Journal of Apicultural Research*, 55(5). <https://doi.org/10.1080/00218839.2016.1260240>
- Castilhos, D., Bergamo, G. C., Gramacho, K. P., & Gonçalves, L. S. (2019). Bee colony losses in Brazil: a 5-year online survey. *Apidologie*, 50(3), 263–272. <https://doi.org/10.1007/s13592-019-00642-7>
- Cízková, H., Titera, D., Hrabec, P., & Pospiech, M. (2022). Nine-year statistics of Czech honey carbohydrate profiles in the Czech Republic. *Czech Journal of Food Sciences*, 40(2), 85–92. <https://doi.org/10.17221/213/2021-CJFS>
- Codex Alimentarius Commission. (2001). Codex Alimentarius Commission Standards. *Codex Stan 12-1981*.
- Cramer, D., & Howitt, D. (2015). Point-biserial correlation coefficient. In *The SAGE Dictionary of Statistics*. <https://doi.org/10.4135/9780857020123.n424>
- Currie, R. W., Pernal, S. F., & Guzmán-Novoa, E. (2010). Honey bee colony losses in Canada. *Journal of Apicultural Research*, 49(1), 104–106. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.49.1.18>

- Da Silva, P. M., Gauche, C., Gonzaga, L. V., Costa, A. C. O., & Fett, R. (2016). Honey: Chemical composition, stability and authenticity. *Food Chemistry*, 196, 309–323. <https://doi.org/10.1016/J.FOODCHEM.2015.09.051>
- Fedoriak, M., Kulmanov, O., Zhuk, A., Shkrobanets, O., Tymchuk, K., Moskalyk, G., Olendr, T., Yamelynets, T., & Angelstam, P. (2021). Stakeholders' views on sustaining honey bee health and beekeeping: the roles of ecological and social system drivers. *Landscape Ecology*, 36(3), 763–783. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01169-4>
- Isopescu, R. D., Josceanu, A. M., Minca, I., Colta, T., Postelnicescu, P., & Mateescu, C. (2014). Characterization of Romanian honey based on physico-chemical properties and multivariate analysis. *Revista de Chimie–Bucharest*, 65, 381–385.
- Gray, A., Adjlane, N., Arab, A., Ballis, A., Brusbardis, V., Bugeja Douglas, A., Cadahía, L., Charrière, J.-D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Cornelissen, B., Costa, C. A. da, Danneels, E., Danihlík, J., Dobrescu, C., Evans, G., Fedoriak, M., Forsythe, I., Gregorc, A., ... Brodschneider, R. (2022). Honey bee colony loss rates in 37 countries using the COLOSS survey for winter 2019–2020: the combined effects of operation size, migration and queen replacement. *Journal of Apicultural Research*, 1–7. <https://doi.org/10.1080/00218839.2022.2113329>
- Gray, A., Adjlane, N., Arab, A., Ballis, A., Brusbardis, V., Charrière, J. D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Cornelissen, B., Amaro da Costa, C., Dahle, B., Danihlík, J., Dražić, M. M., Evans, G., Fedoriak, M., Forsythe, I., Gajda, A., de Graaf, D. C., Gregorc, A., ... Brodschneider, R. (2020). Honey bee colony winter loss rates for 35 countries participating in the COLOSS survey for winter 2018–2019, and the effects of a new queen on the risk of colony winter loss. *Journal of Apicultural Research*, 59(5). <https://doi.org/10.1080/00218839.2020.1797272>
- Gray, A., Brodschneider, R., Adjlane, N., Ballis, A., Brusbardis, V., Charrière, J. D., Chlebo, R., F. Coffey, M., Cornelissen, B., Amaro da Costa, C., Csáki, T., Dahle, B., Danihlík, J., Dražić, M. M., Evans, G., Fedoriak, M., Forsythe, I., de Graaf, D., Gregorc, A., ... Soroker, V. (2019). Loss rates of honey bee colonies during winter 2017/18 in 36 countries participating in the COLOSS survey, including

- effects of forage sources. *Journal of Apicultural Research*, 58(4).
<https://doi.org/10.1080/00218839.2019.1615661>
- Kanakan, M., & Erkan, C. (2020). Migratory beekeeping activities in hakkâri. *Yuzuncu Yil University Journal of Agricultural Sciences*, 30(4), 712–720.
<https://doi.org/10.29133/yyutbd.735034>
- Kekeçoğlu, M. (2018). Morphometric divergence of anatolian honeybees through loss of original traits: A dangerous outcome of Turkish apiculture. *Sociobiology*, 65(2), 232–243. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v65i2.1895>
- Kowalski, S., Łukasiewicz, M., & Berski, W. (2013). Applicability of physico-chemical parameters of honey for identification of the botanical origin. *Acta Scientiarum Polonorum, Technologia Alimentaria*, 12(1).
- Kremen, C., Williams, N. M., Aizen, M. A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley, R., Packer, L., Potts, S. G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D. P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E. E., Greenleaf, S. S., Keitt, T. H., Klein, A. M., Regetz, J., & Ricketts, T. H. (2007). Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10(4).
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x>
- Martínez-López, V., Ruiz, C., & De la Rúa, P. (2022). “Migratory beekeeping and its influence on the prevalence and dispersal of pathogens to managed and wild bees.” *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*, 18, 184–193.
<https://doi.org/10.1016/J.IJPPAW.2022.05.004>
- Mathiasson, M. E., & Rehan, S. M. (2020). Wild bee declines linked to plant-pollinator network changes and plant species introductions. *Insect Conservation and Diversity*, 13(6). <https://doi.org/10.1111/icad.12429>
- Oldroyd, B. P. (2007). What’s killing American honey bees? *PLoS Biology*, 5(6).
<https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050168>
- Piotraszewska-Pająk, A., & Gliszczyńska-Świgło, A. (2015). Directions of colour changes of nectar honeys depending on honey type and storage conditions. *Journal of Apicultural Science*, 59(2), 51–61. <https://doi.org/10.1515/JAS-2015-0019>

- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(6). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>
- Prazina, N., & Mahmutović, O. (2017). Analysis of biochemical composition of honey samples from Bosnia and Herzegovina. *Int. J. Res. Appl*, 5(3), 73–78.
- Ratiu, I. A., Al-Suod, H., Bukowska, M., Ligor, M., & Buszewski, B. (2020). Correlation study of honey regarding their physicochemical properties and sugars and cyclitols content. *Molecules*, 25(1). <https://doi.org/10.3390/molecules25010034>
- Rybak-Chmielewska, H., Szczesna, T., Waś, E., Jaśkiewicz, K., & Teper, D. (2013). Characteristics of Polish unifloral honeys IV. Honeydew honey, mainly *Abies alba* L. *Journal of Apicultural Science*, 57(1), 51–59.
- Sachok, O. S., & Tsaryk, I. J. (2016). The role of insects in pollination and dissemination of some plant species in high-mountains of the Ukrainian Carpathians. *Studia Biologica*, 10(2), 195–202.
- Sajwani, A. M., Eltayeb, E. A., Farook, S. A., & Patzelt, A. (2007). Sugar and protein profiles of omani honey from muscat and batinah regions of Oman. *International Journal of Food Properties*, 10(4). <https://doi.org/10.1080/10942910601118904>
- Shapla, U. M., Solayman, M., Alam, N., Khalil, M. I., & Gan, S. H. (2018). 5-Hydroxymethylfurfural (HMF) levels in honey and other food products: effects on bees and human health. In *Chemistry Central Journal* (Vol. 12, Issue 1). <https://doi.org/10.1186/s13065-018-0408-3>
- St Clair, A. L., Beach, N. J., & Dolezal ID, A. G. (2022). *Honey bee hive covers reduce food consumption and colony mortality during overwintering.* <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0266219>
- Terrab, A., Escudero, M. L., González-Miret, M. L., & Heredia, F. J. (2004). Colour characteristics of honeys as influenced by pollen grain content: A multivariate study. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 84(4). <https://doi.org/10.1002/jsfa.1668>
- Thrasyvoulou, A., Tananaki, C., Goras, G., Karazafiris, E., Dimou, M., Liolios, V., Kanelis,

- D., & Gounari, S. (2018). Legislation of honey criteria and standards. *Journal of Apicultural Research*, 57(1). <https://doi.org/10.1080/00218839.2017.1411181>
- van der Zee, R., Gray, A., Holzmann, C., Pisa, L., Brodschneider, R., Chlebo, R., Coffey, M. F., Kence, A., Kristiansen, P., Mutinelli, F., Nguyen, B. K., Noureddine, A., Peterson, M., Soroker, V., Topolska, G., Vejsnæs, F., & Wilkins, S. (2013). Standard survey methods for estimating colony losses and explanatory risk factors in *Apis mellifera*. In *Journal of Apicultural Research* (Vol. 52, Issue 4, pp. 1–36). <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.52.4.18>
- Van Der Zee, R., Pisa, L., Andonov, S., Brodschneider, R., Charrière, J. D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Crailsheim, K., Dahle, B., Gajda, A., Gray, A., Drazic, M. M., Higes, M., Kauko, L., Kence, A., Kence, M., Kezic, N., Kiprijanovska, H., Kralj, J., ... Wilkins, S. (2012). Managed honey bee colony losses in Canada, China, Europe, Israel and Turkey, for the winters of 2008-9 and 2009-10. *Journal of Apicultural Research*, 51(1), 100–114. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.51.1.12>
- Yeboue, A. K., Kabran, M. R. G., Sorokina, A. E., Adou, A. D., Kouassi, C. K., Mamyrbekova-Bekro, A. J., & Bekro, Y.-A. (2021). Physical, physicochemical and nutritional profile of honey produced in nine localities in Côte d'Ivoire. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 15(2). <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v15i2.34>
- Yücel, Y., & Sultanoğlu, P. (2013). Characterization of honeys from Hatay Region by their physicochemical properties combined with chemometrics. *Food Bioscience*, 1. <https://doi.org/10.1016/j.fbio.2013.02.001>
- Zattara, E. E., & Aizen, M. A. (2021). Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness. *One Earth*, 4(1). <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.12.005>
- Zhuk, A., Sytnikova, I., Fylypchuk, T., Bahlei, O., Shkrobanets, O., Danihlík, J., Moskalyk, H., Panchuk, I., Burkut, V., Angelstam, P., & Fedoriak, M. (2022). Physicochemical quality indicators of honey: An evaluation in a Ukrainian socioecological gradient. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*, 13(4). <https://doi.org/10.15421/022246>

Література до розділу 7

- Адамовський, О. М. (2006). Сучасний стан і завдання лісокористування в українських Карпатах. *Науковий вісник НЛТУ України*, 16(1), 215–220.
- Адамчук, Л. (2020). *Ефективне використання бджіл для запилення садів та ягідників: методичні рекомендації*. Київ: СТ-Друк.
- Акімов, І., & Дідух Я. (2015). Абсолютна заповідність vs Людина. *Дзеркало тижня*, 28, 14 серпня. <https://zn.ua/ukr/ECOLOGY/absolyutna-zapovidnist-vs-lyudina-.html>
- Амосов, М., Пасюк, О., & Педра Д. (2020). *Масштабні придбання землі в Україні: Профіль країни*. Регіональний координаційний центр Land Matrix у Східній Європі. https://landmatrix.org/documents/88/LM_CP_Ukraine_Final_Ukrainian.pdf
- Балабушевич, Т. (2004). Формування і розвиток етнічних меж українців з молдаванами і румунами. *Магістеріум*, (17), 69–74.
- Бандура, Т. (2018). Роль іноземних інвестицій в економіці прикордонних територій Карпатського регіону. *Історико-політичні проблеми сучасного світу*, (37–38), 158–165.
- Бас, Т. Б., & Загвойська, Л. Д. (2009). Мотиваційні аспекти процесу використання послуг лісових екосистем. *Вісник Суми ДУ. Серія «Економіка»*, 2, 86–92.
- Безпалій, І. Ф. (2011). Обґрунтування одержання забрусного меду. *Технологія виробництва і переробки продукції тваринництва*, 6 (88), 87–90.
- Бек, У. П., & Гатала, В. В. (2023). Про роль місцевих громад у механізмах контролю екологічної політики. *Наукові записки Львівського університету бізнесу та права. Серія економічна. Серія юридична*, (37), 84–88.
- Бойда, С. В. (2013). Напрями удосконалення формування та реалізації стратегічного потенціалу деревообробних підприємств Чернівецької області. *Інвестиції: практика та досвід*, (19), 80–84.
- Бойко, В. О. (2020). Сільський зелений туризм в Україні: проблеми та перспективи. *Агросвіт*, (22), 58–65.
- Водянка, Л. Д. (2016). Інноваційне підприємництво Буковини: стан та

- перспективи розвитку. *Вісник Кам'янець-Подільського національного університету імені Івана Огієнка. Економічні науки*, (11), 110–115.
- Гакман, С. М., Круглашов, А. М., & Нечаєва-Юрійчук, Н. В. (2021). *Конфліктний потенціал Чернівецької області в умовах адміністративно-територіальної реформи та соціально-економічної кризи. Аналітична доповідь*. Технодрук.
- Галатюк, О. Є., & Тушак, С. Ф. (2016). Епізоотологічний моніторинг заразних хвороб медоносних бджіл у північно-західному регіоні України. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія: Ветеринарна медицина, якість і безпека продукції тваринництва*, (237), 372–379
- Годованюк, А. Й. (2023). Війна за життя бджіл: час спрямувати її у правове русло. *Наукові записки Львівського університету бізнесу та права. Серія економічна. Серія юридична*, (37), 364–372.
- Гонта, Д. В. (2023). Апітуризм – інноваційний напрямок сільського зеленого туризму. У *Актуальні проблеми та перспективи розвитку обліку, аналізу та контролю в соціально-орієнтованій системі управління підприємством* (с. 571–573). ПДАУ
- Горніч, М. Л. (2017). *Підсадка і заміна бджолиної матки*.
- Гулак, О. В. (2015). Окремі аспекти державного управління у галузі вітчизняного лісокористування. *Науковий вісник Ужгородського національного університету. Серія: Право*, 22(2), 138–141.
- Гулевець, О. В. (2020). Правове регулювання сільськогосподарської дорадчої діяльності в Україні: найгостріші проблеми сьогодення. *Юридична наука*, 8(110), 66–72. <https://doi.org/10.32844/10.32844/2222-5374-2020-110-8.08>
- Гут, Л. (2020). Оцінка інвестиційної діяльності підприємств Чернівецької області та шляхи її покращення. У І.Р.Лошенко, Р.В.Кравчук (Ред.), *Маркетинг як основа формування стратегії соціально-економічного розвитку прикордонного регіону* (с. 147–150). ЧТЕІ КНТЕУ
- Двикалюк, Р. М., Адамчук Л. О., & Хлебо, Р. (2022). Світове виробництво прополісу. У В. М. Кондратюк, Л. В. Баль-Прилипко, В. І. Корнієнко В. П. Василів, М. М.

- Гудзенко, Я.Бріндза, ... , & М. М. Жеплінська (Ред.). *Наукові здобутки у вирішенні актуальних проблем виробництва та переробки сировини, стандартизації і безпеки продовольства* (с. 23–24). ВВ НУБІП України.
- Джаман, В., Заблотовська, Н., & Джаман, Я. (2020). Географічні аспекти проявів етнічних процесів (крупномасштабне дослідження на матеріалах етноконтактної смуги Чернівецької області). У А. В. Кузишин, Р. Кламар, Р. Плохих, Б. Паб'ян, К. В. Мезенцев, І. П., Ковальчук, Л. П. Царик, М. Я. Сивий, Л. Б. Заставецька, Т. І. Божук, С. І. Задворний (Ред.), *Міждисциплінарні інтеграційні процеси у системі географічної, туризмологічної та екологічної науки* (с. 82–86). Тернопільський національний педагогічний університет імені Володимира Гнатюка.
- Дзюбенко, О. М. (2019). *Інвестиційно-інноваційне забезпечення розвитку лісового сектору України: інституціональні засади та напрями диверсифікації*.
- Дудар, Т. (2020). Розвиток бджільництва в Україні; досягнуті успіхи, необхідність маркетингової кооперації в галузі, стратегія медового бізнесу. *Вісник Тернопільського національного економічного університету*, 2, 36–49.
- Дунаєвський, В. (2022). *Звіт про результати проведення у 2021 році моніторингу та оцінки результативності реалізації Плану заходів з реалізації у 2021–2023 роках Стратегії розвитку Чернівецької області на період до 2027 року* (Звіт Департаменту регіонального розвитку Чернівецької обласної державної адміністрації). <https://bukoda.gov.ua/storage/app/sites/23/strategiia%20rozvytku/zvit-pro-rezultati-provedennya-monitoringu-ta-otsinki-rezultativnosti-realizatsii-planu-zakhodiv-u-2021-rotsixls-arkush1.pdf>
- Єлісеєва, Л. В. (2017). Економічний зміст та види соціального капіталу. *Науковий вісник Херсонського державного університету*, (22), 8–11.
- Загвойська, Л. Д., Нижник, М. С., Сарккі, С., Нижник А. С. & Пелюх, О. Р. (2015). Послуги екосистем верхньої межі лісу в Карпатах очима стейкхолдерів: виклики для адаптивного управління. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (13), 193–200.
- Зароченцева О., Жук А., & Федоряк М. (2020). Вплив бджолозапилення на

- продуктивність та насіннєві характеристики гібридів *Helianthus annuus* L. У *Ефективне бджолозапилення: від підвищення урожайності до збереження біорізноманіття* (с. 37–39). ННЦ Інститут бджільництва імені П. І. Прокоповича.
- Захаров, Д. М. (2020). Вимірювання соціальних нематеріальних активів як фактора впливу на формування соціального капіталу. *Вісник ЖДТУ. Серія: Економіка, управління та адміністрування*, 3(93), 28–34.
- Ільків, Л. А. (2014). Екологічні аспекти дорадчої діяльності. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія: Економіка, аграрний менеджмент, бізнес*, 200(1), 170–173.
- Ільмінська, Л. (2020). *Екосистемні послуги. Запилення рослин комахами*. Ukrainian Nature Conservation Group.
- Кирилов, Ю. Є. (2014). Роль та місце агрохолдингів в подальшому розвитку аграрного сектору економіки України. *Таврійський науковий вісник*, 87, 237–249.
- Кібич, А., & Кібич, І. (2010). Збереження етнокультурних традицій Гуцульщини як запорука сталого розвитку краю. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія географія. Спеціальний випуск : стале природокористування, відходи, проблеми, перспектива*, 1, 430–437.
- Кібич, А., & Кібич, І. (2010). Збереження етнокультурних традицій Гуцульщини як запорука сталого розвитку краю. *Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія географія. Спеціальний випуск : стале природокористування, відходи, проблеми, перспектива*, 1, 430–437.
- Клапчук, В. М. (2009). Сплав лісу на Гуцульщині у другій половині XIX–першій третині XX століть. *Схід*, 2, 65–69.
- Кобів, Ю. Й. (2010). Типи та причини раритетності на прикладі видів рослин Українських Карпат. *Український ботанічний журнал*, 67(6), 832–844.
- Ковалишин, В. (2023). Аналіз реформи лісового господарства України в контексті зміцнення екологічно безпечної економіки держави. *Наукові*

- інновації та передові технології*, 4(18), 275–286.
- Ковязіна, К. О. (2012). Емпіричні характеристики структури соціального капіталу групи державних службовців в українському суспільстві. *Актуальні проблеми соціології, психології, педагогіки*, (15), 80–88.
- Кравченко, М. В. (2015). Забезпечення економічної стійкості підприємств бджільництва [Дис. канд. екон. наук, Дніпропетровський державний аграрно-економічний університет]. <https://www.pdatu.edu.ua/images/naukova-miznarodna-diyalnist/svr/dis-krav.pdf>
- Криницький, Г. Т., & Чернявський, М. В. (2015). Наближене до природи лісівництво – основа сталого ведення лісового господарства в Карпатському регіоні (досвід України і Словаччини). ПП «Коло».
- Криницький, Г. Т., Чернявський, М. В., Дербаль, Ю. Ю., Делеган, І. В., Миклуш, С. І., Парпан, В. І., & Яловіар, П. (2014). *Наближене до природи та багатофункціональне ведення лісового господарства в Карпатському регіоні України та Словаччини*. Ужгород: ПП «Коло».
- Крук, Д., & Стойко, С. (2004). Етнічні групи Карпат і роль заповідних територій у збереженні етнографічної та історико-культурної спадщини гуцульського краю. *Наукові записи Тернопільського національного педагогічного університету. Серія : географія*, 1, 176–180.
- Маслій, І. Г. (2009) Стан ветеринарно-санітарного благополуччя. *Пасіка*, (5), 11.
- Матусевич, О. Б. (2022). Лісівнича характеристика і таксаційна оцінка ялинових деревостанів північно-східного макросхилу Українських Карпат у панівних типах лісу. *Науковий вісник НЛТУ України*, 32(5), 28–35.
- Мельниченко, О. А. (2015). Лісове господарство як об'єкт державного управління. *Теорія та практика державного управління*, (3), 24–30.
- Міщенко, О., Литвиненко, О., Афара, К., & Криворучко, Д. (2020). Вплив структури гнізда і віку бджоломатки на заготівлю бджолами білкового корму. *Вісник аграрної науки*, 98(10), 27–32.
- Мовна, У. (2011). Бджільництво як феномен української обрядової культури в етнографічних студіях середини XIX – початку XXI століття. *Народознавчі*

- зошити, (1), 66–77.
- Мовна, У. (2020). Традиційне бджільництво гуцулів: специфіка виробничої культури. *Народознавчі зошити*, 5(155), 1037–1050.
- Москаль, Ю. В. (2009). Проблеми отримання інформації, накопичення та обміну знаннями в епоху Інтернет-глобалізації. *Психологія і суспільство*, 2, 128–135.
- Назаренко, О. С., & Євстаф'єва, В. О. (2019). Поширення вароозу медоносних бджіл на території Полтавської області. *Вісник Полтавської Державної Аграрної Академії*, 2, 254–260. <https://doi.org/10.31210/visnyk2019.02.34>
- Нів'євський, О., Яворський, П., & Донченко, О. (2021). *Малі фермери та домогосподарства в сільському господарстві та сільській економіці: оцінка їх ролі та заходи з підтримки їх сталого розвитку*. Київська школа економіки
- Обиход, Г. О. (2015). Неурядові екологічні організації на території України: типологія, діяльність і стратегічні орієнтири розвитку. *Науковий вісник Міжнародного гуманітарного університету. Серія: Економіка і менеджмент*, (10), 204–207.
- Ольчак, М. (2017). *Партисипативне стратегічне планування в органах місцевого самоврядування*. Посібник для об'єднаних територіальних громад. Варшава, Фонд розвитку місцевої демократії
- Осланд, О., Дейнеко, О., Філіппова, О., & Кропп, С. (2022). Реформи і соціальна згуртованість у прикордонних регіонах України в оцінках громадян. *Ідеологія і політика*, 3(22), 191–221.
- Осланд, О., Філіппова, О., Дейнеко, О., & Запорожченко, Р. (2022). Децентралізація, соціальна згуртованість та етнокультурна різноманітність у прикордонних регіонах України. *Ідеологія і політика*, 3(22), 118–140.
- Порошно, Н. В. (2016). Розвиток лісового кластеру Карпатського регіону України. У О. В. Горняк, І. А. Ломачинська *Стратегічні пріоритети соціально-економічного розвитку в умовах інституційних перетворень глобального середовища* (68–69). ОНУ.
- Резник, В. М. (2017). Аналіз та перспективи розвитку бджільництва в Україні (Оглядова). *Науково-технічний бюлетень*, (117), 119–126.

- Рендюк, Т. (2019) Українці Румунії: етнокультурна історія і сучасний стан. *Народна творчість та етнологія*, 4(380), 5–15.
- Рибак, А. І., & Азарова, І. Б. (2017). Управління зацікавленими сторонами в проектному менеджменті. ОДАБА
- Савенкова, С. (2013). Вітчизняний досвід використання маркетингових технологій у діяльності органів місцевого самоврядування. *Державне управління та місцеве самоврядування*, (2), 243–252.
- Соловій, І. (2016). Оцінка послуг екосистем, забезпечуваних лісами України, та пропозиції щодо механізмів плати за послуги екосистем (Звіт по проекту ENPI East FLEG II): http://sfmu.org.ua/files/Soloviy_2016b.pdf.
- Соловій, І. П., & Лесюк, Г. М. (2016). Особливості державно-приватного партнерства в умовах реформування системи управління лісами та лісовим господарством України. *Вісник Одеського національного університету. Серія: Економіка*, 21(8), 89–93.
- Стегній, О. Г. (2016). Соціологічна рефлексія екологічної проблематики: проміжні результати 25-річного спостереження. *Український соціум*, (3), 42–57.
- Стратегія розвитку Чернівецької області на період до 2027 року (2020). Чернівецька обласна рада. <https://bukoda.gov.ua/storage/app/sites/23/uploaded-files/strategia-chemivetska-2027.pdf>
- Тарасова, О. (2022). Сучасні тренди інноваційно-інвестиційного забезпечення розвитку еколого-орієнтованої економіки. *Вісник Хмельницького національного університету. Серія: економічні науки*, 5(1), 189–196.
- Тимчук К. Ю. (2021). *Артроподоіндикація деструктивних соціальних та агровиробничих впливів на екологічні системи* [Дис. д-ра. філософії за спец. 101 – Екологія, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара].
- Федоряк, М. М., Тимочко, Л. І., Кульманов, О. М., Шкробанець, О. О., Жук, А. В., Дронь, Ю. С., Делі, О. Ф., Подобівський, С. С., Мельниченко, Г. М., Легета, У. В., & Холівчук, А. М. (2019). Результати щорічного моніторингу втрат бджолиних колоній в Україні: зимівля 2017–2018 рр. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 11(1), 60–70.

- Федоряк, М. М., Тимочко, Л. І., Шкробанець, О. О., Жук, А. В., Делі, О. Ф., Подобівський, С. С., ... & Зароченцева, О. Д. (2021). Результати стандартизованого опитування бджолярів щодо втрат колоній *Apis mellifera* L. в Україні після зимівлі 2018–2019 рр. *Вісник Харківського національного університету імені ВН Каразіна Серія "Екологія"*, (23), 124–138.
- Федоряк, М. М., Тимочко, Л. І., Шкробанець, О. О., Жук, А. В., Миколайчук, В. Г., Делі, О. Ф., ... & Сосновський, К. С. (2022). Втрати бджолиних колоній в Україні: результати після зимівлі 2020–2021 роках. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 14(1), 45–55.
- Федоряк, М. М., Филипчук, Т. В., Жук, А. В., Тимчук, К. Ю., & Холівчук, А. М. (2020). Протівароозні ветеринарні препарати на ринку України в контексті аналізу факторів ризику для медоносних бджіл. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*, (23), 102–117.
- Філіппова, О., & Дейнеко, О. (2022). Політика ідентичності в прикордонних регіонах України. *Ідеологія і політика*, 3, 171–190.
- Химинець, В. В. (2013). Карпатський єврорегіон у контексті євроінтеграційних планів України. *Економіка природокористування і охорони довкілля*. 2013, 154–159.
- Хрик, В. М. (2022). *Підготовка майбутніх фахівців лісового господарства до професійної діяльності: теорія, методика, практика*. Біла Церква: Середняк Т. К.
- Чернявський, М. В. (2012). Наближене до природного лісівництво як система сучасного ведення лісового господарства. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія: Лісівництво та декоративне садівництво*, 171 (1), 253–259.
- Чернявський, М., Криницький, Г., & Парпан, В. (2011). Наближене до природи ведення лісового господарства в Україні. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (9), 29–35.
- Шворак, А., & Філюк, Д. (2021). Вплив екосистемних послуг на активізацію розвитку

- сільськогосподарського виробництва. *Економічний часопис Волинського національного університету імені Лесі Українки*, 1(25), 37–51.
- Шевченко, Ф. П. (Ред.). (1980). *Нариси з історії Північної Буковини*. Наукова думка
- Яремко, О. П. (2021). Методологічний базис формування системи управління лісового господарства Подільського економічного регіону. *Інвестиції: практика та досвід*, (11), 29–34.
- Agger, A., & Jensen, J. O. (2015). Area-based initiatives – And their work in bonding, bridging and linking social capital. *European Planning Studies*, 23(10), 2045–2061. <https://doi.org/10.1080/09654313.2014.998172>
- Amiri, E., Strand, M. K., Rueppell, O., & Tarpy, D. R. (2017). Queen quality and the impact of honey bee diseases on queen health: Potential for interactions between two major threats to colony health. *Insects*, 8(2), 48. <https://doi.org/10.3390/insects8020048>
- Andersson, E., Nykvist, B., Malinga, R., Jaramillo, F., & Lindborg, R. (2015). A social-ecological analysis of ecosystem services in two different farming systems. *Ambio*, 44(1), 102–112. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0603-y>
- Angelstam, P., Albulescu, A.-C., Andrianambinina, O. D. F., Aszalós, R., Borovichev, E., Cardona, W. C., Dobrynin, D., Fedoriak, M., Firm, D., Hunter, M. L., Jr., de Jong, W., Lindenmayer, D., Manton, M., Monge, J. J., Mezei, P., Michailova, G., Brenes, C. L. M., Pastur, G. M., Petrova, O. V., ... Zlatanov, T. (2021). Frontiers of protected areas versus forest exploitation: Assessing habitat network functionality in 16 case study regions globally. *Ambio*, 50(12), 2286–2310. <https://doi.org/10.1007/s13280-021-01628-5>
- Angelstam, P., Asplund, B., Bastian, O., Engelmark, O., Fedoriak, M., Grunewald, K., Ibisch, P. L., Lindvall, P., Manton, M., Nilsson, M., Nilsson, S. B., Roberntz, P., Shkaruba, A., Skoog, P., Soloviy, I., Svoboda, M., Teplyakov, V., Tivell, A., Westholm, E., ... Öster, L. (2022). Tradition as asset or burden for transitions from forests as cropping systems to multifunctional forest landscapes: Sweden as a case study. *Forest Ecology and Management*, 505.

- <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119895> Wos, B. (2014). Api-tourism in Europe. *Journal of Environmental and Tourism Analyses*, 2(1), 66.
- Angelstam, P., Fedoriak, M., Cruz, F., Muñoz-Rojas, J., Yamelnyets, T., Manton, M., Washbourne, C. L., Dobrynin, D., Izakovičova, Z., Jansson, N., Jaroszewicz, B., Kanka, R., Kavtarishvili, M., Kopperoinen, L., Lazdinis, M., Metzger, M. J., Özüt, D., Pavloska Gjorgjieska, D., Sijtsma, F. J., ... Zhuk, A. (2021). Meeting places and social capital supporting rural landscape stewardship: A pan-european horizon scanning. *Ecology and Society*, 26(1). <https://doi.org/10.5751/ES-12110-260111>
- Angelstam, P., Fedoriak, M., Cruz, F., Muñoz-Rojas, J., Yamelnyets, T., Manton, M., Washbourne, C. L., Dobrynin, D., Izakovičova, Z., Jansson, N., Jaroszewicz, B., Kanka, R., Kavtarishvili, M., Kopperoinen, L., Lazdinis, M., Metzger, M. J., Özüt, D., Pavloska Gjorgjieska, D., Sijtsma, F. J., ... Zhuk, A. (2021). Meeting places and social capital supporting rural landscape stewardship: A pan-european horizon scanning. *Ecology and Society*, 26(1). <https://doi.org/10.5751/ES-12110-260111>
- CMDv (Co-ordination Group for Mutual Recognition and Decentralised Procedures – Medical). (2018). *Authorised bee products: Situation in Europe*. https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/724720/1.4.1.7_QA76_Bee_products_in_EU_0.40.pdf
- Angelstam, P., Manton, M., Yamelnyets, T., Fedoriak, M., Albulescu, A.-C., Bravo, F., Cruz, F., Jaroszewicz, B., Kavtarishvili, M., Muñoz-Rojas, J., Sijtsma, F., Washbourne, C.-L., Agnoletti, M., Dobrynin, D., Izakovicova, Z., Jansson, N., Kanka, R., Kopperoinen, L., Lazdinis, M., ... Zagidullina, A. (2020). Maintaining natural and traditional cultural green infrastructures across Europe: Learning from historic and current landscape transformations. *Landscape Ecology*, 36(2), 637–663. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01161-y>
- Aryal, S., Ghosh, S., & Jung, C. (2020). Ecosystem services of honey bees; regulating, provisioning and cultural functions. *Journal of Apiculture*, 35(2), 119–128. <https://doi.org/10.17519/apiculture.2020.06.35.2.119>
- Bergamini, N., & Triomphe, B. (2022) *Stakeholder mapping as a key step towards*

- establishing Agroecological Living Landscapes*. Presented at Agroecology Initiative, 29 December 2022. 41 sl.
- Berkes, F. (2009). Evolution of co-management: Role of knowledge generation, bridging organizations and social learning. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1692–1702. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.001>
- Berthet, E. T., Bretagnolle, V., & Gaba, S. (2022). Place-based social-ecological research is crucial for designing collective management of ecosystem services. *Ecosystem Services*, 55, 101426. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101426>
- Bretagnolle, V., Berthet, E., Gross, N., Gauffre, B., Plumejeaud, C., Houte, S., Badenhauesser, I., Monceau, K., Allier, F., Monestiez, P., & Gaba, S. (2018). Towards sustainable and multifunctional agriculture in farmland landscapes: Lessons from the integrative approach of a French LTSER platform. *Science of The Total Environment*, 627, 822–834. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.142>
- Brittain, C., Williams, N., Kremen, C., & Klein, A.-M. (2013). Synergistic effects of non-*Apis* bees and honey bees for pollination services. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280(1754), 20122767. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2767>
- Brodschneider, R., Brus, J., & Danihlík, J. (2019). Comparison of apiculture and winter mortality of honey bee colonies (*Apis mellifera*) in Austria and Czechia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 274, 24–32. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2019.01.002>
- Brodschneider, R., Gray, A., van der Zee, R., Adjlane, N., Brusbardis, V., Charrière, J. D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Crailsheim, K., Dahle, B., Danihlík, J., Danneels, E., de Graaf, D. C., Dražić, M. M., Fedoriak, M., Forsythe, I., Golubovski, M., Gregorc, A., Grzęda, U., ... Woehl, S. (2016). Preliminary analysis of loss rates of honey bee colonies during winter 2015/16 from the COLOSS survey. *Journal of Apicultural Research*, 55(5). <https://doi.org/10.1080/00218839.2016.1260240>
- Burton, P. J., Messier, C., Smith, D.W., & Adamowicz W. L. (2003). *Towards sustainable management of the Boreal Forest*. NRC Research Press.
- Caillaud, S., & Kalampalikis, N. (2013). Focus groups and ecological practices: A

- psychosocial approach. *Qualitative Research in Psychology*, 10(4), 382–401.
<https://doi.org/10.1080/14780887.2012.674176>
- Carrasco De La Cruz, P. M. (2021). The knowledge status of coastal and marine ecosystem services – Challenges, limitations and lessons learned from the application of the ecosystem services approach in management. *Frontiers in Marine Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.684770>
- Cass, R. P., Hodgson, E. W., O’Neal, M. E., Toth, A. L., & Dolezal, A. G. (2022). Attitudes about honey bees and pollinator-friendly practices: A survey of Iowan beekeepers, farmers, and landowners. *Journal of Integrated Pest Management*, 13(1). <https://doi.org/10.1093/jipm/pmac027>
- Cornwall, A., & Jewkes, R. (1995). What is participatory research? *Social Science and Medicine*, 14, 1667–1676. [https://doi.org/10.1016/0277-9536\(95\)00127-S](https://doi.org/10.1016/0277-9536(95)00127-S)
- Dainat, B., Evans, J. D., Chen, Y. P., Gauthier, L., & Neumann, P. (2012). Dead or alive: Deformed wing virus and *Varroa destructor* reduce the life span of winter honeybees. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(4), 981–987.
<https://doi.org/10.1128/AEM.06537-11>
- Dick, J., Orenstein, D. E., Holzer, J. M., Wohner, C., Achard, A. L., Andrews, C., Avriel-Avni, N., Beja, P., Blond, N., Cabello, J., Chen, C., Díaz-Delgado, R., Giannakis, G. v., Gingrich, S., Izakovicova, Z., Krauze, K., Lamouroux, N., Leca, S., Melecis, V., ... van Ryckegem, G. (2018). What is socio-ecological research delivering? A literature survey across 25 international LTSER platforms. *Science of The Total Environment*, 622–623, 1225–1240.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2017.11.324>
- Driskell, R. B., & Lyon, L. (2002). Are virtual communities true communities? Examining the environments and elements of community. *City & Community*, 1(4), 373–390. <https://doi.org/10.1111/1540-6040.00031>
- Elbakidze, M., & Angelstam, P. (2007). Implementing sustainable forest management in Ukraine’s Carpathian Mountains: The role of traditional village systems. *Forest Ecology and Management*, 249(1–2), 28–38.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.003>

- Etxegarai-Legarreta, O., & Sanchez-Famoso, V. (2022). The role of beekeeping in the generation of goods and services: The interrelation between environmental, socioeconomic, and sociocultural utilities. *Agriculture*, 12(4), 551. <https://doi.org/10.3390/agriculture12040551>
- European Commission. (2021). *New EU Forest Strategy for 2030. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, COM(2021) 572 Final*; European Commission: Brussels, Belgium
- Fedoriak M. M., Zhuk A. V., Kulmanov O. M., Moskalyk G. G., Angelstam P. K., Valasiuk S. (2019). Exploring beekeepers perceived factors affecting beekeeping in traditionally and intensively managed Ukrainian landscapes In *Environmental Knowledge and Policy Innovation between East and West. Lessons Learned and not.* (p. 54–56). Varaksin A.N.
- Fedoriak, M., Kulmanov, O., Zhuk, A., Shkrobanets, O., Tymchuk, K., Moskalyk, G., Olendr, T., Yamelynets, T., & Angelstam, P. (2021). Stakeholders' views on sustaining honey bee health and beekeeping: The roles of ecological and social system drivers. *Landscape Ecology*, 36(3), 763–783. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01169-4>
- Firth, C., Maye, D., & Pearson, D. (2011). Developing “community” in community gardens. *Local Environment*, 16(6), 555–568. <https://doi.org/10.1080/13549839.2011.586025>
- Gray, S. A., Gray, S., De Kok, J. L., Helfgott, A. E. R., O'Dwyer, B., Jordan, R., & Nyaki, A. (2015). Using fuzzy cognitive mapping as a participatory approach to analyze change, preferred states, and perceived resilience of social-ecological systems. *Ecology and Society*, 20(2). <https://doi.org/10.5751/es-07396-200211>
- Gray, S., Chan, A., Clark, D., & Jordan, R. (2012). Modeling the integration of stakeholder knowledge in social-ecological decision-making: benefits and limitations to knowledge diversity. *Ecological Modelling*, 229, 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.09.011>
- Guerrey, A. D., Ruckelshaus, M. H., Arkema, K. K., Bernhardt, J. R., Guannel, G., Kim, C.-

- K., Marsik, M., Papenfus, M., Toft, J. E., Verutes, G., Wood, S. A., Beck, M., Chan, F., Chan, K. M. A., Gelfenbaum, G., Gold, B. D., Halpern, B. S., Labiosa, W. B., Lester, S. E., ... Spencer, J. (2012). Modeling benefits from nature: Using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 8(1–2), 107–121. <https://doi.org/10.1080/21513732.2011.647835>
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R. S., & van Ierland, E. C. (2006). Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57(2). <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.04.005>
- Hung, K.-L. J., Kingston, J. M., Albrecht, M., Holway, D. A., & Kohn, J. R. (2018). The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1870), 20172140. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2140>
- Izquierdo-Gascón, M., & Rubio-Gil, Á. (2022). Theoretical approach to Api-tourism routes as a paradigm of sustainable and regenerative rural development. *Journal of Apicultural Research*, 1–16.
- Jacques, A., Laurent, M., Ribière-Chabert, M., Saussac, M., Bougeard, S., Budge, G. E., Hendriks, P., Chauzat, M. P., de Graaf, D., Estelle, M., Kim, N. B., Sophie, R., Stefan, R., van der Stede, Y., Tina, T., Per, K., Kärt, J., Merle, K., Arvi, R., ... Emmanuel, G. (2017). A pan-European epidemiological study reveals honey bee colony survival depends on beekeeper education and disease control. *PLoS ONE*, 12(3). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172591>
- Jeffres, L. W., Bracken, C. C., Jian, G., & Casey, M. F. (2009). The impact of third places on community quality of life. *Applied Research in Quality of Life*, 4(4), 333–345. <https://doi.org/10.1007/s11482-009-9084-8>
- Klatt, B. K., Holzschuh, A., Westphal, C., Clough, Y., Smit, I., Pawelzik, E., & Tscharntke, T. (2014). Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1775), 20132440.
- Klein, A. M., Boreux, V., Fornoff, F., Mupepele, A. C., & Pufal, G. (2018). Relevance

- of wild and managed bees for human well-being. *Current Opinion in Insect Science*, 26, 82–88.
- Kuuluvainen, T., Angelstam, P., Frelich, L., Jõgiste, K., Koivula, M., Kubota, Y., Lafleur, B., & Macdonald, E. (2021). Natural disturbance-based forest management: Moving beyond retention and continuous-cover forestry. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.629020>
- Law, E. A., Bryan, B. A., Meijaard, E., Mallawaarachchi, T., Struebig, M. J., Watts, M. E., & Wilson, K. A. (2016). Mixed policies give more options in multifunctional tropical forest landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 51–60. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12666>
- Liu, Q., Sun, X., Wu, W., Liu, Z., Fang, G., & Yang, P. (2022). Agroecosystem services: A review of concepts, indicators, assessment methods and future research perspectives. *Ecological Indicators*, 142, 109218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109218>
- Loft, L., Mann, C., & Hansjürgens, B. (2015). Challenges in ecosystem services governance: Multi-levels, multi-actors, multi-rationalities. *Ecosystem Services*, 16, 150–157. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2015.11.002>
- Lynam, T., & Brown, K. (2012). Mental models in human-environment interactions: Theory, policy implications, and methodological explorations. *Ecology and Society*, 17(3). <https://doi.org/10.5751/es-04257-170324>
- Mattalia, G., Stryamets, N., Balázs, Á., Molnár, G., Gliga, A., Pieroni, A., Sõukand, R., & Reyes-García, V. (2022). Hutsuls' perceptions of forests and uses of forest resource in Ukrainian and Romanian Bukovina. *International Forestry Review*, 24(3), 393–410. <https://doi.org/10.1505/146554822835941887>
- Mattalia, G., Stryamets, N., Pieroni, A., & Sõukand, R. (2020). *Knowledge transmission patterns at the border: Ethnobotany of Hutsuls living in the Carpathian Mountains of Bukovina (SW Ukraine and NE Romania)*. Research Square Platform LLC. <http://dx.doi.org/10.21203/rs.3.rs-24160/v1>
- McGinnis, M. D., & Ostrom, E. (2014). Social-ecological system framework: Initial changes and continuing challenges. *Ecology and Society*, 19(2).

- <https://doi.org/10.5751/ES-06387-190230>
- Moen, J., Rist, L., Bishop, K., Chapin, F. S., III, Ellison, D., Kuuluvainen, T., Petersson, H., Puettmann, K. J., Rayner, J., Warkentin, I. G., & Bradshaw, C. J. A. (2014). Eye on the Taiga: Removing global policy impediments to safeguard the boreal forest. *Conservation Letters*, 7(4), 408–418. <https://doi.org/10.1111/conl.12098>
- Nagendra, H., & Ostrom, E. (2012). Polycentric governance of multifunctional forested landscapes. *International Journal of the Commons*, 6(2), 104. <https://doi.org/10.18352/ijc.321>
- Natcher, D. C., Davis, S., & Hickey, C. G. (2005). Co-Management: Managing relationships, not resources. *Human Organization*, 64(3), 240–250. <https://doi.org/10.17730/humo.64.3.23yfnkrl2ylapjxw>
- Nyumba, T. O., Wilson, K., Derrick, C. J., & Mukherjee, N. (2018). The use of focus group discussion methodology: Insights from two decades of application in conservation. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(1), 20–32. <https://doi.org/10.1111/2041-210x.12860>
- Özesmi, U., & Özesmi, S. L. (2004). Ecological models based on people's knowledge: a multi-step fuzzy cognitive mapping approach. *Ecological modelling*, 176(1–2), 43–64. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.10.027>
- Page, G., & Bellotti, B. (2015). Farmers value on-farm ecosystem services as important, but what are the impediments to participation in PES schemes? *Science of The Total Environment*, 515–516, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.029>
- Papa, G., Maier, R., Durazzo, A., Lucarini, M., Karabagias, I. K., Plutino, M., Bianchetto, E., Aromolo, R., Pignatti, G., Ambrogio, A., Pellecchia, M., & Negri, I. (2022). The honey bee *Apis mellifera*: An insect at the interface between human and ecosystem health. *Biology*, 11(2), 233. <https://doi.org/10.3390/biology11020233>
- Patel, V., Pauli, N., Biggs, E., Barbour, L., & Boruff, B. (2021). Why bees are critical for achieving sustainable development. *Ambio*, 50(1), 49–59.

- Puettmann, K. J., Coates, K. D., & Messier, C. C. (2008). *A critique of silviculture: managing for complexity*. Island press.
- RankingRoyals (2021). Largest Natural Honey Producers (Top 115 Countries). <https://rankingroyals.com/agriculture/largest-natural-honey-producers-top-115-countries/>
- Raum, S. (2018). A framework for integrating systematic stakeholder analysis in ecosystem services research: Stakeholder mapping for forest ecosystem services in the UK. *Ecosystem Services*, 29, 170–184. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2018.01.001>
- Raum, S., & Potter, C. (2015). Forestry paradigms and policy change: The evolution of forestry policy in Britain in relation to the ecosystem approach. *Land Use Policy*, 49, 462–470. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.08.021>
- Robertson, G. Ph., Gross, K. L., Hamilton, S. K., Landis, D. A., Schmidt, T. M., Snapp, S. S., & Swinton, S. M. (2014). Farming for ecosystem services: An ecological approach to production agriculture. *BioScience*, 64(5), 404–415. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu037>
- Ruckelshaus, M., McKenzie, E., Tallis, H., Guerry, A., Daily, G., Kareiva, P., Polasky, S., Ricketts, T., Bhagabati, N., Wood, S. A., & Bernhardt, J. (2015). Notes from the field: Lessons learned from using ecosystem service approaches to inform real-world decisions. *Ecological Economics*, 115, 11–21. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.07.009>
- Sattler, C., Barghusen, R., Bredemeier, B., Dutilly, C., & Prager, K. (2023). Institutional analysis of actors involved in the governance of innovative contracts for agri-environmental and climate schemes. *Global Environmental Change*, 80, 102668. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102668>
- Schäfer, M. O., Ritter, W., Pettis, J. S., & Neumann, P. (2010). Winter losses of honeybee colonies (Hymenoptera: Pidae): the role of infestations with *Aethina tumida* (Coleoptera: Nitidulidae) and *Varroa destructor* (Parasitiformes: Varroidae). *Journal of Economic Entomology*, 103(1), 10–16. <https://doi.org/10.1603/EC09233>

- Schäfer, M. O., Ritter, W., Pettis, J. S., & Neumann, P. (2010). Winter losses of honeybee colonies (Hymenoptera: Pidae): the role of infestations with *Aethina tumida* (Coleoptera: Nitidulidae) and *Varroa destructor* (Parasitiformes: Varroidae). *Journal of Economic Entomology*, 103(1), 10–16. <https://doi.org/10.1603/EC09233>
- Seitz, N., Traynor, K. S., Steinhauer, N., Rennich, K., Wilson, M. E., Ellis, J. D., Rose, R., Tarpy, D. R., Sagili, R. R., Caron, D. M., Delaplane, K. S., Rangel, J., Lee, K., Baylis, K., Wilkes, J. T., Skinner, J. A., Pettis, J. S., & vanEngelsdorp, D. (2015). A national survey of managed honey bee 2014–2015 annual colony losses in the USA. *Journal of Apicultural Research*, 54(4). <https://doi.org/10.1080/00218839.2016.1153294>
- Sinha, E., Calvin, K. V., Kyle, P. G., Hejazi, M. I., Waldhoff, S. T., Huang, M., Vishwakarma, S., & Zhang, X. (2022). Implication of imposing fertilizer limitations on energy, agriculture, and land systems. *Journal of Environmental Management*, 305, 114391. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114391>
- Slocum, N. (2003). *Participatory methods toolkit: A practitioner's manual*. Brussels, Belgium: King Baudouin Foundation
- Slovák, Ľ., Daněk, J., & Daněk, T. (2023). The use of focus groups in cultural ecosystem services research: A systematic review. *Humanities and Social Sciences Communications*, 10(1). <https://doi.org/10.1057/s41599-023-01530-3>
- Sperandio, G., Simonetto, A., Carnesecchi, E., Costa, C., Hatjina, F., Tosi, S., & Gilioli, G. (2019). Beekeeping and honey bee colony health: A review and conceptualization of beekeeping management practices implemented in Europe. *Science of the Total Environment*, 696, 133795.
- Stein, K., Coulibaly, D., Stenchly, K., Goetze, D., Porembski, S., Lindner, A., ... & Linsenmair, E. K. (2017). Bee pollination increases yield quantity and quality of cash crops in Burkina Faso, West Africa. *Scientific Reports*, 7(1), 17691.
- Stewart, D. W., & Shamdasani, P. N. (2014). *Focus groups: Theory and practice*. SAGE Publications, Incorporated
- Stryamets, N., Mattalia, G., Pieroni, A., & Söukand, R. (2022). “Mushrooms (and a

- cow) are A Means of Survival for Us”: Dissimilar Ethnomycological Perspectives among Hutsuls and Romanians Living Across The Ukrainian-Romanian Border. *Environmental Management*, 72(2), 363–381. <https://doi.org/10.1007/s00267-022-01619-6>
- Tang, J., Ma, C., Shi, W., Chen, X., Liu, Z., Wang, H., & Chen, C. (2020). A national survey of managed honey bee colony winter losses (*Apis mellifera*) in China (2013-2017). *Diversity*, 12(9). <https://doi.org/10.3390/D12090318>
- Traynor, K. S., Mondet, F., de Miranda, J. R., Techer, M., Kowallik, V., Oddie, M. A. Y., Chantawannakul, P., & McAfee, A. (2020). *Varroa destructor*: A complex parasite, crippling honey bees worldwide. *Trends in Parasitology*, 36(7), 592–606. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2020.04.004>
- Traynor, K. S., Mondet, F., de Miranda, J. R., Techer, M., Kowallik, V., Oddie, M. A. Y., Chantawannakul, P., & McAfee, A. (2020). *Varroa destructor*: A complex parasite, crippling honey bees worldwide. *Trends in Parasitology*, 36(7), 592–606. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2020.04.004>
- Triviño, M., Pohjanmies, T., Mazziotta, A., Juutinen, A., Podkopaev, D., Le Tortorec, E., & Mönkkönen, M. (2016). Optimizing management to enhance multifunctionality in a boreal forest landscape. *Journal of Applied Ecology*, 54(1), 61–70. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12790>
- Tymchuk K. Yu., Zhuk A. V., Fedoriak M. M. (2023). Anti-varroosis veterinary drugs, available to ukrainian beekeepers. In Komarytskyy M. L. (Ed.). *Science and technology: problems, prospects and innovations* (p. 8–13). CPN Publishing Group
- Villamor, G. B., Palomo, I., Santiago, C. A. L., Oteros-Rozas, E., & Hill, J. (2014). Assessing stakeholders’ perceptions and values towards social-ecological systems using participatory methods. *Ecological Processes*, 3(1). <https://doi.org/10.1186/s13717-014-0022-9>
- Wam, H. K., Bunnefeld, N., Clarke, N., & Hofstad, O. (2016). Conflicting interests of ecosystem services: Multi-criteria modelling and indirect evaluation of trade-offs between monetary and non-monetary measures. *Ecosystem Services*, 22, 280–

288. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.003>
- Wellman, B. (2001). Physical place and cyberplace: The rise of personalized networking. *International Journal of Urban and Regional Research*, 25(2), 227–252. <https://doi.org/10.1111/1468-2427.00309>
- White, C. M., Mangubhai, S., Rumetna, L., & Brooks, C. M. (2022). The bridging role of non-governmental organizations in the planning, adoption, and management of the marine protected area network in Raja Ampat, Indonesia. *Marine Policy*, 141, 105095. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2022.105095>
- Zhuk, P., & Demedyuk, O. (2018). Ways of economic development intensification in the rural mountain areas of Ukraine. *Agricultural Economics and Rural Development*, 15(1), 43–51.

Література до розділу 8

- Андрієнко, О. О., Жужа, О. О., & Андрієнко, А. Л. (2016). Причини невиводженості насіння та кошика соняшнику. *Пропозиція*, 3, 60–68.
- Беспалько, Р., Мирончук, К., & Гуцул, Т. (2023). Основні періоди розвитку полезахисних лісових смуг на території України. *Містобудування та територіальне планування*, (82), 17–29.
- Бойко, П. М. (2017). Сучасні тенденції та проблеми розвитку екомережі України та Херсонської області. *Таврійський науковий вісник*, (98), 178–184.
- Борисенко, В. В. (2016). Продуктивність різностиглих гібридів соняшника залежно від густоти посіву та ширини міжрядь у Лісостепу Правобережному [Дис. канд. с/г. наук, Уманський національний університет садівництва].
- Брич, В., Галиш, Н., & Борисяк, О. (2020). *Стратегія управління підприємством з виробництва біопалива*.
- Вальчук-Оркуша, О. М. (2018). Дорожні мікроосередкові процеси. У Г. І. Денисик (Ред.). *Антропогенні мікроосередки* (с. 15–17). Вінницький державний педагогічний університет імені Михайла Коцюбинського.
- Гладкий, Ф., & Тарадайченко, М. (2012). Удосконалення технології переробки

- насіння соняшнику на олієдобуваючому підприємстві. *Вісник Національного технічного університету «ХПІ»*. Серія: Нові рішення у сучасних технологіях, 17, 103–106.
- Гладун, Г. Б., & Дем'яненко, Л. В. (2009). Формування сучасних агролісоландшафтів північно-східної частини України. *Лісівництво і агролісомеліорація*, 115, 167–175.
- Железна, Т. А., Баштовий, А. І., & Гелетука, Г. Г. (2016). Аналіз додаткових джерел деревного палива в Україні. *Промислова теплотехніка*, 38(4), 71–77.
- Железна, Т. А., Баштовий, А. І., & Гелетука, Г. Г. (2016а). Аналіз додаткових джерел деревного палива в Україні. Аналітична записка № 15 Біоенергетичної асоціації України, <http://www.uabio.org/img/files/docs/position-paperuabio-15-ua.pdf>
- Жук, А. В., & Зароченцева, О. Д. (2021). Особливості світлового забруднення навколишнього середовища Чернівецької області. *Український гідрометеорологічний журнал*, 27, 66–75.
- Жук, А., & Мишілюк, І. І. (2022). Особливості мережі придорожніх екотонів захисного типу Чернівецької області. *Екологічні науки*, 4(430), 12–18.
- Зароченцева О., Жук А., & Федоряк М. (2020). Вплив бджолозапилення на продуктивність та насіннєві характеристики гібридів *Helianthus annuus* L. У *Ефективне бджолозапилення: від підвищення урожайності до збереження біорізноманіття* (с. 37–39). ННЦ Інститут бджільництва імені П. І. Прокоповича.
- Зароченцева О., Жук А., & Черлінка Л. (2021). Бджоловідвідування окремих гібридів соняшника в умовах Передкарпаття. У *Сучасне бджільництво: проблеми, досвід, нові технології* (с.10–11) ННЦ Інститут бджільництва імені П. І. Прокоповича.
- Зароченцева, О. Д., Жук, А. В., Федоряк, М. М., Черлінка, Л. В., Твердохліб, М. В., Герасимюк, П. В., & Черлінка, В. Р. (2022). Вплив комахозапилення на вихід та олійність насіння гібридів *Helianthus annuus* L. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 14(1), 62–71.
- Зароченцева, О., Черлінка, Л., Жук, А., Черлінка, В., Герасимюк, П., & Федоряк,

- М. (2022). Вплив комахозапилення на насіннєві характеристики та врожайність гібридів соняшника. *Науково-виробничий журнал «Бджільництво України»*, 1(9), 46–56.
- Коваленко, В. Л., & Романенко, Л. І. (2015). Ветеринарні препарати для профілактики та лікування інфекційних хвороб бджіл. *Науково-виробничий журнал «Бджільництво України»*, (1), 41–46.
- Ковальський, Ю. В., Дружбяк, А. Й., & Ковальська, Л. М. (2023). Технологія підготовки медоносних бджіл до періоду гіпобіозу. *Achievements and research prospects in animal husbandry and veterinary medicine*, 10, 185–193. DOI <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-316-3-12>
- Конякін, С. М. (2014). Регіональна екомережа Черкаської області: географічні аспекти формування і розвитку. *Фізична географія та геоморфологія*, (3), 89–100.
- Кравчук, О. (2021). Мед і його якість. *Norwegian Journal of Development of the International Science*, (55), 3–7.
- Кулинич, І. М., & Соловйова, Т. М. (2021). Вплив бджолозапилення на насіннєву продуктивність соняшнику. *Науково-виробничий журнал «Бджільництво України»*, 1(6). <https://doi.org/10.46913/beekeepingjournal.2021.6.07>
- Курило, В. Л., Рахметов, Д. Б., & Кулик, М. І. (2018). Біологічні особливості та потенціал урожайності енергетичних культур родини тонконогових в умовах України. *Вісник Полтавської державної аграрної академії*, (1), 11–17.
- Лобченко, Г. О. (2014). Просторова оптимізація системи поєднання лісових смуг. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія: Лісівництво та декоративне садівництво*, 98 (2), 182–190.
- Обшта, А., Сорока, І., & Руда, М. (2016). Антропогенна трансформація властивостей екотонів захисного типу на шляхах залізничного транспорту. *Вимірвальна техніка та метрологія*, (77), 165–176.
- П'ясківський, В. М., Вербельчук, С. П., & Вербельчук, Т. В. (2019). Причини виникнення та шляхи запобігання отруєння бджіл пестицидами. У *Органічне виробництво і продовольча безпека* (с. 313–318). ЖНАЕУ

- Паламарчук, В. Д., & Підлубний, В. Ф. (2021). Продуктивність гібридів соняшнику залежно від елементів технології вирощування. *Сільське господарство та лісівництво*, 3(22), 29–44.
- Петришин, Н., & Руда, М. (2020). Екосистемний принцип моніторингу та сільватизації консорції екотонів різного типу. У *Modern science: problems and innovations* (с. 39–42).
- Приходько, С. А., & Чиркова, О. В. (2009). Ефективність функціонування лісосмуг як екологічних коридорів екомережі. *Промышленная ботаника*, 9, 25–31.
- Руда, М. В. (2017). Удосконалення нормативно-технічного забезпечення функціонування консорційних екотонів захисного типу [Автореф. дис. канд. техн. наук : 05.01.02, Національний університет «Львівська політехніка»].
- Сидоренко, С. В., Сидоренко, С. Г., Гладун, Г. Б., & Суска, А. А. (2021). Оптимізація екологічної компоненти агроландшафтів лісомеліоративними методами. У *Напрями розвитку технологічних систем і логістики в АПВ* (С. 118–122) Харків, ХНТУСГ
- Соломаха, І. В., Саблук, В. Т., Гументик, М. Я., & Соломаха, В. А. (2022). Особливості створення швидкорослих та поліфункціональних насаджень у Лісостеповій зоні України. *Агроекологічний журнал*, (4), 6–15.
- Стадник, А. П. (2018). Оптимізація структури захисних лісових насаджень та їх систем в агроландшафтах України. *Наукові праці Лісівничої академії наук України*, (16), 70–80.
- Тимчук К. Ю. (2021). *Артроподоіндикація деструктивних соціальних та агровиробничих впливів на екологічні системи* [Дис. д-ра. філософії за спец. 101 – Екологія, Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара].
- Ткач, В. П., & Мешкова, В. Л. (2008). Сучасні проблеми оптимізації лісистості України. *Лісівництво і агролісомеліорація*, 113, 8–15.
- Фартушний, І. Д., & Михальчин, В. Ю. (2016). Модель діяльності підприємства з виробництва твердого біопалива на локальному ринку. *Економічний вісник Національного технічного університету України «Київський політехнічний*

інститут», (13), <http://ev.fmm.kpi.ua/article/view/65118>

- Федоряк, М. М., Тимочко, Л. І., Кульманов, О. М., Руденко, С. С., Делі, О. Ф., Подобівський, С. С., Мельниченко, Г. М., Бродшнайдер, Р., Волков, Р. А. (2018). Втрати колоній медоносних бджіл (*Apis mellifera* L.) в Україні за результатами зимівлі 2016–2017 рр. в рамках міжнародного моніторингу. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 10(1), 37–46.
- Федоряк, М. М., Тимочко, Л. І., Кульманов, О. М., Шкробанець, О. О., Жук, А. В., Дронь, Ю. С., Делі, О. Ф., Подобівський, С. С., Мельниченко, Г. М., Легета, У. В., & Холівчук, А. М. (2019). Результати щорічного моніторингу втрат бджолиних колоній в Україні: зимівля 2017–2018 рр. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 11(1), 60–70.
- Федоряк, М. М., Тимочко, Л. І., Шкробанець, О. О., Жук, А. В., Делі, О. Ф., Подобівський, С. С., ... & Зароченцева, О. Д. (2021). Результати стандартизованого опитування бджолярів щодо втрат колоній *Apis mellifera* L. в Україні після зимівлі 2018–2019 рр. *Вісник Харківського національного університету імені ВН Каразіна Серія "Екологія"*, (23), 124–138.
- Федоряк, М. М., Тимочко, Л. І., Шкробанець, О. О., Жук, А. В., Делі, О. Ф., Подобівський, С. С., ... & Зароченцева, О. Д. (2021). Результати щорічного моніторингу зимових втрат бджолиних колоній в Україні: зимівля 2019–2020 рр. *Вісник Харківського національного університету імені ВН Каразіна Серія "Екологія"*, (25), 111–124.
- Федоряк, М. М., Тимочко, Л. І., Шкробанець, О. О., Жук, А. В., Миколайчук, В. Г., Делі, О. Ф., ... & Сосновський, К. С. (2022). Втрати бджолиних колоній в Україні: результати після зимівлі 2020–2021 роках. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*, 14(1), 45–55.
- Федоряк, М. М., Филипчук, Т. В., Жук, А. В., Тимчук, К. Ю., & Холівчук, А. М. (2020). Протівароозні ветеринарні препарати на ринку України в контексті аналізу факторів ризику для медоносних бджіл. *Вісник Харківського національного університету імені ВН Каразіна Серія «Екологія»*, (23), 102–

117.

- Федоряк, М., Жук, А., & Шкробанець, О. (2021). Результати шестирічного моніторингу зимових втрат бджолиних колоній в Україні. У В. О. Постоєнко, О. М. Литвиненко, О. А. Міщенко; Л. О. Адамчук; Л. І. Акименко (Ред.), *Сучасне бджільництво: проблеми, досвід, нові технології* (с. 42–44). ННЦ «Інститут бджільництва імені П. І. Прокоповича»
- Фурдичко, О. І., Соломаха, І. В., & Тимочко, І. Я. (2020). Історичні аспекти полезахисного лісорозведення в агроландшафтах України. *Збалансоване природокористування*, (3), 60–69.
- Хамід, К., Пушкар, Т., Салачикли, А., & Китаєва, А. (2021). Збереженість бджіл при різних видах зимівлі. *Аграрний вісник Причорномор'я*, 100, 109–116.
- Якуба, М. С., & Горбань, В. А. (2021). Історичні аспекти створення та особливості функціонування полезахисних насаджень степової зони України. *Питання степового лісознавства та лісової рекультивації земель*, 50, 35–42.
- Abou Nader, E., Kleftodimos, G., Kyrgiakos, L. S., Kleisiari, C., Gallai, N., Darwich, S., Berchoux, T., Vlontzos, G., & Belhouchette, H. (2023). Linking beekeepers' and farmers' preferences towards pollination services in Greek kiwi systems. *Animals*, 13(5), 806. <https://doi.org/10.3390/ani13050806>
- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A., Cunningham, S. A., & Klein, A. M. (2009). How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103(9), 1579–1588. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp076>
- Altayeb, O. A. E., & Nagi, S. K. A. (2015). Efficacy of honeybees (*Apis mellifera*) on the production of sunflower (*Helianthus annuus* L.) seeds in the Sudan. *Journal of Experimental Biology and Agricultural Sciences*, 3(2), 191–195. <https://doi.org/10.18006/2015.3%282%29.191.195>
- Antúnez, K., Invernizzi, C., Mendoza, Y., vanEngelsdorp, D., & Zunino, P. (2017). Honeybee colony losses in Uruguay during 2013–2014. *Apidologie*, 48(3), 364–

370. <https://doi.org/10.1007/s13592-016-0482-2>
- Astiz, V., Iriarte, L. A., Flemmer, A., & Hernández, L. F. (2011). Self-compatibility in modern hybrids of sunflower (*Helianthus annuus* L.) fruit set in open and self-pollinated (bag isolated) plants grown in two different locations. *Helia*, 34(54), 129–138. <https://doi.org/10.2298/hel1154129a>
- Bartual, A. M., Bocci, G., Marini, S., & Moonen, A. C. (2018). Local and landscape factors affect sunflower pollination in a Mediterranean agroecosystem. *PloS One*, 13(9), e0203990. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203990>
- Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P. M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., Schaffers, A. P., Potts, S. G., Kleukers, R., Thomas, C. D., Settele, J., & Kunin, W. E. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351–354. <https://doi.org/10.1126/science.1127863>
- Brodschneider, R., Brus, J., & Danihlík, J. (2019). Comparison of apiculture and winter mortality of honey bee colonies (*Apis mellifera*) in Austria and Czechia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 274, 24–32. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2019.01.002>
- Brodschneider, R., Gray, A., Adjlane, N., Ballis, A., Brusbardis, V., Charrière, J. D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Dahle, B., de Graaf, D. C., Maja Dražić, M., Evans, G., Fedoriak, M., Forsythe, I., Gregorc, A., Grzęda, U., Hetzroni, A., Kauko, L., Kristiansen, P., ... Danihlík, J. (2018). Multi-country loss rates of honey bee colonies during winter 2016/2017 from the COLOSS survey. *Journal of Apicultural Research*, 57(3). <https://doi.org/10.1080/00218839.2018.1460911>
- Brodschneider, R., Gray, A., van der Zee, R., Adjlane, N., Brusbardis, V., Charrière, J. D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Crailsheim, K., Dahle, B., Danihlík, J., Danneels, E., de Graaf, D. C., Dražić, M. M., Fedoriak, M., Forsythe, I., Golubovski, M., Gregorc, A., Grzęda, U., ... Woehl, S. (2016). Preliminary analysis of loss rates of honey bee colonies during winter 2015/16 from the COLOSS survey. *Journal of Apicultural Research*, 55(5). <https://doi.org/10.1080/00218839.2016.1260240>
- Calmasur, O., Ozbek, H. (1999). Pollinator bees (Hymenoptera, Apoidea) on sunflower

- Helianthus annuus* L. and their effects on seed setting in the Erzurum Region. *Turkish Journal of Biology*, 23(1), 73–79.
- Castilhos, D., Bergamo, G. C., Gramacho, K. P., & Gonçalves, L. S. (2019). Bee colony losses in Brazil: a 5-year online survey. *Apidologie*, 50(3), 263–272. <https://doi.org/10.1007/s13592-019-00642-7>
- Charrière, J.-D., Imdorf, A., Koenig, C., Gallmann, S., & Kuhn, R. (2010). Do sunflowers influence the development of honey bee, *Apis mellifera*, colonies in areas with diversified crop farming? *Journal of Apicultural Research*, 49(3), 227–235. <https://doi.org/10.3896/ibra.1.49.3.01>
- Collum, K. K., Hanes, S. P., Drummond, F. A., & Leahy, J. E. (2023). “We’re farmers, not beekeepers”: A cultural model of pollination management among lowbush blueberry growers in the United States and Canada. *Human Organization*, 82(2), 107–118. <https://doi.org/10.17730/1938-3525-82.2.107>
- Currie, R. W., Pernal, S. F., & Guzmán-Novoa, E. (2010). Honey bee colony losses in Canada. *Journal of Apicultural Research*, 49(1), 104–106. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.49.1.18>
- Dainat, B., Evans, J. D., Chen, Y. P., Gauthier, L., & Neumann, P. (2012). Dead or alive: Deformed wing virus and *Varroa destructor* reduce the life span of winter honeybees. *Applied and Environmental Microbiology*, 78(4), 981–987. <https://doi.org/10.1128/AEM.06537-11>
- Dainat, B., vanEngelsdorp, D., & Neumann, P. (2012). Colony collapse disorder in Europe. *Environmental Microbiology Reports*, 4(1), 123–125. <https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2011.00312.x>
- De Pinto, A., Cenacchi, N., Robertson, R., Kwon, H.-Y., Thomas, T., Koo, J., Begeladze, S., & Kumar, C. (2020). The role of crop production in the forest landscape restoration approach – assessing the potential benefits of meeting the Bonn challenge. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2020.00061>
- Decourtye, A., Mader, E., & Desneux, N. (2010). Landscape enhancement of floral resources for honey bees in agro-ecosystems. In *Apidologie* (Vol. 41, Issue 3, pp.

- 264–277). <https://doi.org/10.1051/apido/2010024>
- Degrandi-Hoffman, G., & Chambers, M. (2006). Effects of honey bee (Hymenoptera: Apidae) Foraging on seed set in self-fertile sunflowers (*Helianthus annuus* L.). *Environmental Entomology*, 35(4), 1103–1108. <https://doi.org/10.1603/0046-225x-35.4.1103>
- Faure, J., Mouysset, L., & Gaba, S. (2023). Combining incentives with collective action to provide pollination and a bundle of ecosystem services in farmland. *Ecosystem Services*, 63, 101547. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101547>
- Floris, M. (2012). Engaging social capital through participative decision-making processes. *SSRN Electronic Journal*. <https://doi.org/10.2139/ssrn.2176352>
- Goulson, D., Nicholls, E., Botías, C., & Rotheray, E. L. (2015). Bee declines driven by combined Stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. In *Science* (Vol. 347, Issue 6229). <https://doi.org/10.1126/science.1255957>
- Gray, A., Adjlane, N., Arab, A., Ballis, A., Brusbardis, V., Bugeja Douglas, A., Cadahía, L., Charrière, J.-D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Cornelissen, B., Costa, C. A. da, Danneels, E., Danihlík, J., Dobrescu, C., Evans, G., Fedoriak, M., Forsythe, I., Gregorc, A., ... Brodschneider, R. (2022). Honey bee colony loss rates in 37 countries using the COLOSS survey for winter 2019–2020: The combined effects of operation size, migration and queen replacement. *Journal of Apicultural Research*, 62(2), 204–210. <https://doi.org/10.1080/00218839.2022.2113329>
- Gray, A., Adjlane, N., Arab, A., Ballis, A., Brusbardis, V., Charrière, J. D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Cornelissen, B., Amaro da Costa, C., Dahle, B., Danihlík, J., Dražić, M. M., Evans, G., Fedoriak, M., Forsythe, I., Gajda, A., de Graaf, D. C., Gregorc, A., ... Brodschneider, R. (2020). Honey bee colony winter loss rates for 35 countries participating in the COLOSS survey for winter 2018–2019, and the effects of a new queen on the risk of colony winter loss. *Journal of Apicultural Research*, 59(5). <https://doi.org/10.1080/00218839.2020.1797272>
- Gray, A., Brodschneider, R., Adjlane, N., Ballis, A., Brusbardis, V., Charrière, J. D., Chlebo, R., F. Coffey, M., Cornelissen, B., Amaro da Costa, C., Csáki, T., Dahle,

- B., Danihlík, J., Dražić, M. M., Evans, G., Fedoriak, M., Forsythe, I., de Graaf, D., Gregorc, A., ... Soroker, V. (2019). Loss rates of honey bee colonies during winter 2017/18 in 36 countries participating in the COLOSS survey, including effects of forage sources. *Journal of Apicultural Research*, 58(4). <https://doi.org/10.1080/00218839.2019.1615661>
- Havard, T., Laurent, M., & Chauzat, M. P. (2020). Impact of stressors on honey bees (*Apis mellifera*; Hymenoptera: Apidae): Some guidance for research emerge from a meta-analysis. *Diversity*, 12(1). <https://doi.org/10.3390/D12010007>
- Jack, C. J., & Ellis, J. D. (2021). Integrated Pest Management Control of Varroa destructor (Acari: Varroidae), the Most Damaging Pest of (*Apis mellifera* L. (Hymenoptera: Apidae)) Colonies. *Journal of Insect Science*, 21(5). <https://doi.org/10.1093/jisesa/ieab058>
- Kumar, H. R., Srinivasa, R. K. M., Shishira, D., & Eshwarappa, G. (2020). Role of *Apis cerana* Fab. in sunflower pollination. *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 8(5), 648–654
- Kumar, M., & Singh, R. (2003). Pollination efficiency of *Apis mellifera* in seed production of sunflower *Helianthus annuus* L. *Journal of Entomological Resources*, 27(2), 131–134.
- Lakshmi, Ch. S., Kanaka Durga, K., Ankaiah, R., & Ranganatha, A. R. G. (2012). Pollen viability and stigma receptivity in sunflower (*Helianthus annuus*). *Seed research*. 40(2), 161–165.
- Lang, R., & Fink, M. (2019). Rural social entrepreneurship: The role of social capital within and across institutional levels. *Journal of Rural Studies*, 70, 155–168. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2018.03.012>
- Le Conte, Y., Ellis, M., & Ritter, W. (2010). Varroamites and honey bee health: Can Varroa explain part of the colony losses? *Apidologie*, 41(3), 353–363. <https://doi.org/10.1051/apido/2010017>
- Maggi, M., Antúnez, K., Invernizzi, C., Aldea, P., Vargas, M., Negri, P., Brasesco, C., De Jong, D., Message, D., Teixeira, E. W., Principal, J., Barrios, C., Ruffinengo, S., Da Silva, R. R., & Eguaras, M. (2016). Honeybee health in South America.

- Apidologie*, 47(6), 835–854. <https://doi.org/10.1007/s13592-016-0445-7>
- Moreno, J., Palomo, I., Escalera, J., Martín-López, B., & Montes, C. (2014). Incorporating ecosystem services into ecosystem-based management to deal with complexity: A participative mental model approach. *Landscape Ecology*, 29(8), 1407–1421. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0053-8>
- Narjes, M. E., & Lippert, C. (2019). The optimal supply of crop pollination and honey from wild and managed bees: An analytical framework for diverse socio-economic and ecological settings. *Ecological Economics*, 157, 278–290. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.11.018>
- Oldroyd, B. P. (2007). What's killing American honey bees? *PLoS Biology*, 5(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0050168>
- Palmer-Young, E. C., Malfi, R., Zhou, Y., Joyce, B., Whitehead, H., Van Wyk, J. I., Baylis, K., Grubbs, K., Lopez, D., Evans, J. D., Irwin, R. E., & Adler, L. S. (2021). *Mites alight! Sunflower crop area and pollen supplementation enhance honey bee resistance to Varroa destructor* [Preprint]. Cold Spring Harbor Laboratory. <http://dx.doi.org/10.1101/2021.08.04.454914>
- Perrot, T., Gaba, S., Roncoroni, M., Gautier, J. L., Saintilan, A., & Bretagnolle, V. (2019). Experimental quantification of insect pollination on sunflower yield, reconciling plant and field scale estimates. *Basic and Applied Ecology*, 34, 75–84. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2018.09.005>
- Pirk, C. W. W., Human, H., Crewe, R. M., & VanEngelsdorp, D. (2014). A survey of managed honey bee colony losses in the Republic of South Africa - 2009 to 2011. *Journal of Apicultural Research*, 53(1), 35–42. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.53.1.03>
- Plociennik, M., Palma, R., Mueller, S., Kupinski, S., Blaszcak, M., Brahma, S., Radziuk, A., & Swiatkowski, A. (2021, June 30). Leveraging agri-food IoT solutions to connect apiary owners and farmers. *2021 16th International Conference on Telecommunications (ConTEL)*. <http://dx.doi.org/10.23919/contel52528.2021.9495980>
- Popovska Stojanov, D., Dimitrov, L., Danihlík, J., Uzunov, A., Golubovski, M.,

- Andonov, S., & Brodschneider, R. (2021). Direct economic impact assessment of winter honeybee colony losses in three european countries. *Agriculture (Switzerland)*, 11(5). <https://doi.org/10.3390/agriculture11050398>
- Ramachandran Nair, P. K. (1993). *An introduction to agroforestry*. Springer Science & Business Media.
- Ratnieks, F. L. W., & Carreck, N. L. (2010). Clarity on honey bee collapse? *Science*, 327(5962), 152–153. <https://doi.org/10.1126/science.1185563>
- Santalla, E. M., Dosio, G. A. A., Nolasco, S. M., & Aguirrezábal, L. A. N. (2002). The effects of intercepted solar radiation on sunflower (*Helianthus annuus* L.) seed composition from different head positions. *Journal of the American Oil Chemists' Society*, 79(1), 69–74. <https://doi.org/10.1007/s11746-002-0437-2>
- Schäfer, M. O., Ritter, W., Pettis, J. S., & Neumann, P. (2010). Winter losses of honeybee colonies (Hymenoptera: Pidae): the role of infestations with *Aethina tumida* (Coleoptera: Nitidulidae) and *Varroa destructor* (Parasitiformes: Varroidae). *Journal of Economic Entomology*, 103(1), 10–16. <https://doi.org/10.1603/EC09233>
- Silva, C. A. S., Godoy, W. A. C., Jacob, C. R. O., Thomas, G., Câmara, G. M. S., & Alves, D. A. (2018). Bee pollination highly improves oil quality in sunflower. *Sociobiology*, 65(4), 583. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v65i4.3367>
- Sun, Y., Godwin, I. D., Arief, V. N., Delacy, I. H., Jackway, P. T., & Lambrides, C. J. (2012). Factors controlling self-fertility in sunflower: The role of GCA/SCA effects, S alleles, and floret characteristics. *Crop Science*, 52(1), 128–135. <https://doi.org/10.2135/cropsci2011.04.0188>
- Topolska, G., Gajda, A., & Imińska, U. (2018). Temporal and spatial patterns of honeybee colony winter losses in Poland from autumn 2006 to spring 2012; survey based on self-selected samples. *Journal of Apicultural Science*, 62(1), 121–134. <https://doi.org/10.2478/JAS-2018-0014>
- Traynor, K. S., Mondet, F., de Miranda, J. R., Techer, M., Kowallik, V., Oddie, M. A. Y., Chantawannakul, P., & McAfee, A. (2020). *Varroa destructor*: A complex parasite, crippling honey bees worldwide. *Trends in Parasitology*, 36(7), 592–

606. <https://doi.org/10.1016/j.pt.2020.04.004>
- Van Der Zee, R., Pisa, L., Andonov, S., Brodschneider, R., Charrière, J. D., Chlebo, R., Coffey, M. F., Crailsheim, K., Dahle, B., Gajda, A., Gray, A., Drazic, M. M., Higes, M., Kauko, L., Kence, A., Kence, M., Kezic, N., Kiprijanovska, H., Kralj, J., ... Wilkins, S. (2012). Managed honey bee colony losses in Canada, China, Europe, Israel and Turkey, for the winters of 2008-9 and 2009-10. *Journal of Apicultural Research*, 51(1), 100–114. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.51.1.12>
- van Dooremalen, C., & van Langevelde, F. (2021). Can colony size of honeybees (*Apis mellifera*) be used as predictor for colony losses due to *Varroa destructor* during winter? *Agriculture (Switzerland)*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/agriculture11060529>
- van Engelsdorp, D., Caron, D., Hayes, J., Underwood, R., Henson, M., Rennich, K., Spleen, A., Andree, M., Snyder, R., Lee, K., Roccasecca, K., Wilson, M., Wilkes, J., Lengerich, E., & Pettis, J. (2012). A national survey of managed honey bee 2010-11 winter colony losses in the USA: Results from the Bee Informed Partnership. *Journal of Apicultural Research*, 51(1), 115–124. <https://doi.org/10.3896/IBRA.1.51.1.14>

ДОДАТКИ

Додаток А

Таблиця А.1.

Характеристики досліджених модельних територій (за даними Статистичного щорічника Чернівецької області за 2020 р.)

Критерії	Показники	Модельна територія		
		гірська	передгірська	рівнинна
Екологічні	Площа, км ²	884	1160	716
	Середня висота н.р.м., м	900	350	230
	Кількість опадів, мм/рік	905	693	484
	Середня температура, °С	Січень: -7 Липень: +15	Січень: -6 Липень: +17	Січень: -5 Липень: +19
	Висота снігового покриву, м	0,40	0,28	0,17
	Коефіцієнт неоднорідності наземного покриву*	0,58	0,93	1,18
	Кількість ландшафтно-функціональних комплексів у межах адміністративного центру**	18	25	30
Соціальні	Чисельність населення, осіб	26 300	100 900	59 800
	Частка сільського населення, %	87	76	85
	Щільність населення, ос./км ²	30	87	84
	Природний приріст / скорочення населення, осіб	14	-63	-632
	Міграційний приріст / скорочення населення, осіб	-77	88	-60
	Середньомісячна номінальна заробітна плата, грн.	9359	8704	8749
Економічні	Структура сільськогосподарської продукції. Продукція рослинництва : продукція тваринництва, %	8 : 92	82 :18	68 :32
	Посівні площі сільськогосподарських культур, тис. га :	-	5,4	8,1
	- зернові та зернобобові	-	1,0	2,8
	- технічні	-	4,3	5,3
	- кормові	-	0,1	-
	Площа багаторічних насаджень, тис. га***	0,3	1,5	5,8
	Виробництво окремих с/г культур, тис. т.:	-	13,9	30,5
	- зернові та зернобобові	-	4,0	8,8
	- соняшник	-	5,0	4,5
	- соя	-	4,7	3,3
	- плодові та ягідні	-	0,2	13,9

Примітки: * – обчислено автором; ** – дані з Круль та ін., 2020; *** – дані з паспортів колишніх адміністративних Путильського, Сторожинецького і Хотинського районів за 2019 рр.

Додаток Б

Оцінка втрат бджолиних колоній (сімей)
після зимівлі 2020-2021 рр.ГО АВПБ
"Буковинський бджоляр"

У випадку виникнення запитань звертайтеся до нас: Федоряк Марія Михайлівна m.m.fedoriak@gmail.com; Заповнені анкети надсилайте на адресу: Тимочко Леся Іванівна: вул. Головна 112, м. Чернівці, 58022 до запитання

- ! Персональні дані буде видалено під час статистичної обробки. Можна заповнити **анонімно**, починаючи з пункту 1.
Цю анкету можна заповнити онлайн на нашому сайті <http://apis.chmi.edu.ua/>, де також розміщено електронний варіант анкети та додаткову інформацію.

Ім'я (або псевдонім)	
Електронна адреса	Телефон

1 Для опису місця розташування Вашої основної **пасіки**, будь ласка, вкажіть:

а) назву міста/містечка/села, де знаходиться Ваша пасіка (або найближчий населений пункт)	
б) ІНДЕКС пасіки (індекс найближчого населеного пункту)	
в) назву області, де утримується пасіка	
г) назву району, де утримується пасіка	

2 Скільки у Вас пасік?

3 Чи розміщені всі Ваші пасіки в межах 15 км одна від одної? Якщо Ви маєте лише одну пасіку, вкажіть "так"

☐ Так ☐ Ні ☐ Не знаю

! Наступні питання стосуються кількості сімей до зими, втрачених після зими, та стану сімей після зимівлі.

Продуктивна сім'я: має продуктивну матку та здатна забезпечити медозбір.
Зимівля - період між закінченням підготовки до зимівлі та початком нового медозбору.

4 Скільки продуктивних сімей (колоній) було у Вас перед зимою 2020-2021 рр?

! Наступні питання стосуються кількості втрачених сімей.

Втрачена сім'я - це сім'я, що загинула, втрачена через природні явища, або жива, але з маткою, що відкладає трутневі яйця чи взагалі відсутня. Кожна із втрачених сімей може бути включена лише до однієї категорії.

5 Скільки з сімей, що увійшли в зиму (див. п. 4), після зими були живими, але мали **нерозв'язні проблеми** з матками. Якщо жодної, вкажіть 0.

6 Скільки з сімей, що увійшли в зиму (див. п. 4), Ви **втрадили через негативні природні явища** (повені, крадіжки, вандалізм, пожежі, буревії, ведмеді, миші, дятли, удусшення від снігу тощо)? *Потрібне підкресліть.*

7 Скільки з продуктивних сімей, що увійшли в зиму, (див. п. 4) **загинули**?

8 Скільки з сімей, що загинули (див. п. 7)

а)...мали **багато мертвих бджіл** у вулику або перед ним?

б)...мали лише **кілька мертвих бджіл** у порожньому вулику або перед ним?

в)...мали **мертвих робочих бджіл у шільниках** (сотах) за відсутності їжі (ознаки голодної смерті)?

г)...мали **мертвих робочих бджіл у шільниках** (сотах), хоча їжа у вулику була наявна?

д)...втрати відбулися з інших причин або супроводжувалися невідомими симптомами?

9 Скільки сімей з тих, що перезимували (зима 2020-2021), (див. 4) виявилися **слабкими**, але з продуктивною маткою?

10 Скільки продуктивних сімей було у Вас навесні 2020 р. (минулого року)?

! Наступні питання стосуються умов у сім'ях, середовища навколо пасіки та догляду.

11 Скільки сімей, що перезимували, мали нову матку у 2020 р.?

12 Як Ви оцінюєте проблеми з матками у Ваших сім'ях у період медозбору 2020 р. у порівнянні з тими, що спостерігалися раніше?

☐ Більші ☐ Такі самі ☐ Менші ☐ Не знаю

13 Як перезимували сім'ї з молодими матками у порівнянні з сім'ями зі старими матками?

☐ Краще ☐ Так само ☐ Гірше ☐ Не знаю

14 У скількох з Ваших сімей, що **успішно перезимували**, спостерігались опроношені рамки у вулику після зими?

15 Чи вивозили Ви принаймні один раз хоча б одну з Ваших сімей на медозбір чи запліднення в 2020 році?

☐ Так ☐ Ні ☐ Не знаю

16 Яку приблизно частку шільників (сот) (в середньому) Ви замінили штучною вошиною в 2020 році у розрахунку на одну бджолину сім'ю?

☐ 0% ☐ 1-30% ☐ 31-50% ☐ понад 50%

17 Чи збирали бджоли з більшості Ваших сімей значну кількість нектару (пилку) з наступних рослин у 2020 році?

а) саді	☐ Так	☐ Ні	☐ Не знаю
б) олійний ріпак	☐ Так	☐ Ні	☐ Не знаю
в) кукурудза	☐ Так	☐ Ні	☐ Не знаю
г) соняшник	☐ Так	☐ Ні	☐ Не знаю
д) пізні осінні медодаї або сидерати під пар/переорювання (фацелія)	☐ Так	☐ Ні	☐ Не знаю

18 Чи моніторили Ви ваші сім'ї на зараженість кліщем Варроа в період з квітня 2020 р. по березень 2021 р.?

☐ Так ☐ Ні ☐ Не знаю

19 Чи лікували Ви сім'ї від Варроа в період з квітня 2020 р. по березень 2021 р.?

☐ Так ☐ Ні ☐ Не знаю

Рис. Б.1. Перша сторінка стандартизованого протоколу міжнародного моніторингу втрат бджолиних колоній COLOSS після зимівлі 2021–2022 рр.

20 Вкажіть час проведення Вами заходів моніторингу та боротьби з кліщем Варроа в період з квітня 2020 р. по березень 2021 р.	Місяць, у якому вживались заходи											
	2020											
Метод / препарат:	квітень	травень	червень	липень	серпень	вересень	жовтень	листопад	грудень	січень	лютий	березень
Моніторинг рівня зараження Варроа (підрахунок падіння кліща)												
Видалення трутневого розплоду												
Гіпертермія (теплова обробка бджіл)												
Інші біотехнічні методи (наприклад, повне видалення розплоду, ізоляція матки)												
Мурашина кислота - короткостроково												
Мурашина кислота - довгостроково												
Молочна кислота												
Щавлева кислота - крапельно												
Щавлева кислота - випаровування / обкурювання												
Препарати на основі щавлевої кислоти												
Тимол (н-д. Апілайф, Апідез) / Thymol (e.g. Apiguard, ApilifeVar)												
Тау-флувалінат (н-д. Апістан) / Tau-fluvalinate (e.g. Apistan)												
Флуметрин (н-д. Байварол) / Flumethrin (e.g. Bayvarol)												
Амітраз (в пластинках: Апівар, Апімол, ТакТік) / Amitraz (Apivar, Apitraz)												
Амітраз (обкурювання і аерозолі / крапельно) Amitraz (Білін)												
Кумафос (Періцин) / Coumaphos (e.g. Perizin)												
Кумафос (в пластинках) / Coumaphos (in strips, e.g. Checkmite+)												
Інші хімічні препарати (вкажіть, які саме?)												
Інші методи (вкажіть, які саме?)												

21 Які методи моніторингу рівня зараженості продуктивних сімей кліщем Варроа Ви використовували протягом сезонів 2020-2021 рр.?

- ☐ Спиртове вмивання ☐ Клейкий папір (або піддон) ☐ Струшування в цукровій пудрі
☐ Візуальний огляд дорослих бджіл ☐ Візуальний огляд трутневого розплоду ☐ Надсилення бджіл / розплоду в лабораторію
☐ Інше: _____

22 Скільки мертвих після зимівлі 2020-2021 рр. сімей мали сильно опроношені рамки?

23 Скільки кілограм цукру (сухої маси) витратили Ви в середньому на одну продуктивну сім'ю при підгодівлі восени 2020 р.?

24 Чи зазнавали Ваші бджоли отруєння агрохімікатами? ☐ Так ☐ Ні

Які симптоми отруєння агрохімікатами? _____

На яких культурах зазнали отруєння? _____

25 Чи помічали Ви бджіл із вкороченими/деформованими крилами літом 2020 (вказує на вірус деформації крила, який переноситься кліщем Варроа)? ☐ ні ☐ мало ☐ багато ☐ не знаю

26 Скільки сумарно кліщів осипалося на дно вулика після осінньої обробки (білін, варостоп, варокет та інші) у Ваших контрольних сім'ях? ☐ до 100 ☐ 101-500 ☐ 501-1000 ☐ 1001 і більше

27 Чи спостерігали Ви Азійського шершня (*Vespa velutina*), що поїдає бджіл на Вашій пасіці або його гнізда на деревах (рис.)? ☐ Так ☐ Ні ☐ Не знаю

28 Яку суму в гривнях Ви витратили на одну бджолину сім'ю для лікування варроатозу в період з квітня 2020 р. по березень 2021 р.?

29 Чи погоджуєтесь Ви, що бджолі належить важлива роль у: так ні не знаю

а підтриманні функціонування природних екосистем			
б підтриманні генетичного різноманіття			
в запиленні			
г регуляції розмноження рослин та збільшенні їх врожайності			
д покращенні якості плодів та насіння			

30 Чи займаєтесь Ви: так ні не знаю

а творчістю на бджільницьку тематику: живопис, поезія, розпис вуликів, свічки			
б наданням туристичних послуг чи умов відпочинку, пов'язаних із бджолами			
в участю у науковій діяльності: експериментальна пасіка, надання матеріалів			
г організацією освітніх заходів про бджільництво серед молоді/дорослих			
д терапевтичною діяльністю: сон на вуликах, апітерапія			

31 Яку продукцію Ви отримуєте з Вашої пасіки: (відмітити галочкою)

№	Продукція	Для себе	На продаж	№	Продукція	Для себе	На продаж
А	Мед відкачаний			Ж	Отримання бджолиних маток		
Б	Піщаниковий мед (у воскових сотах)			З	Отримання бджолиних пакетів		
В	Забрусний мед			І	Розведення личинок воскової молі		
Г	Квітковий пилок			П	Бджолина отрута		
Д	Перга			К	Бджолиний підмор		
Е	Процоліс			Л	Маточне молочко		
Є	Віск			М	Трутневий гомогенат		

32 Чи надавали Ви платні послуги запилення полів, садів, оранжерей? Якщо так, ☐ Так ☐ Ні ☐ Не знаю

вкажіть ціну Ціна за сім'ю, грн

33 Чи купували Ви бджолині пакети в 2020 р. та з якої області? ☐ Так ☐ Ні ☐ Не знаю

Назва області Кількість, шт.



Рис. Азійський шершень та його гніздо. Ознаки: чорне забарвлення і яскраво-жовті смуги.

ДЯКУЄМО !!!

Рис. Б.2. Друга сторінка стандартизованого протоколу міжнародного моніторингу втрат бджолиних колоній COLOSS після зимівлі 2021–2022 рр.

Зверніть увагу: час опитування обмежений - 55 хвилин!

There are 66 questions in this survey.

Втрати бджолиних колоній в Україні після зимівлі 2022-2023 рр.

1
Ім'я (або псевдонім)

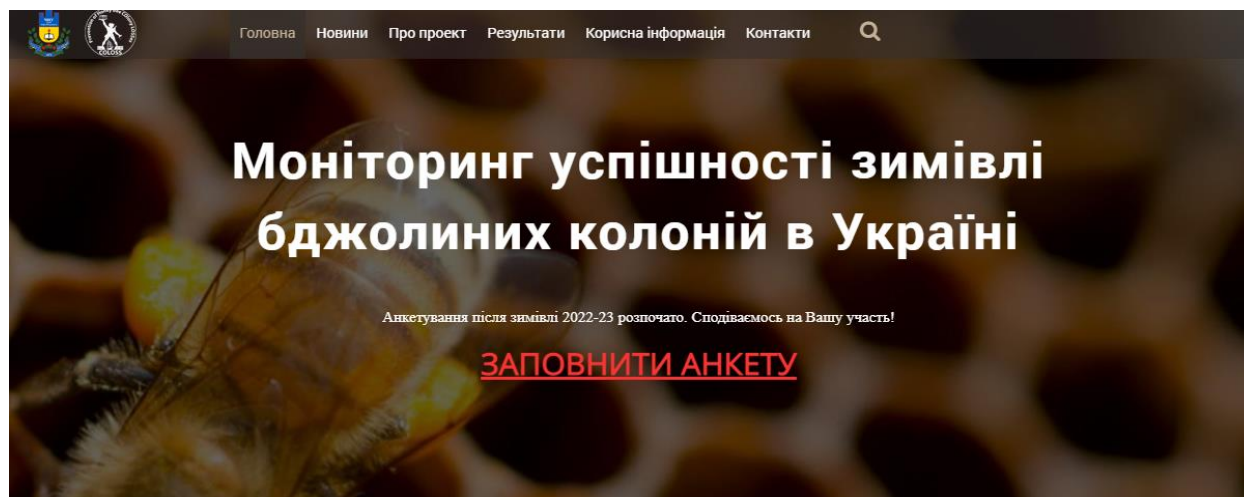
⦿ Персональні дані буде видалено під час статистичної обробки.

2
Електронна адреса

3
Телефонний номер

* 4
Вкажіть назву міста/містечка/села, де знаходиться Ваша пасіка (або найближчий населений пункт):

Рис. Б.3. Фрагмент онлайн-форми на платформі LimeSurvey



Цілі проекту

Яку кількість бджолиних сімей (бджолиних колоній) втрачають українські бджоларі щорічно? Що призводить до розпаду колоній? Як можна запобігти колапсу? Яке лікування найкраще для бджіл? І багато

Учасники

Національним координатором в Україні є професор Федоряк Марія Михайлівна.

В проєкті задіяні науковці кафедри екології та біомоніторингу і молекулярної біології та генетики, Інституту біології, хімії та біоресурсів, Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича,

Як приєднатись

Анкета є анонімною і її заповнення займає не більше 20 хвилин. Ви можете використовувати [онлайн-версію](#) або [завантажити анкету.pdf](#), заповнити вручну і відправити поштою.

Рис. Б.4. Інтерфейс інформаційного сайту моніторингу COLOSS в Україні

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
1	ID	CityApi	PhysiographicReg	ZipApi	Latitude	Longitude	NoApi	Within15km	ColBefWint	LostQProb	LostNatDis	LostDead	AllLost	DeadBe	NoDea
44	44	Horishni Sherivtsi	Прут-Дністровське межириччя	59452	48.396944	25.956111	3	1	450	0	0	6	6	0	0
45	45	Zastavna	Прут-Дністровське межириччя	59400	48.520278	25.84500	3	1	65	0	2	3	5	0	0
46	46	Horishni Sherivtsi	Прут-Дністровське межириччя	59452	48.396944	25.956111	2	1	220	2	0	3	5	3	0
47	47	Zastavna	Прут-Дністровське межириччя	59400	48.520278	25.84500	1	1	90	0	0	20	20	0	20
48	48	Zastavna	Прут-Дністровське межириччя	59400	48.520278	25.84500	2	1	42	0	0	8	8	0	0
49	49	Zastavna	Прут-Дністровське межириччя	59400	48.520278	25.84500	1	1	150	1	0	4	5	4	0
50	50	Zastavna	Прут-Дністровське межириччя	59400	48.520278	25.84500	1	1	300	4	0	15	19	5	0
51	51	Dubivtsi	Прут-Дністровське межириччя	59334	48.353056	25.712778	1	1	3	0	0	0	0	0	0
52	52	Stavchany	Прут-Дністровське межириччя	59316	48.51	25.682222	2	2	57	1	0	2	3	0	0
53	53	Nyzhni Stanivtsi	Прут-Сіретське межириччя	59357	48.303056	25.553333	2	1	130	0	0	0	0	0	0
54	54	Hlynysia	Прут-Сіретське межириччя	59355	48.331944	25.711667	2	1	88	0	5	45	50	12	0
55	55	Stara Zhadova	Прут-Сіретське межириччя	59017	48.198056	25.531389	1	1	55	0	2	3	5	0	0
56	56	Stara Zhadova	Прут-Сіретське межириччя	59017	48.198056	25.531389	1	1	18	0	0	2	2	0	0
57	57	Stara Zhadova	Прут-Сіретське межириччя	59017	48.198056	25.531389	1	1	10	0	0	10	10	4	0
58	58	Spaska	Прут-Сіретське межириччя	59043	48.289167	25.805	1	1	28	0	0	4	4	1	0
59	59	Velyke	Прут-Сіретське межириччя	59237	48.158333	25.414167	1	1	40	0	0	5	5	2	0
60	60	Berezhonka	Прут-Сіретське межириччя	59224	48.301667	25.399722	3	1	150	5	0	11	16	1	8
61	61	Berehomiet	Буковинські Карпати	59233	48.156944	25.305556	1	1	17	0	0	0	0	0	0
62	62	Vyzhenka	Буковинські Карпати	59209	48.212222	25.185556	1	1	14	0	0	4	4	4	0
63	63	Vyzhenka	Буковинські Карпати	59209	48.212222	25.185556	1	1	5	0	0	0	0	0	0
64	64	Vyzhenka	Буковинські Карпати	59209	48.212222	25.185556	2	3	12	0	0	3	3	0	0
65	65	Ryvnya	Буковинські Карпати	59200	48.2100	25.2560	1	1	100	0	0	2	2	2	0
66	66	Petrasy	Буковинські Карпати	59111	48.0813	25.0548	2	1	15	0	0	0	0	0	0
67	67	Sergius	Буковинські Карпати	59107	47.985556	25.148611	1	1	10	0	0	1	1	0	0
68	68	Kostyntsi	Прут-Сіретське межириччя	59011	48.279722	25.644444	1	1	12	0	0	3	3	0	0
69	69	Hodynivka	Прут-Сіретське межириччя	60524	48.189444	26.1325	1	1	38	1	0	4	5	0	0
70	70	Sukhoverkhiv	Прут-Дністровське межириччя	59307	48.461944	25.751944	1	1	24	0	2	0	2	0	0
71	71	Chernivtsi	Прут-Сіретське межириччя	58000	48.321944	25.921667	1	1	5	0	0	1	1	0	0
72	72	Chernivtsi	Прут-Сіретське межириччя	58000	48.321944	25.921667	1	1	5	0	0	3	3	0	0
73	73	Chernivtsi	Прут-Сіретське межириччя	58000	48.321944	25.921667	1	1	4	1	0	2	3	0	0
74	74	Attack	Прут-Дністровське межириччя	60008	48.541667	26.478889	1	1	8	0	0	0	0	0	0
75	75	Attack	Прут-Дністровське межириччя	60008	48.541667	26.478889	1	1	7	2	0	0	2	0	0
76	76	Kamjanka	Прут-Сіретське межириччя	60427	48.026111	25.903611	1	1	4	1	0	1	2	0	2
77	77	Kamjanka	Прут-Сіретське межириччя	60427	48.026111	25.903611	1	1	5	1	0	1	2	0	2
78	78	Up. Stanivtsi	Прут-Сіретське межириччя	60432	48.072778	26.065	1	1	15	0	0	0	0	0	0

Рис. Б.5. Фрагмент бази даних CodeBook, сформованої за результатами
восьмирічного моніторингу зимових втрат бджолиних колоній на території
Чернівецької області

Додаток В

Таблиця В.1

Видовий склад агрофітоценозу із домінуванням енергетичних культур

№	Назва видів	Культура домінант					
		<i>M. x giganteus</i>			<i>P. virgatum</i>		
		2016	2017	2018	2016	2017	2018
Вищі судинні рослини							
1	<i>Achillea millefolium</i> L.	+	+	+	+	+	+
2	<i>Agrostemma githago</i> L.	-	-	-	+	+	+
3	<i>Alliaria petiolata</i> (M.Bieb.) Cavara & Grande	-	-	+	-	-	-
4	<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	-	+	+	-	-	-
5	<i>Anagallis arvensis</i> L.	+	+	+	+	-	-
6	<i>Arctium tomentosum</i> Mill.	-	+	+	-	-	-
7	<i>Barbarea vulgaris</i> R. Br.	-	+	+	-	+	+
8	<i>Berteroa incana</i> (L.) DC.	-	-	-	+	+	-
9	<i>Brassica campestris</i> L.	+	+	+	+	+	+
10	<i>B. napus</i> L.	-	-	-	+	-	-
11	<i>Capsella bursa-pastoris</i> L.	+	+	+	+	-	-
12	<i>Chenopodium album</i> L.	+	+	-	+	-	-
13	<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	-	+	-	+	+	+
14	<i>C. vulgare</i> (Savi) Ten.	-	-	-	+	+	+
15	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	+	+	+	+	+	+
16	<i>Crepis tectorum</i> L.	-	-	-	+	+	-
17	<i>Dactylis glomerata</i> L.	-	-	+	-	+	+
18	<i>Daucus carota</i> L.	+	+	+	+	+	+
19	<i>Elytrigia repens</i> (L.) Nevski	+	+	+	+	+	+
20	<i>Erigeron canadensis</i> L.	-	+	-	-	-	-
21	<i>Erysimum repandum</i> L.	-	-	-	-	+	+
22	<i>Erodium cicutarium</i> L.	+	+	-	-	-	-
23	<i>Falcaria vulgaris</i> Bernh	-	-	+	-	-	-
24	<i>Galium aparine</i> L.	-	-	-	+	+	+
25	<i>Geranium pratense</i> L.	-	+	+	+	-	-
26	<i>Glechoma hederacea</i> L.	-	+	-	-	-	-
27	<i>Hypericum perforatum</i> L.	+	+	+	+	+	+
28	<i>Lactuca serriola</i> L.	-	-	+	-	-	-
29	<i>Lapsana communis</i> L.	-	+	+	-	+	+
30	<i>Lathyrus pratensis</i> L.	+	+	-	+	-	-
31	<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	-	-	+	-	-	-
32	<i>Lotus corniculatus</i> L.	+	-	-	+	-	-
33	<i>Matricaria perforata</i> Merat	+	+	+	+	+	-
34	<i>Medicago falcata</i> L.	+	-	-	-	-	-
35	<i>Melandrium album</i> Mill.	-	+	+	-	-	-

Завершення таблиці В.1

№	Назва видів	Культура домінант					
		<i>M. x giganteus</i>			<i>P. virgatum</i>		
		2016	2017	2018	2016	2017	2018
36	<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill	+	+	+	+	+	+
37	<i>Nepeta cataria</i> L.	-	+	-	-	-	-
38	<i>Oxalis stricta</i> L.	-	+	+	-	-	-
39	<i>Phalaris arundinacea</i> L.	-	-	+	-	-	-
40	<i>Phleum pratense</i> L.	-	-	-	+	+	+
41	<i>Plantago lanceolata</i> L.	-	-	-	+	-	-
42	<i>P. media</i> L.	-	-	+	-	-	-
43	<i>Poa annua</i> L.	-	-	-	+	-	-
44	<i>P. pratensis</i> L.	-	-	+	-	-	-
45	<i>Potentilla anserina</i> L.	+	+	-	+	-	-
46	<i>Prunella vulgaris</i> L.	+	-	-	+	-	-
47	<i>Ranunculus acris</i> L.	-	-	-	+	-	-
48	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	+	+	+	+	-	-
49	<i>Rumex confertus</i> Willd.	+	+	+	-	+	+
50	<i>Setaria viridis</i> (L.) Beauv.	-	+	-	+	+	+
51	<i>Sinapis arvensis</i> L.	-	-	-	-	+	+
52	<i>Sonchus arvensis</i> L.	-	+	-	-	-	-
53	<i>Stachys recta</i> L.	-	-	+	-	+	+
54	<i>Stellaria graminea</i> L.	-	-	-	+	+	+
55	<i>St. media</i> (L.) Vill.	-	-	+	+	+	+
56	<i>Stenactis annua</i> Nees.	-	+	+	+	+	+
57	<i>Symphytum officinale</i> L.	-	-	+	-	-	-
58	<i>Taraxacum officinale</i> Webb. ex Wigg.	+	+	+	+	+	+
59	<i>Thlaspi arvense</i> L.	-	+	-	+	+	+
60	<i>Trifolium arvense</i> L.	-	+	+	+	+	-
61	<i>T. pratense</i> L.	-	-	-	+	-	-
62	<i>T. repens</i> L.	-	-	-	+	-	-
63	<i>Verbascum thapsus</i> L.	+	-	-	+	+	-
64	<i>Veronica arvensis</i> L.	+	+	+	-	-	-
65	<i>V. chamaedrys</i> L.	-	-	+	+	+	+
66	<i>V. officinalis</i> L.	-	+	+	-	-	-
67	<i>Vicia cracca</i> L.	+	+	+	+	+	+
68	<i>Viola arvensis</i> L.	+	+	+	+	-	-
69	<i>V. tricolor</i> L.	-	+	+	+	-	-
Хвощеподібні							
70	<i>Equisetum arvense</i> L.	+	+	+	+	+	+
Мохоподібні							
71	<i>Bryophyta</i> sp.	+	+	+	+	+	+
Всього		26	40	41	44	34	29
Загальна кількість видів		53			49		

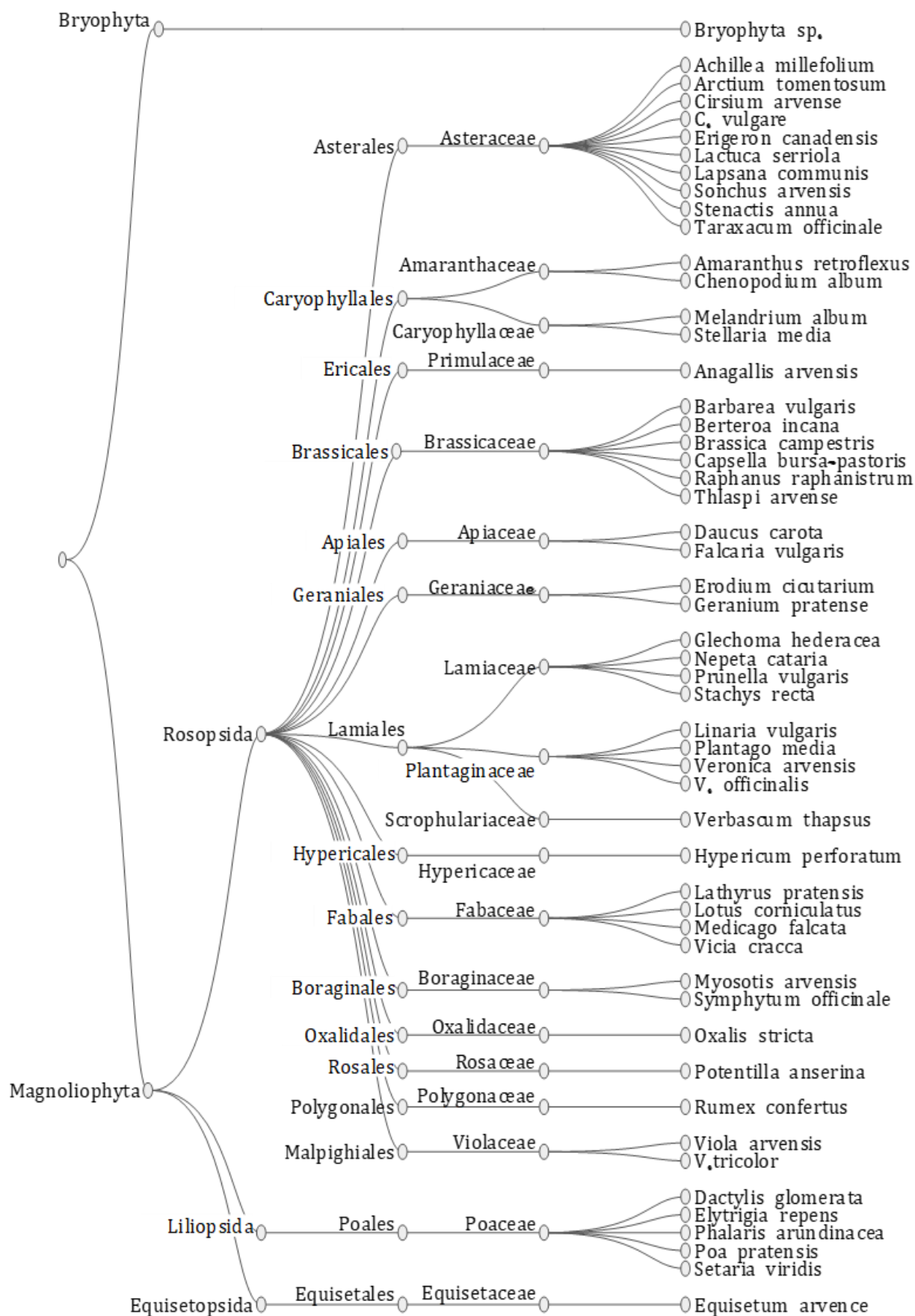


Рис. В.1. Таксономічний спектр агрофітоценозу

з домінуванням *M. x giganteus*

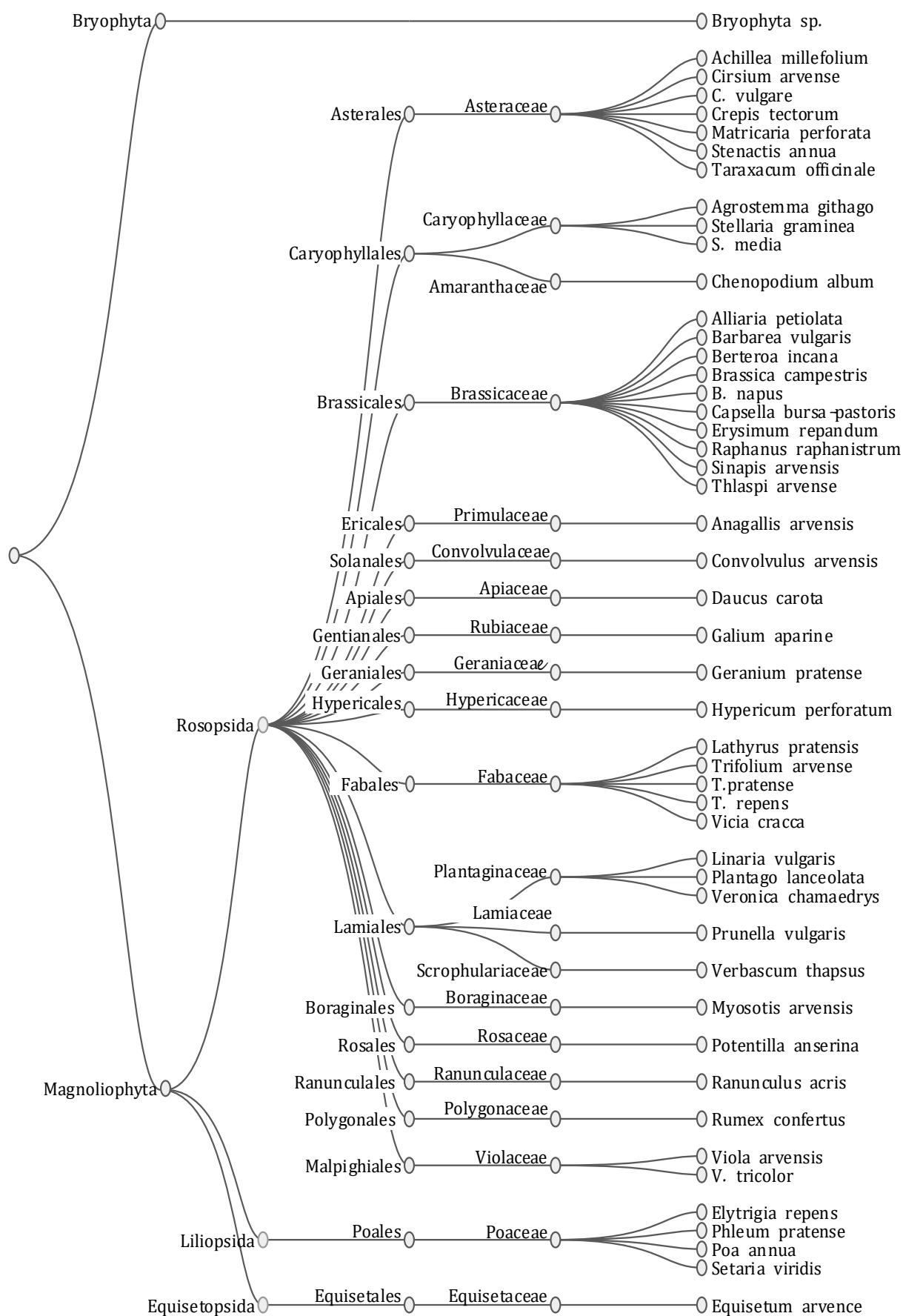


Рис. В.2. Таксономічний спектр агрофітоценозу
з домінуванням *P. virgatum*

Додаток Г

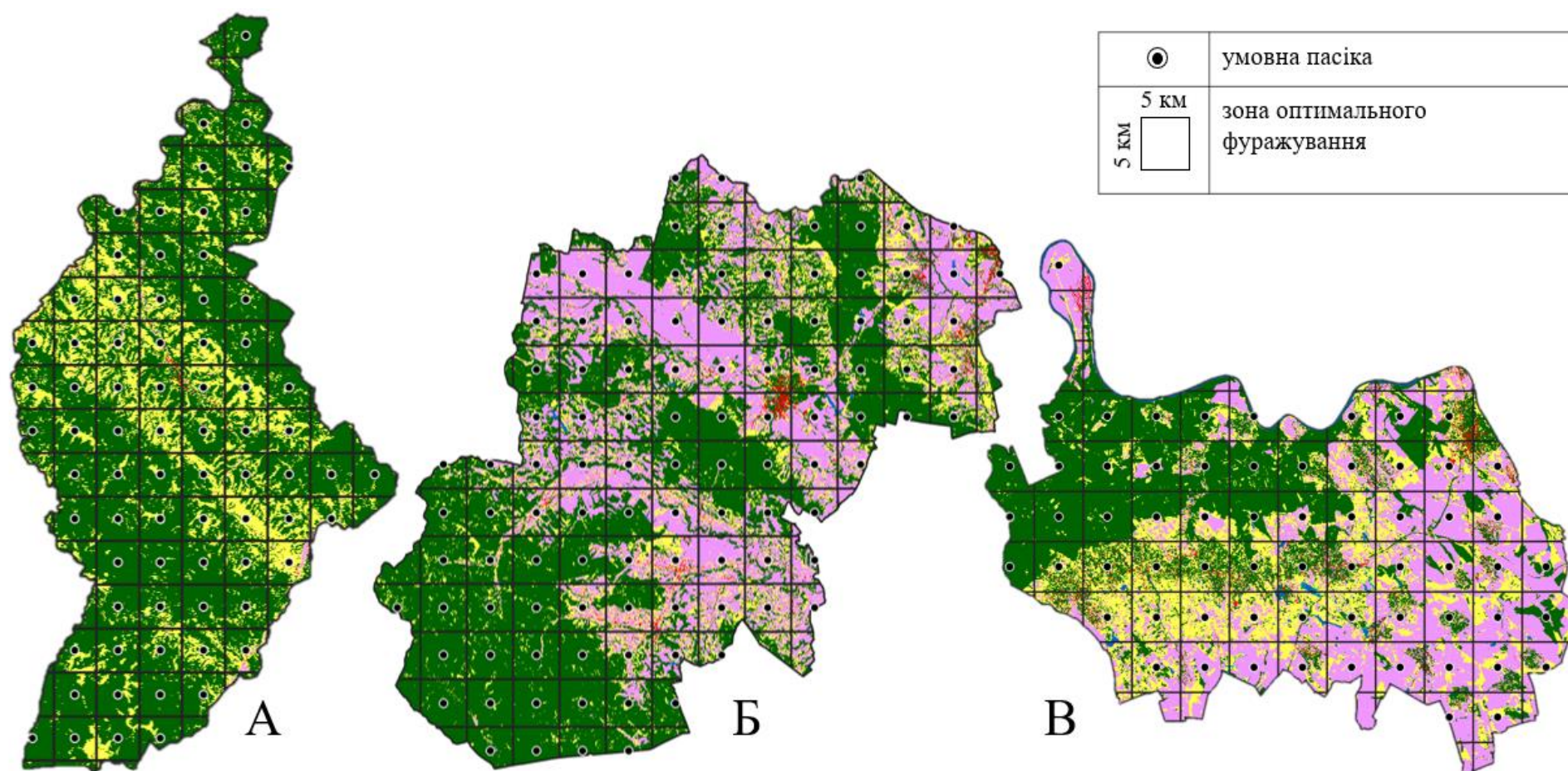


Рис. Г.1. Покриття модельних територій мережею умовних стаціонарних пасік з кроком в 5 км відповідно до зони оптимального фуражування *A. mellifera*: А – гірської; Б – передгірської; В – рівнинної

Додаток Д

Таблиця Д.1

Противароозні препарати, доступні на українському ринку станом на
вересень 2020 року

(розроблено у співавторстві, Федоряк, Филипчук та ін., 2020)

№	Назва препарату	Концентрація / вміст діючої речовини	Форма випуску	Виробник	Країна виробника
1. Амїтраз (Amitraz) C ₁₉ H ₂₃ N ₃					
1.1. Однокомпонентні препарати					
1	Амїтраз-125	12,5 % розчин	концентрат емульсії в ампулах 1,0 мл	ПП «Фарматон»	Україна
2	Апїатраз	6,75 мг/смужку	смужки картонні	ТМ BeeWell ТЗОВ Українсько-польське спільне підприємство «ЗВК»	Україна, Польща
3	Арївар	3,33 %, 0,5 г/смужку	смужки полімерні	Véto-pharma	Франція
4	Апївар	12,5 мг/таблетку	таблетки фумігаційні	ТОВ «O.L.KAR-АгроЗоо Вет-Сервіс»	Україна
5	Арїварол	12,5 мг/таблетку	таблетки фумігаційні	BiowetPuławy	Польща
6	Апїмітрин	12,5 % розчин	концентрат емульсії в ампулах 1,0 мл	ПрАТ «Реагент»	Україна
7	Апїмітрин	12,5 % розчин	концентрат емульсії в ампулах 0,5 і 1,0 мл	ТОВ «ХІМАПІ»	Україна
8	Бїпін	12,5% розчин	концентрат емульсії в ампулах 0,5 і 1,0 мл	ООО «Апї-Сан»	РФ
9	Бїовар	500 мг/смужку	смужки полімерні	Biowet Puławy	Польща
10	Бїпін	12,5 % розчин	концентрат емульсії в ампулах 0,5 і 1,0 мл	ДВП «Скїф»	Україна
11	Бїпін-І	інформація відсутня	концентрат емульсії в ампулах 0,5 мл	ТОВ ВФ «Базальт»	Україна
12	Бїпін-Т	амїтраз 12,5 % розчин, тимол	концентрат емульсії в ампулах 1,0 мл	ЗАТ «Агробіопром»	РФ
13	Бїпінаміт	12,5 % розчин	концентрат емульсії в ампулах 1,0 мл	ТОВ «O.L.KAR-АгроЗоо Вет-Сервіс»	Україна
14	Varidol-125	12,5 % розчин	концентрат емульсії + целюлозні фумігаційні смужки, просякнуті нітратною сумішшю	Výzkumný ústav včelařský, s.r.o Dole	Чехія
15	Вароацид	0,0125 г/смужку	смужки картонні термічні	ТОВ НДП «Ветеринарна медицина»	Україна
16	Варропол	м.ч. – 1 %	смужки полімерні	ООО «СТРУКТУРА»	РФ
17	Дїлабїк	12,5 % розчин	концентрат емульсії в ампулах 0,5 і 1,0 мл	ООО «Бїотех БК»	РФ
18	Полїсан®	6 мг/смужку	смужки картонні термічні	ЗАО «Агробіопром»	РФ
19	Scabatox	12,5 % розчин	концентрат емульсії	S.C. PASTEUR – FILIPESŢI BRANCH	Румунія
20	Тактамїт	12,5 % розчин	концентрат емульсії в ампулах 1,0 мл	ННЦ «ІЕКВМ»	Україна
21	Тактїк	12,5 % розчин	концентрат емульсії в ампулах 0,5 і 1,0 мл	ДВП «Скїф»	Україна
22	Taktic	12,5 % розчин	концентрат емульсії в ампулах 1,0 мл	Intervet International B.V.	Нїдерланди
23	Taktic	12,5 % розчин	концентрат емульсії	MSD Animal Health	Угорщина

Продовження таблиці Д.1

№	Назва препарату	Концентрація / вміст діючої речовини	Форма випуску	Виробник	Країна виробника
24	Taktic	12,5% розчин	концентрат емульсії	Bewell	Румунія
25	ТЭДА	8 мг/шнур	термосублімаційний шнур, просякнутий калієвою селітрою	ООО НПЦ«ФОКС и Ко»	РФ
26	Янтрин	6,25% розчин	концентрат емульсії в ампулах 1,0 мл	НПО «ЭЛТОС»	РФ
1.2. Комбіновані препарати на основі амітазу					
27	Амипол-Т	6,75 мг/смужку, тимол (0,8 мг)	смужки деревні	ЗАТ «Агробіопром»	РФ
28	Амітаз Плюс	6,75 мг/смужку, тимол (0,8 мг)	смужки деревні	ТОВ «O.L.KAR-АгроЗоо Вет-Сервіс»	Україна
29	Амітаз-Т	6,75 мг/смужку, тимол (0,8 мг), ЕО ялиці (0,8 мг)	смужки деревні	ДВП «Скіф»	Україна
30	Апигель	0,024 %, тимол (0,5 %), ЕО коріандру (0,3 %)	гель	ЗАО «Агробіопром»	РФ
31	Апімітрин з тимолом	12,5% розчин, тимол	концентрат емульсії в ампулах 1,0 мл	ПрАТ «Реагент»	Україна
32	Апитак	12,5 % р-н, ЕО чебрецю (1,5%)	концентрат емульсії в ампулах 0,5 і 1,0 мл	ООО «Аписфера-2000»	РФ
33	Basalt	12,5 мг/таблетку, тимол (4,5 мг)	таблетки фумігаційні	ТОВ ВФ «Базальт»	Україна
34	Basalt	6,8 мг/смужку, тимол (0,8 мг)	смужки деревні	ТОВ ВФ «Базальт»	Україна
35	Біпін-Т	12,5 % розчин (згідно сертифікату відповідності від 01.2019 р.)	концентрат емульсії в ампулах 1,0 мл	ДВП «Скіф»	Україна
36	Біпін-Тимол	12,5% розчин, тимол (1,5 %)	концентрат емульсії в ампулах 0,5 і 1,0 мл	ТОВ «O.L.KAR-АгроЗооВет-Сервіс»	Україна
37	Варроадез	6,85 мг/смужку, ЕО коріандру (0,8 мг)	смужки деревні	ЗАТ «Агробіопром»	РФ
38	Пчеловар	12,5 мг/таблетку, тимол (6,25 мг), ментол (4,17 мг), калієва селітра (5 мг)	таблетки фумігаційні	ООО «Нектар»	Білорусь
2. Флувалінат (Fluvalinate) C ₂₆ H ₂₂ ClF ₃ N ₂ O ₃					
2.1. Однокомпонентні препарати					
39	Акарасан®	20 мг/смужку	смужки картонні термічні, просякнуті калієвою селітрою	ООО «Апи-Сан»	РФ
40	Аква-Фло	20 % розчин	розчин у ампулах 1,0 мл	ООО «Унифарм»	РФ
41	Апифит	100 мг/смужку	смужки деревні	ООО «Эковит»	РФ
42	Варокіл ХЛ	40 мг/смужку	смужки полімерні	Sichuan Wangshi Animal Health Co., Ltd, KHP	KHP
43	Manhao	40 мг/смужку	смужки полімерні	Sichuan Wangshi Animal Health Co., Ltd, KHP	KHP
44	ManPu	40 мг/смужку	смужки полімерні, смужки деревні	Sichuan Wangshi Animal Health Co., Ltd, KHP	KHP

Продовження таблиці Д.1

№	Назва препарату	Концентрація / вміст діючої речовини	Форма випуску	Виробник	Країна виробника
45	Mavrilk	40 мг/смужку	смужки полімерні	Sichuan Wangshi Animal Health Co., Ltd, KHP	KHP
46	Melisan	2,0 %	смужки деревні	Melifera-Nord	Молдова
47	ПАК-750	750мг/смужку	смужки деревні	ООО «Унифарм»	РФ
48	Танис	0,5 мг/смужку	смужки картонні термічні, просіяні натрієвою селітрою	ООО «Альтернатива»	РФ
49	Флувалісан	40 мг/смужку	смужки полімерні	ВНП «УКРЗООВЕТ-ПРОМІОСТАЧ»	Україна
50	Фумисан®	8 мг/смужки	смужки деревні	ООО «Апи-Сан»	РФ
2.2. Комбіновані препарати на основі флувалінату					
51	Варросан®	4 мг/смужку, гераніол (0,02мг)	смужки деревні	ООО «Апи-Сан»	РФ
52	Manjie	4,2 %, мурашина кислота (0,8 %)	спрей	Sichuan Wangshi Animal Health Co., Ltd, KHP	KHP
2.3. Тау-флувалінат					
53	Апісан	41 мг/смужку	смужки деревні	ННЦ «ІЕКВМ»	Україна
54	Апісан	40 мг/смужку	смужки деревні	«Харків НДП ВМ»	Україна
55	Apistan	824 мг 10,3 % розчину/смужку	смужки полімерні	Wellmark International	США
56	Апіваро Pro	81 мг/смужку	смужки картонні	ТМ BeeWell ТзОВ Українсько-польське спільне підприємство «ЗВК»	Україна, Польща
57	Варолом	80 мг/смужку	смужки деревні	ФОП «Лемішев О.М.»	Україна
58	Varotom®	80 мг/смужку	смужки деревні	Evrotom	Сербія
59	Gabon PF	90 мг/смужку	смужки деревні	Výzkumný ústav včelařský, s.r.o Dole	Чехія
60	Екогао	80 мг/смужку	смужки деревні	SHINIL BIOGEN CO., LTD	Республіка Корея
61	Mavrik	42 % розчин	концентрат емульсії	інформація відсутня	Греція
62	Mavrik	42 % розчин	концентрат емульсії	ADAMA Ltd.	Ізраїль
63	Mavrirol	240 мг/стрічку	стрічки	Institutul de cercetare - dezvoltare pentru apicultura S.A.	Румунія
64	Тауфлу	80 мг/смужку	смужки деревні	ПрАТ «РЕАГЕНТ»	Україна
2.4. Комбіновані препарати на основі тау-флувалінату					
65	Апі-флу	80 мг/смужку, ЕО чебрецю (25мг), лаванди (35 мг), розмарину (30 мг)	смужки деревні	ДВП «Скіф»	Україна
66	Флувалидез®	60 мг/смужку, ЕО чебрецю (60мг), лаванди (60 мг), розмарину (80 мг)	смужки деревні	ЗАО «Агробіопром»	РФ
2.5. Натрію флувалінат					
67	Бивароол	24 % розчин	концентрат емульсії в ампулах 0,5 і 1,0 мл	ЗАО «Агробіопром»	РФ
68	Апізан	40 мг/смужку	смужки деревні	ПП «Наукове»	Україна

Продовження таблиці Д.1

№	Назва препарату	Концентрація / вміст діючої речовини	Форма випуску	Виробник	Країна виробника
3. Флуметрин (Flumetrin) $C_{28}H_{22}Cl_2FNO_3$					
3.1. Однокомпонентні препарати					
69	Антиваро	3,6 мг/смужку	смужки деревні	ТОВ «О.Л.КАР-АгроЗooВет-Сервіс»	Україна
70	Arpnum	4,15 мг/смужку	смужки картонні	SHINIL, BIOGEN CO., LTD	Південна Корея
71	Апіфлум	інформація відсутня	смужки деревні	ТМ BeeWell ТЗОВ Українсько-польське спільне підприємство «ЗВК»	Україна, Польща
72	Bayvarol	3,6 мг/смужку	смужки полімерні	Bayer AG	Німеччина
73	Varostop	3,6 мг/смужку	смужки деревні	Primavet-Sofia Ltd	Болгарія
74	Варофарм	3,6 мг/смужку	смужки деревні	ТОВ «Фарматрон»	Україна
75	Варофлу	3,6 мг/смужку	смужки деревні	ПрАТ «РЕАГЕНТ»	Україна
76	Manjing	3,6 мг/смужку	смужки полімерні	Sichuan Wangchi Animal Health Co	КНР
77	ФлуКонтакт	3,6 мг/смужку	смужки деревні	ФОП «Лемішев О.М.»	Україна
78	ФлуКонтакт «М/93»	3,6 мг/смужку	смужки деревні	«Меліса-93»	Україна
79	Флуактив	3,6 мг/смужку	смужки деревні	Ekovet	Польща
3.2. Комбіновані препарати на основі флуметрину					
80	Флумет-Рій	3,85 мг/смужку, тимол (0,8 мг), ЕО ялиці (0,75 мг)	смужки деревні	ДВП «Скіф»	Україна
4. Бромпропілат (Brompropilata) $(BrC_6H_4)_2C(O)COOCH(CH_3)_2$					
81	Неорам	інформація відсутня	рідина в ампулах по 1 мл	ООО «Унифарм»	РФ
82	Неорон	500 г/л	концентрат емульсії	Syngenta AG	Нідерланди
83	Неорон-Т	0,3 г / смужка	картонні смужки, просякнуті калієвою селітрою	Syngenta AG	Нідерланди
84	Folbex VA	370 мг/смужку	смужки паперові	Ciba-Geigy Agrochemicals	Швейцарія
5. Кумафос (Kumafos) $C_{14}H_{16}ClO_5PS$					
85	Perizin	3,2 % розчин	концентрат емульсії	Bayer AG	Німеччина
86	CheckMite+	13,6 г/смужку	смужки деревні	Bayer AG	Німеччина
6. Акрінатрин (Acrinathrin) $C_{26}H_{21}F_6NO_5$					
87	Gabon PA-92	1,2–1,7 мг/смужку	смужки деревні	Bee Research Institute at Dol	Чехія
7. Комбіновані синтетичні препарати					
88	Varachet-forte	тау-флувалінат (240 г/л), аміпраз (200 г/л)	рідина для фумігації	SC Apicris Natura SRL	Румунія
89	Varachet-forte	аміпраз (150 мг), тау-флувалінат (60 мг)	рідина для фумігації	SC Apicris Natura SRL	Румунія

Продовження таблиці Д.1

№	Назва препарату	Концентрація / вміст діючої речовини	Форма випуску	Виробник	Країна виробника
90	Ветфор®	флувалінат (80 мг/смужку), амітраз (5 мг), ЕО ялиці (0,02 мл), диметил сульфоксид (2 мл)	смужки деревні	ООО НІПЦ «ФОКС и Ко»	РФ
91	Флуамі	флутетрин (3,60 мг), амітраз (5,25 мг), тимол (40 мг), ЕО коріандру (10 мг), лаванди (14 мг), розмарину (15 мг), чебрецю (12 мг)	смужки деревні	ООО «Нектар»	Білорусь
8. Органічні кислоти					
8.1. Мурашина кислота (Formic acid) CH ₂ O ₂					
92	Муравьинка®	85 %	гель	ООО «Аписфера 2000»	РФ
93	Formidol	85 %, 40 мл/смужку	смужка целюлозна	Bee Research Institute at Dol	Чехія
94	Furmitom®	60 %, 17 г/смужку	смужки картонні	Evrotom	Сербія
95	Мурашина кислота-бджола	86,5 %	рідина	ТОВ «УКРВЕТБІО-ФАРМ»	Україна
96	Мурашина кислота для бджільництва	інформація відсутня	рідина в ампулах по 5 мл	ДВП «Скіф»	Україна
97	Муравьиная кислота	інформація відсутня	рідина	ТОВ «ХІМАП»	Україна
8.2. Щавлева кислота (Oxalic acid) C ₂ H ₂ O ₄					
98	Щавлева кислота		порошок	ТОВ «О.Л.КАР-АгроЗooВет-Сервіс»	Україна
99	Щавлева кислота		порошок	ДВП «Скіф»	Україна
100	Щавлева кислота-бджола		порошок	ТОВ «УКРВЕТБІОФАРМ»	Україна
101	Щавелева* кислота		порошок	ПрАТ «Реагент»	Україна
8.3. Комбіновані препарати на основі щавлевої кислоти					
102	Бисанар®	щавлева кислота (20 %), тимол (10%), ЕО коріандру (5%), ялиці (5%)	рідина в ампулах по 1 мл	ЗАО «Агробіопром»	РФ
103	Бисанар®	щавлева кислота (20 %), тимол (10%)	рідина	ЗАО «Агробіопром»	РФ
104	Бисанол	щавлева кислота (1,2 %), тимол (0,5%), ЕО коріандру, ялиці	рідина	інформація відсутня	Україна
105	Гліоксія	3,125 г/смужку, глицерин (6,250 г), вазелінова олія (1,725 г)	смужки картонні	ДВП «Скіф»	Україна

Продовження таблиці Д.1

№	Назва препарату	Концентрація / вміст діючої речовини	Форма випуску	Виробник	Країна виробника
106	Саноксин	щавлева кислота (99,9%), тимол (0,1%)	порошок	ООО «Апи-Сан»	РФ
8.4. Молочна кислота (Lactat acid) $C_3H_5O_3$					
107	Молочна кислота	молочна кислота (37,5 %), ангідрид молочної кислоти (2,5%)	рідина	ТОВ «УКРВЕТБІОФАРМ»	Україна
108	Молочна кислота	40 %	рідина	ПП "Хмельницькмед"	Україна
109	Молочна кислота	40 %	рідина	ТОВ «ХІМАПІ»	Україна
110	Молочна кислота	80 %	рідина	ТОВ «ХІМАПІ»	Україна
111	Молочна кислота	40 %	рідина	ТОВ ВФ «Базальт»	Україна
112	Молочная кислота	молочна кислота (40 %), ангідрид молочної кислоти (2,5%)	рідина	ООО «СКИМК»	РФ
9. Тимол (Thymol) $C_{10}H_{14}O$					
9.1. Однокомпонентні препарати					
113	Apiguard® Gel	12,5 г	гель	Vita (Europe) Limited	Великобританія
114	Тимол	інформація відсутня	порошок	ПрАТ «Реагент»	Україна
115	Тymol-V	1000 мг/г	порошок	ООО «Унифарм»	РФ
116	Apimol	інформація відсутня	порошок	Melifera-Nord	Молдова
9.2. Комбіновані препарати на основі тимолу					
117	Апидез	тимол (60 мг), ЕО ялиці (80 мг)	смужки деревні	ЗАО «Агробиопром»	РФ
118	Apitand Plus	тимол, ЕО м'яти перцевої, лавра, евкаліпту	смужки картонні	Turkey Beekeeping Limited	Туреччина
119	Апіхелс	тимол (250 мг/г), ЕО евкаліпту (50 мг), ментол (12 мг)	гель	Бровафарма	Україна
120	Бджолодез	60 мг/смужку, ЕО ялиці (80 мг)	смужки деревні	ДВП «Скіф»	Україна
121	Varroa Mucadelesi	тимол, ЕО м'яти перцевої, лавра, евкаліпту	смужки картонні	Turkey Beekeeping Limited	Туреччина
122	Gold Varroa	тимол (30%), ЕО м'яти перцевої, лавра, евкаліпту	смужки картонні	Turkey Beekeeping Limited	Туреччина
123	Екостоп	5 г/смужку, ЕО м'яти (2 г)	смужки полімерні	ООД «Примавет-Софія»	Болгарія
124	Organik Dogal	тимол, ЕО м'яти перцевої, лавра, евкаліпту	смужки картонні	Turkey Beekeeping Limited	Туреччина

Продовження таблиці Д.1

№	Назва препарату	Концентрація / вміст діючої речовини	Форма випуску	Виробник	Країна виробника
125	Тиматол	60 мг/смужку, ЕО ялиці (80 мг)	смужки деревні	ООО «Нектар»	Білорусь
126	Dogal Varroa Dokme	тимол, ЕО м'яти перцевої, лавра, евкаліпту	смужки картонні	Turkey Beekeeping Limited	Туреччина
9.2. Рослинні препарати					
127	АПИЛИНОЛ®	ЕО коріандру, ліналоол, 7 г	смужки картонні	ООО «Фармбиомедсервис»	РФ
128	АпиМакс	екстракти часнику (10 мл), хвої (40 мл), хвоща польового (10 мл), ехінацеї пурпурової (10 мл), перцю червоного гіркого (10 мл), евкаліпту шаровидного (10 мл), полину звичайного (10 мл)	густий екстракт (бальзам)	ООО «Унифарм»	РФ
129	Бджоліус	екстракт хвої, часнику, хвощу польового, ехінацеї пурпурової, полину звичайного, евкаліпту кулястого, перцю пекучого	густий екстракт	ДВП «Скіф»	Україна
130	Varro & Bee	олія соняшникова, ЕО лавра, чебрецю, олія чорного кмину	смужки картонні	Turkey Beekeeping Limited	Туреччина
131	Девар	0,7 мл/смужку, ЕО ялівцю, чебрецю, кипарису	смужки деревні	ННЦ «Інститут бджільництва імені П.І. Прокоповича»	Україна
132	Еко-плюс	ЕО чебрецю (0,55 мг/смужку), коріандру (0,85 мг), м'яти (0,25 мг), полину гіркого (0,35 мг), ялиці (0,20 мг), евкаліпту (0,20 мг), ялівцю (0,25 мг)	смужки деревні	ДВП «Скіф»	Україна
133	Екопол	ЕО коріандру (80 мг), чебрецю (50 мг), полину гіркого (30 мг), ментол (20 мг)	смужки деревні	ЗАО «Агробіопром»	РФ
134	КАС-81	соснові бруньки (20 г), полин гіркий, трава (20 г), полин гіркий, квіти (360 г)	рослинна сировина		Україна

Завершення таблиці Д.1

№	Назва препарату	Концентрація / вміст діючої речовини	Форма випуску	Виробник	Країна виробника
10. Інші препарати					
135	Bioacaracide-R5	похідні органічних карбонових кислот	рідина	Амперсенд ЛТД, ООО	Україна
136	Санапін	біокисна метало-силікатна сполука	рідина у ампулах по 1 мл	ДВП «Скіф»	Україна

Примітки: * – збережено авторський правопис; ЕО – ефірна олія.

Додаток Е

Таблиця Е.1

Функціональні кластери стейкхолдерів екосистемних послуг лісових екосистем (авторська розробка)

Кластер стейкхолдерів	Сфера інтересів	Приклади ЕП			
		Локальний рівень	Регіональний рівень	Національний рівень	Міжнародний рівень
Окремі особи та сім'ї	Засоби для існування та інші вигоди від проживання поруч з лісом або відвідування лісу.	деревина для опалення і будівництва, недеревні ресурси, дичина, рекреація, кормова база для худоби, бджільництва, естетичний досвід, джерело натхнення	сировина для народних промислів, новорічні ялинки, недеревні ресурси, дичина, рекреація, туризм, естетичний досвід, джерело натхнення	недеревні ресурси, туризм, естетичний досвід, джерело натхнення	туризм, естетичний досвід, джерело натхнення
Місцеві громади	Засоби для існування та економічної діяльності, поліпшення якості довкілля, культурні цінності.	деревна і недеревна сировина, робочі місця, поліпшення якості вод, ґрунтів та повітря, регулювання водного потоку, забезпечення оселищ для цінних тварин, джерело знань	сировина, регулювання клімату, захист від паводків, формування мікроклімату, генетичні ресурси, обмін досвідом	регулювання клімату, обмін досвідом	регулювання клімату, обмін досвідом
Етнічні та етнографічні групи	Засоби для існування, унікальні системи знань і культурні цінності, пов'язані з лісовими екосистемами.	самоідентифікація, світогляд, культурна спадщина, культурна трансмісія, умови для народних промислів, джерело знань і натхнення	відчуття належності, культурна спадщина, обмін досвідом	відчуття належності, культурна спадщина, обмін досвідом	відчуття належності, культурна спадщина, обмін досвідом
Промислові і комерційні підприємства Державні установи	Сировина для виробництва і створення умов для збуту товару та надання послуг. Об'єкт управління та регулювання, реформування, підтримки ініціатив та міжнародної співпраці.	деревна і недеревна сировина, мисливські тварини, мальовничі ландшафти, рекреаційні ресурси, джерело натхнення сировина, рекреаційні ресурси, робочі місця, поліпшення якості вод, ґрунтів і повітря, регулювання природних катаклізмів, поглинання відходів, біологічний контроль	деревна і недеревна сировина, мисливські тварини, мальовничі ландшафти, рекреаційні ресурси, джерело натхнення сировина, рекреаційні ресурси, поліпшення якості вод, ґрунтів та повітря, регулювання природних катаклізмів, поглинання відходів, біологічний контроль	деревна і недеревна сировина, мальовничі ландшафти, рекреаційні ресурси, джерело натхнення сировина, регулювання природних катаклізмів, регулювання клімату і хімічного складу атмосфери, водорегулювання, обмін досвідом, міжнародна співпраця	деревна і недеревна сировина, мальовничі ландшафти, рекреаційні ресурси, джерело натхнення

Продовження таблиці Е.1

Кластер стейкхолдерів	Сфера інтересів	Приклади ЕП			
		Локальний рівень	Регіональний рівень	Національний рівень	Міжнародний рівень
Наукові та освітні установи	Джерело об'єктів і матеріалів для дослідження. Платформа для генерування знань і застосування напрацювань у галузях лісництва, охорони природи, екології тощо. Освітній простір.	джерело знань, генетичні ресурси, підтримання біологічного різноманіття, колообіг поживних речовин, забезпечення оселищ, сировина, рекреаційний потенціал, співпраця з практиками	джерело знань, генетичні ресурси, підтримання біологічного різноманіття, колообіг поживних речовин, забезпечення оселищ, сировина, рекреаційний потенціал, співпраця з практиками	джерело знань, генетичні ресурси, підтримання біологічного різноманіття, колообіг поживних речовин, забезпечення оселищ, сировина, рекреаційний потенціал, співпраця з практиками, обмін досвідом	джерело знань, генетичні ресурси, підтримання біологічного різноманіття, сировина, рекреаційний потенціал, співпраця з практиками, обмін досвідом
Природоохоронні заклади і організації	Підтримка і відновлення екосистемного потенціалу, збереження рідкісних видів та природних оселищ.	підтримання біологічного різноманіття, забезпечення оселищ, генетичні ресурси, колообіг поживних речовин, ґрунтогенез, водоутримання і водорегулювання, поліпшення якості вод, ґрунтів і повітря, джерело знань	підтримання біологічного різноманіття, забезпечення оселищ, генетичні ресурси, поліпшення якості вод, ґрунтів і повітря, регулювання клімату і хімічного складу атмосфери, водорегулювання, джерело знань	підтримання біорізноманіття, забезпечення оселищ, генетичні ресурси, поліпшення якості вод, ґрунтів і повітря, регулювання клімату і складу атмосфери, водорегулювання, джерело знань, міжнародна співпраця	підтримання біологічного різноманіття, - забезпечення оселищ, генетичні ресурси, регулювання клімату і хімічного складу атмосфери, джерело знань, обмін досвідом, міжнародна співпраця
Неурядові та громадські організації	Формування сприятливого навколишнього середовища, гідних умов праці та добробуту населення.	робочі місця, поліпшення якості вод, ґрунтів і повітря, регулювання природних катаклізмів, поглинання відходів, біологічний контроль, забезпечення оселищ, рекреаційний потенціал	поліпшення якості вод, ґрунтів і повітря, регулювання природних катаклізмів, поглинання відходів, біологічний контроль, забезпечення оселищ, рекреаційний потенціал	регулювання природних катаклізмів, регулювання клімату і хімічного складу атмосфери, водорегулювання, забезпечення оселищ, підтримання біологічного різноманіття	джерело знань, обмін досвідом, регулювання клімату і хімічного складу атмосфери, підтримання біологічного різноманіття, забезпечення оселищ, генетичні ресурси
Інвестори	Нові проєкти та ініціативи, які сприяють збереженню та сталому використанню лісових ресурсів, збільшенню продуктивності та рентабельності лісництва.	сировина, рекреаційні ресурси, мальовничі ландшафти, біологічний контроль, забезпечення оселищ, поліпшення якості вод, ґрунтів і повітря, регулювання природних катаклізмів	сировина, рекреаційні ресурси, мальовничі ландшафти, регулювання природних катаклізмів, регулювання клімату і хімічного складу атмосфери, водорегулювання	сировина, рекреаційні ресурси, мальовничі ландшафти, регулювання клімату і хімічного складу атмосфери	сировина, рекреаційні ресурси, мальовничі ландшафти, регулювання клімату і хімічного складу атмосфери, підтримання біологічного різноманіття, генетичні ресурси

Таблиця Е.2

Функціональні кластери стейкхолдерів екосистемних послуг агроєкосистем (авторська розробка)

Кластер стейкхолдерів	Сфера інтересів	Приклади ЕП			
		Локальний рівень	Регіональний рівень	Національний рівень	Міжнародний рівень
Власники присадибних ділянок	Задоволення власних продовольчих потреб та інші вигоди від ведення самоокупного присадибного господарства.	продукти харчування, корм для свійських тварин, технічна сировина, структура і родючість ґрунту, біологічний контроль, запилення, підтримання агробіорізноманіття, культурна трансмісія, естетичний досвід, джерело знань	запилення, підтримання агробіорізноманіття, генетичного і сортового різноманіття, естетичний досвід, джерело знань, джерело натхнення, обмін досвідом, рекреація і туризм, культурна спадщина	підтримання генетичного і сортового різноманіття, естетичний досвід, джерело знань, джерело натхнення, обмін досвідом, рекреація і туризм, культурна спадщина	підтримання генетичного і сортового різноманіття, естетичний досвід, джерело натхнення, обмін досвідом, рекреація і туризм
Фермерські господарства та виробничі кооперативи	Вирощування та реалізація сільськогосподарської продукції переважно для потреб внутрішнього ринку.	сільськогосподарська продукція, біопаливо, структура і родючість ґрунту, регулювання ерозії, водоутримання, підтримання генетичного і сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, джерело знань, робочі місця, відчуття належності	підтримання агробіорізноманіття, генетичного і сортового різноманіття, органічні добрива, секвестрація вуглецю, якість води, запилення, біологічний контроль, джерело знань, робочі місця, відчуття належності, обмін досвідом	підтримання агробіорізноманіття, генетичного і сортового різноманіття, секвестрація вуглецю, джерело знань, культурна спадщина, обмін досвідом	підтримання генетичного і сортового різноманіття, регулювання клімату, джерело натхнення, обмін досвідом
Місцеві громади	Задоволення власних продовольчих потреб, засоби для економічної діяльності, розвиток сільського туризму, добробут населення.	сільськогосподарська продукція, біопаливо, структура і родючість ґрунту, регулювання ерозії, водоутримання, підтримання агробіорізноманіття, генетичного і сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, робочі місця, рекреаційні ресурси, відчуття належності, культурна і релігійна цінність	сировина, органічні добрива, регулювання якості води, секвестрація вуглецю, підтримання агробіорізноманіття, генетичного і сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, джерело знань, робочі місця, обмін досвідом, рекреаційні ресурси	сировина, підтримання агробіорізноманіття, генетичного і сортового різноманіття, секвестрація вуглецю, джерело знань, культурна спадщина, обмін досвідом	підтримання генетичного і сортового різноманіття, регулювання клімату, обмін досвідом
Агрохолдинги, концерни	Вирощування та реалізація високорентабельної сільськогосподарської продукції для потреб внутрішнього ринку і, здебільшого, на експорт.	сільськогосподарська продукція, біопаливо, структура і родючість ґрунту, регулювання ерозії, водоутримання, підтримання генетичного і сортового різноманіття, запилення, робочі місця	біопаливо, структура і родючість ґрунту, підтримання генетичного і сортового різноманіття, запилення, робочі місця	насінний матеріал, біопаливо, підтримання генетичного і сортового різноманіття	сировина, підтримання генетичного і сортового різноманіття

Продовження таблиці Е.2

Кластер стейкхолдерів	Сфера інтересів	Приклади ЕП			
		Локальний рівень	Регіональний рівень	Національний рівень	Міжнародний рівень
Харчова промисловість та споживачі	Сировина для виробництва, продукція на реалізацію і для задоволення власних потреб.	сільськогосподарська продукція, підтримання сортового різноманіття, органічний продукт	сільськогосподарська продукція, підтримання сортового різноманіття, органічний продукт	сільськогосподарська продукція, підтримання сортового різноманіття, органічний продукт	сільськогосподарська продукція, підтримання сортового різноманіття, органічний продукт
Бджолярі	Кормовий ресурс для бджіл, надання платної послуги запилення.	підтримання агробіорізноманіття, запилення, біологічний контроль	підтримання агробіорізноманіття, запилення, біологічний контроль	підтримання агробіорізноманіття, обмін досвідом	підтримання агробіорізноманіття, обмін досвідом
Туристи	Рекреація та споживання органічних продуктів харчування.	підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, естетичний досвід, джерело знань і натхнення, органічний продукт, відчуття належності, культурна спадщина	підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, мальовничі ландшафти, естетичний досвід, джерело знань і натхнення, органічний продукт, відчуття належності, культурна спадщина	підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, мальовничі ландшафти, естетичний досвід, джерело знань і натхнення, органічний продукт, відчуття належності, культурна спадщина	підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, мальовничі ландшафти, естетичний досвід, джерело знань і натхнення, органічний продукт
Державні установи та дорадчі служби	Об'єкт управління та регулювання, реформування, підтримки ініціатив і міжнародної співпраці.	продовольча сировина, біопаливо, робочі місця, рекреаційні ресурси, органічний продукт, підтримання генетичного і сортового різноманіття, родючість ґрунту, якість вод	продовольча сировина, біопаливо, рекреаційні ресурси, органічний продукт, підтримання генетичного і сортового різноманіття, родючість ґрунту, регулювання клімату	продовольча сировина, біопаливо, робочі місця, органічний продукт, підтримання генетичного і сортового різноманіття, родючість ґрунту, регулювання клімату, обмін досвідом, міжнародна співпраця	
Наукові та освітні установи	Джерело об'єктів і матеріалів для дослідження. Платформа для генерування знань і застосування напрацювань у галузях сільського господарства, екології, зеленої економіки тощо. Освітній простір.	джерело знань, структура і родючість ґрунту, регулювання ерозії, водоутримання, колообіг поживних речовин, секвестрація вуглецю, підтримання агробіорізноманіття, генетичного і сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, співпраця з практиками	джерело знань, структура і родючість ґрунту, регулювання ерозії, водоутримання, колообіг поживних речовин, секвестрація вуглецю, підтримання агробіорізноманіття, генетичного і сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, співпраця з практиками	джерело знань, структура і родючість ґрунту, регулювання ерозії, водоутримання, колообіг поживних речовин, секвестрація вуглецю, підтримання агробіорізноманіття, генетичного і сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, співпраця з практиками, обмін досвідом	підтримання агробіорізноманіття, генетичного і сортового різноманіття, регулювання клімату, запилення, біологічний контроль, співпраця з практиками, обмін досвідом

Продовження таблиці Е.2

Кластер стейкхолдерів	Сфера інтересів	Приклади ЕП			
		Локальний рівень	Регіональний рівень	Національний рівень	Міжнародний рівень
Неурядові, громадські та природоохоронні організації	Поліпшення засобів до існування для фермерів і сільських громад, сприяння сталим агропрактикам.	органічний продукт, біопаливо, робочі місця, підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, структура і родючість ґрунту, секвестрація вуглецю	органічний продукт, біопаливо, підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, якість вод, секвестрація вуглецю	органічний продукт, біопаливо, робочі місця, підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, якість вод, регулювання клімату, обмін досвідом, міжнародна співпраця	підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, запилення, біологічний контроль, якість вод, регулювання клімату, обмін досвідом
Інвестори	Нові проєкти та ініціативи, які сприяють підвищенню продуктивності агроугідь і рентабельності сільськогосподарської продукції, впровадженню основ зеленої економіки.	сільськогосподарська продукція, органічний продукт, біопаливо, підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, структура і родючість ґрунту, регулювання ерозії, секвестрація вуглецю	сільськогосподарська продукція, органічний продукт, біопаливо, підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, структура і родючість ґрунту, регулювання ерозії, секвестрація вуглецю	сільськогосподарська продукція, органічний продукт, біопаливо, підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, регулювання клімату	сільськогосподарська продукція, органічний продукт, біопаливо, підтримання агробіорізноманіття і сортового різноманіття, регулювання клімату

Додаток Ж

Таблиця Ж.1

Теми, виокремлені в результаті роботи в 15 фокус-групах на трьох модельних територіях (розроблено у співавторстві, Fedoriak et al., 2021)

Коротка назва теми	Опис теми	Модельна територія			Категорія			
		гірська	передгірська	рівнинна	Соціальна зовнішня	Соціальна внутрішня	Екологічна зовнішня	Екологічна внутрішня
Джерело прибутку	Бджільництво як головне або додаткове джерело прибутку домашнього господарства	+	+	+	+			
Моральне задоволення	Бджільництво як хобі, спосіб відпочинку, мистецтво, засіб для самореалізації	+	+	+	+			
Природні умови	Велика кількість ентомофільних рослин як харчовий ресурс для бджіл, стабільний місцевий клімат, екологічно сприятливий ландшафт та незначне пестицидне навантаження	+	+	+			+	
Локальна співпраця	Офіційне та неформальне співробітництво бджолярів (наприклад, бджолярські асоціації)		+	+	+			
Попит на продукти бджільництва	Зростання попиту на продукти бджільництва серед населення і збільшення обсягів експорту меду та інших продуктів бджільництва	+	+	+		+		
Запилення	Медоносна бджола забезпечує підтримку та функціонування більшості екосистем планети, надаючи послуги з запилення		+	+			+	
Міське бджільництво	Деякі бджолярі намагаються врятувати своїх бджіл від згубного впливу пестицидів, транспортуючи пасіки до міст, багатих на клумби та липові алеї		+	+				+
Занадто мало бджолярів	Відсутність конкуренції та дефіцит запилювачів для сільськогосподарських культур сприяють збільшенню кількості колоній у районі	+		+	+			
Забезпечення роботою	У віддалених селах обласного та районних центрів бджільництво може забезпечити нові робочі місця	+	+	+	+			

Продовження таблиці Е.1

Коротка назва теми	Опис теми	Модельна територія			Категорія			
		гірська	передгірська	рівнинна	Соціальна зовнішня	Соціальна внутрішня	Екологічна зовнішня	Екологічна внутрішня
Використання біологічних засобів захисту рослин	Застосування альтернативних засобів захисту рослин покращує стан довкілля та зменшує втрати бджіл від отруєння пестицидами	+		+			+	
Апітерапія	Традиційна медицина використовує продукти бджільництва для лікування різних захворювань	+	+	+	+			
Виховання молодого покоління	Залучення дітей до бджільництва позитивно впливає на їхнє психоемоційне здоров'я та виховує бережливе ставлення до природи	+			+			
Унікальний мед	Виробництво рідкісних сортів меду з високими смаковими, ароматичними та цілющими властивостями	+					+	
Інтереси бджільництва	Завдяки об'єднанню бджолярів у громадські організації, вони можуть на районному чи державному рівні впливати на уряд задля вдосконалення бджільницької галузі загалом			+		+		
Місцева бджола	Аборигенні бджоли еволюційно адаптувались до місцевих умов навколишнього середовища та найкраще використовують місцеві ресурси, на відміну від інтродукованих видів бджіл.	+	+				+	
Використання пестицидів	Застосування пестицидів призводить до великомасштабної втрати бджолиних сімей за рахунок підвищення стійкості шкідників до пестицидів і призводить до використання нових більш сильних і небезпечних	+	+	+	+			
Фальсифіковані пестициди	Фальсифіковані пестициди становлять до 25% на ринку України і вважаються основною загрозою для агроєкосистем та навколишніх напівприродних середовищ існування	+	+	+		+		
Відсутність контролю за використанням пестицидів	Відсутній державний контроль за використанням пестицидів та механізмами відповідальності у сільському господарстві		+	+		+		

Продовження таблиці Е.1

Коротка назва теми	Опис теми	Модельна територія			Категорія			
		гірська	передгірська	рівнинна	Соціальна зовнішня	Соціальна внутрішня	Екологічна зовнішня	Екологічна внутрішня
Відсутність контролю за ринком пестицидів	Проблема виходу на українські ринки фальсифікованих та заборонених пестицидів			+		+		
Нечесна конкуренція з боку Китаю	Дешевий неякісний китайський мед та фальсифікований мед, що потрапляють на полиці магазинів, призводять до проблем із продажем місцевих продуктів бджолярів	+		+		+		
Відсутність діалогу між бджолярами та фермерами	Загострення конфлікту через отруєння бджіл та пошкодження майна фермерів, виникають труднощі при вирішенні конфлікту			+	+			
Втрата кваліфікованого персоналу	З точки зору бджолярів, найдосвідченішими є бджолярі старшого покоління, яких стає дедалі менше			+	+			
Високі витрати на бджільництво	Високі витрати на утримання пасіки та низька рентабельність	+	+	+	+			
Низькі ціни на продукцію бджільництва	Наявність на ринку підробленого та дешевого китайського меду, разом із нестабільною економічною ситуацією в країні, призводить до зростання витрат та низької ціни на продукти бджільництва.			+		+		
Відсутність державної підтримки	Відсутність субсидій для бджільництва та недосконалість законів у галузі	+	+	+		+		
Інтенсифікація сільського господарства	Інтенсифікація аграрного сектору призводить до збільшення пестицидного навантаження та зростання площ під монокультурою поряд зі зменшенням біорізноманіття		+	+		+		
Зменшення кормових запасів бджіл в природі	Втрата природного покриву земель та інтенсифікація аграрного виробництва призводять до виснаження кормових ресурсів бджіл	+	+	+			+	

Завершення таблиці Е.1

Коротка назва теми	Опис теми	Модельна територія			Категорія			
		Гірська	Передгірська	Рівнинна	Соціальна зовнішня	Соціальна внутрішня	Екологічна зовнішня	Екологічна внутрішня
Занадто багато бджолярів	Висока щільність бджолиних колоній призводить до виснаження кормових ресурсів середовища		+		+			
Зміна клімату	Посуха, нестабільна зима, зсув термінів цвітіння призводить до стресу в бджолиних колоній, і вимагає від них адаптації до швидких кліматичних змін	+	+					+
Страх перед новими хворобами та шкідниками	Такі інвазійні види, як <i>Varroa destructor</i> та потенційно <i>Vespa velutina</i> , <i>Aethina tumida</i> викликають занепокоєння у бджолярів	+	+					+
Неякісні лікарські засоби від вароозу	Стійкість <i>Varroa destructor</i> та фальсифікація противароозних препаратів призводять до проблем у лікуванні вароозу		+			+		
Імпорт нових порід бджіл	В Україні відсутній контроль за ввезенням нових порід бджіл	+	+			+		
Запозичення негативного досвіду	Запозичення негативного досвіду з боку ЄС			+		+		
Загалом		20	22	25	12	12	6	3

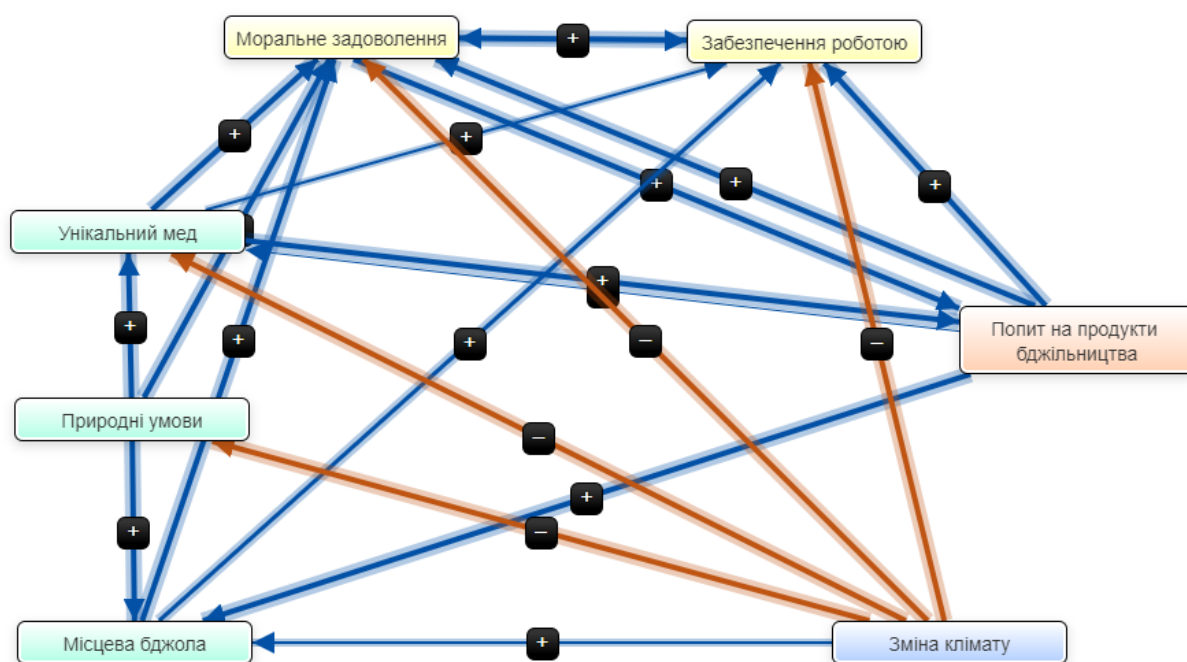


Рис. Ж.1. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 1 (с. Фошки, гірська модельна територія)

Примітки: тут і далі жовті блоки відображають внутрішні соціальні чинники; помаранчеві – зовнішні соціальні; зелені – внутрішні екологічні; блакитні – зовнішні екологічні; синіми стрілками позначено позитивний зв'язок, червоними – негативний. Товщина стрілки демонструє інтенсивність впливу. Всі представлені теми, зв'язки між ними, напрямки та інтенсивність зв'язків відображають колективне бачення бджолярів-учасників фокус-групи. Результати нечіткого когнітивного картування візуалізовані авторкою у середовищі Mental Modeler.

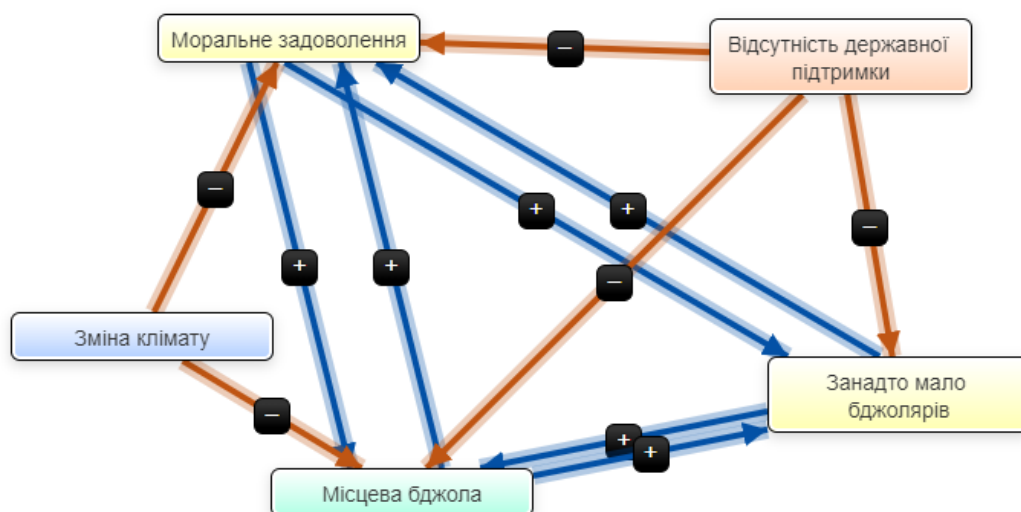


Рис. Ж.2. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 2 (с. Селятин, гірська модельна територія)

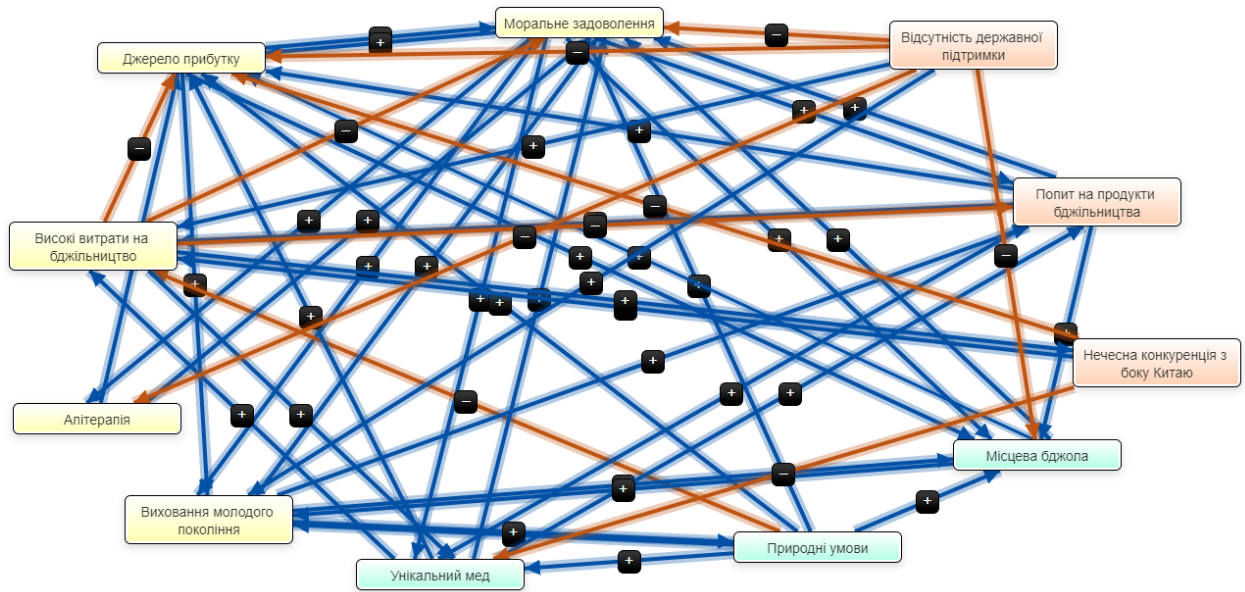


Рис. Ж.3. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 3 (с. Селятин, гірська модельна територія)

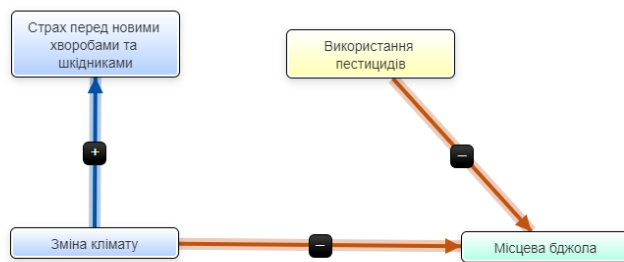


Рис. Ж.4. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 4 (с.мт Путила, гірська модельна територія)

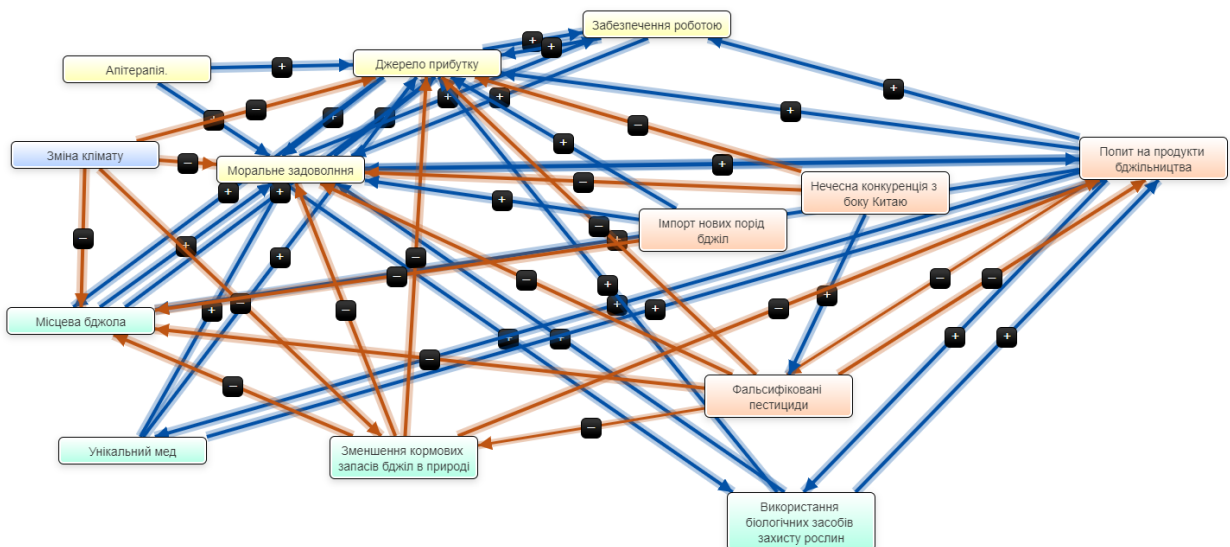


Рис. Ж.5. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 5 (с.мт Путила, гірська модельна територія)

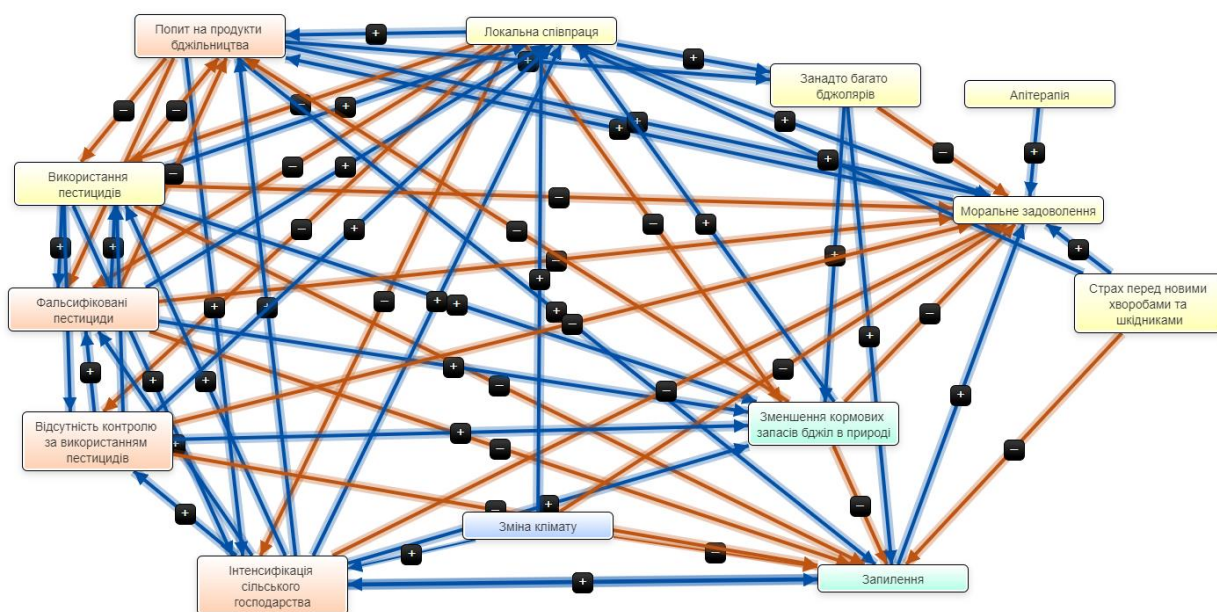


Рис. Ж.6. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 6 (с. Старі Бросківці, передгірська модельна територія)

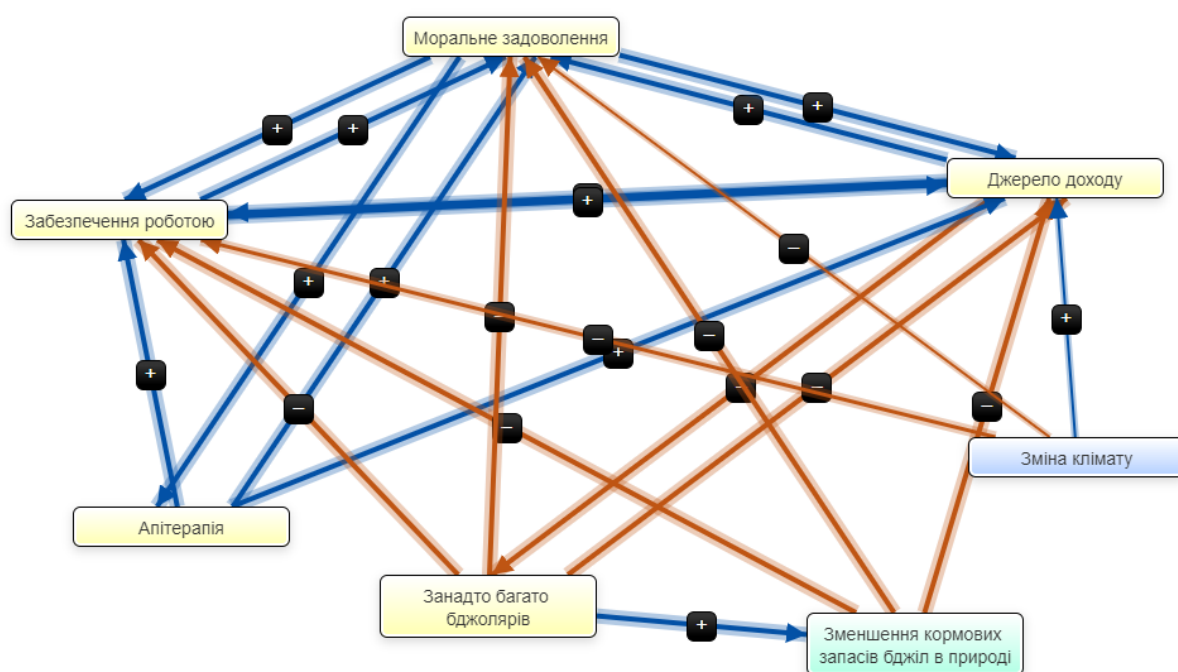


Рис. Ж.7. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 7 (с. Стара Жадова, передгірська модельна територія)

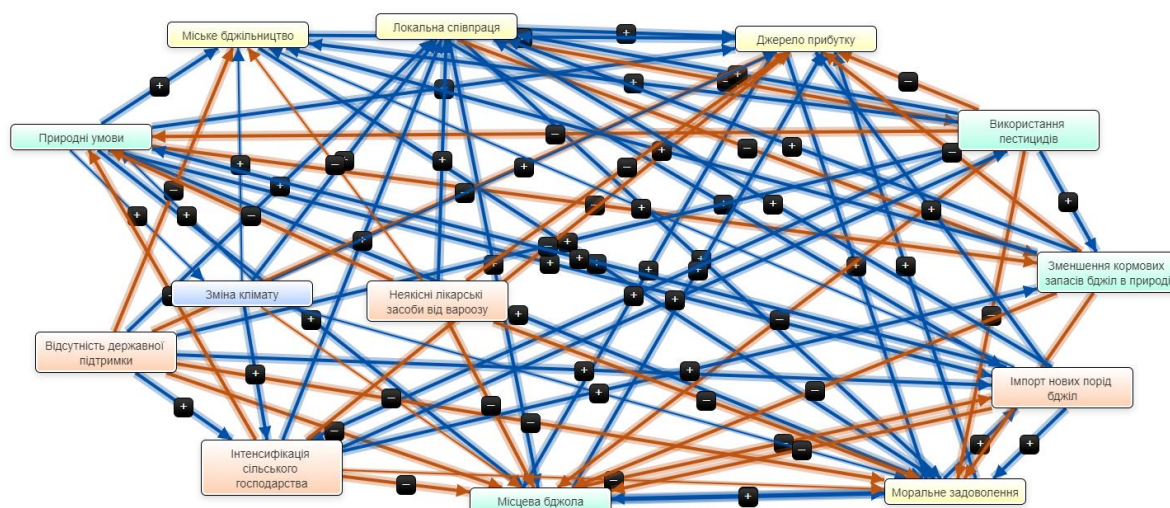


Рис. Ж.8. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 8 (м. Сторожинець, передгірська модельна територія)

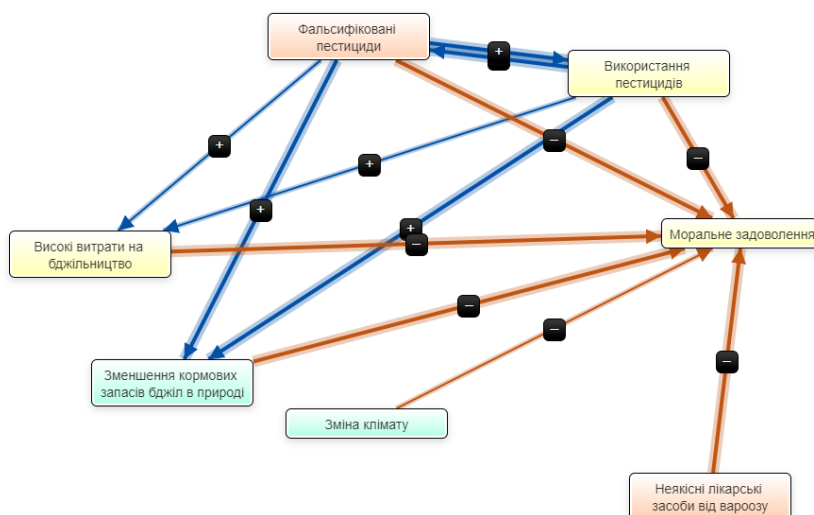


Рис. Ж.9. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 9 (м. Сторожинець, передгірська модельна територія)

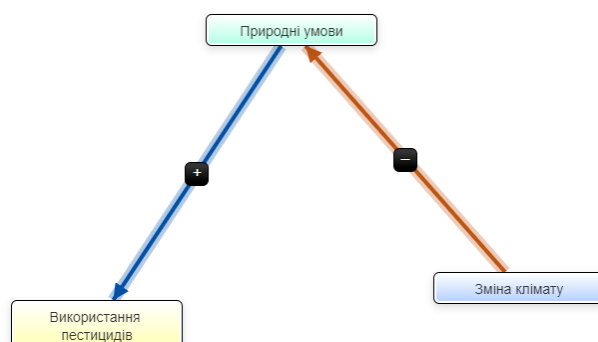


Рис. Ж.10. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 10 (с. Дубово, передгірська модельна територія)

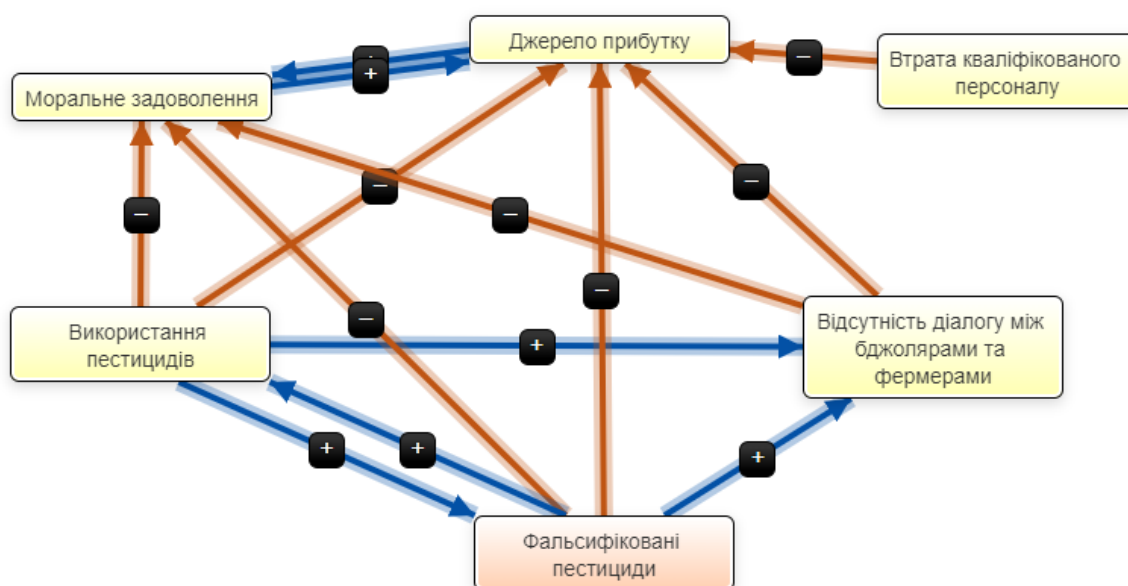


Рис. Ж.11. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 11 (с. Зарожани, рівнинна модельна територія)

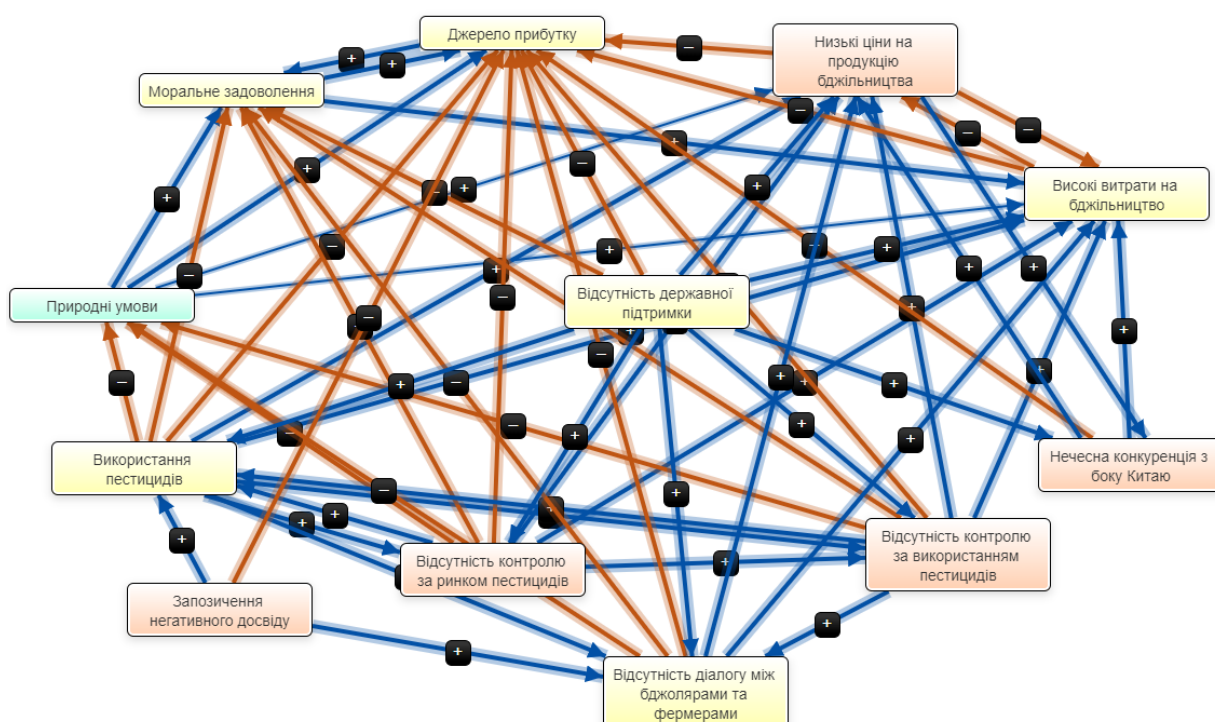


Рис. Ж.12. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 12 (с. Поляна, рівнинна модельна територія)

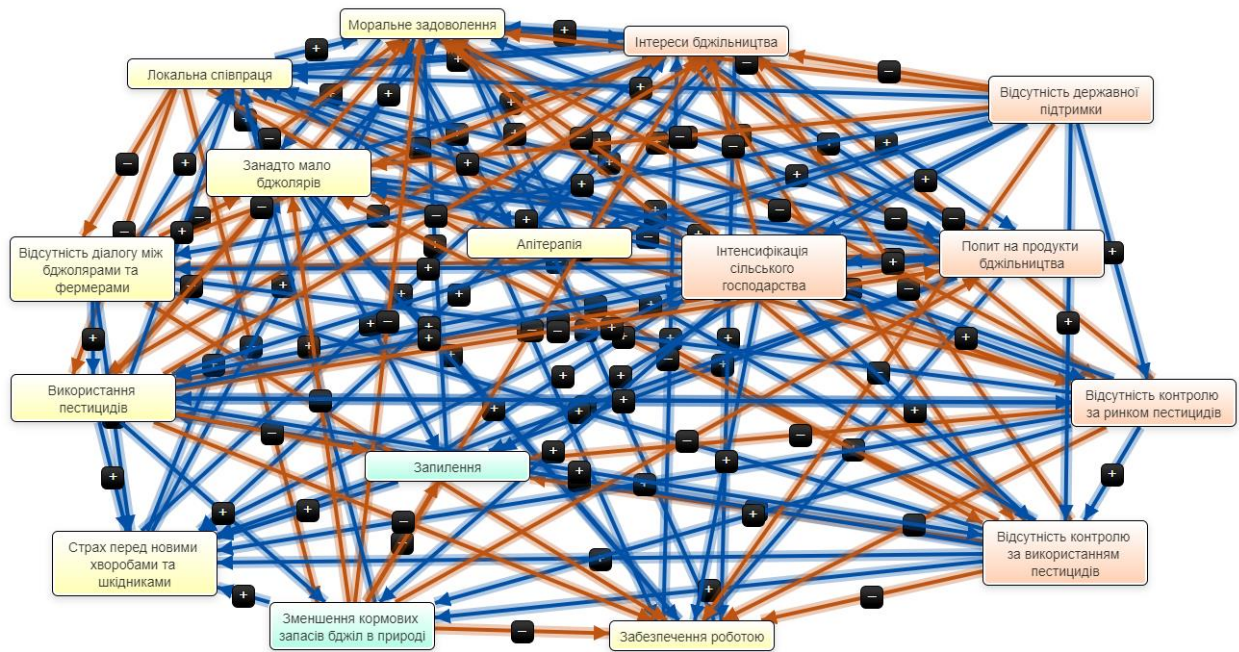


Рис. Ж.13. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 13 (м. Хотин, рівнинна модельна територія)

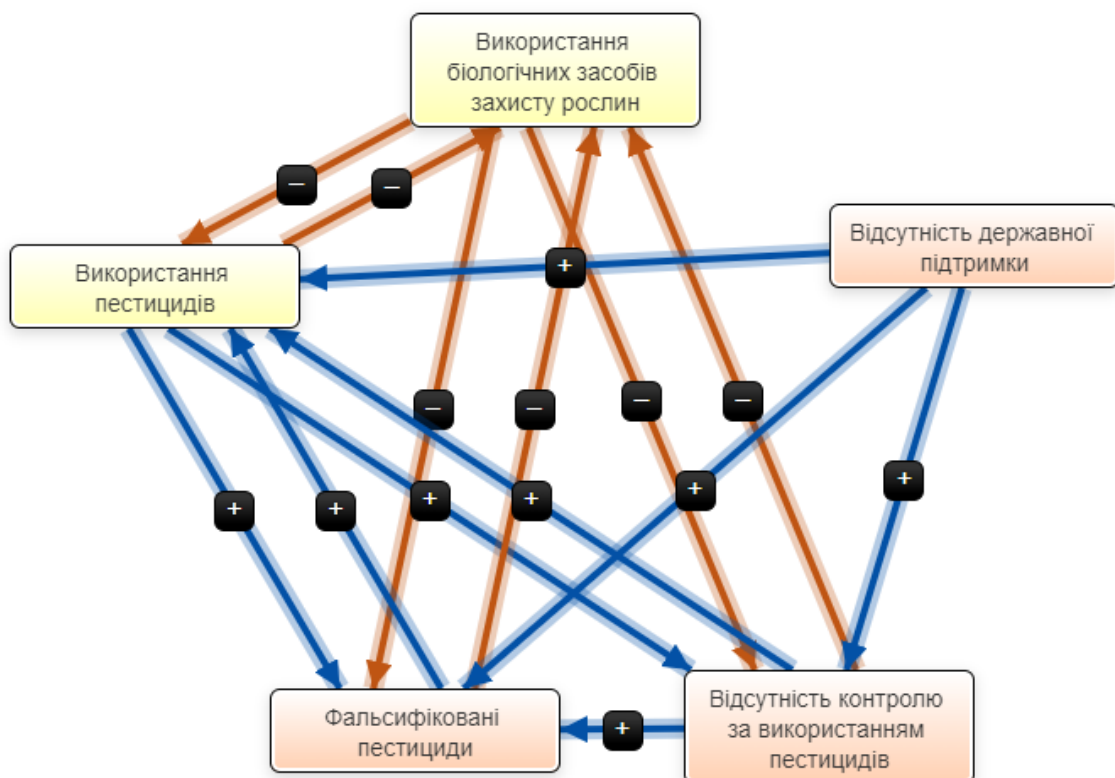


Рис. Ж.14. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 14 (с. Рукшин, рівнинна модельна територія)

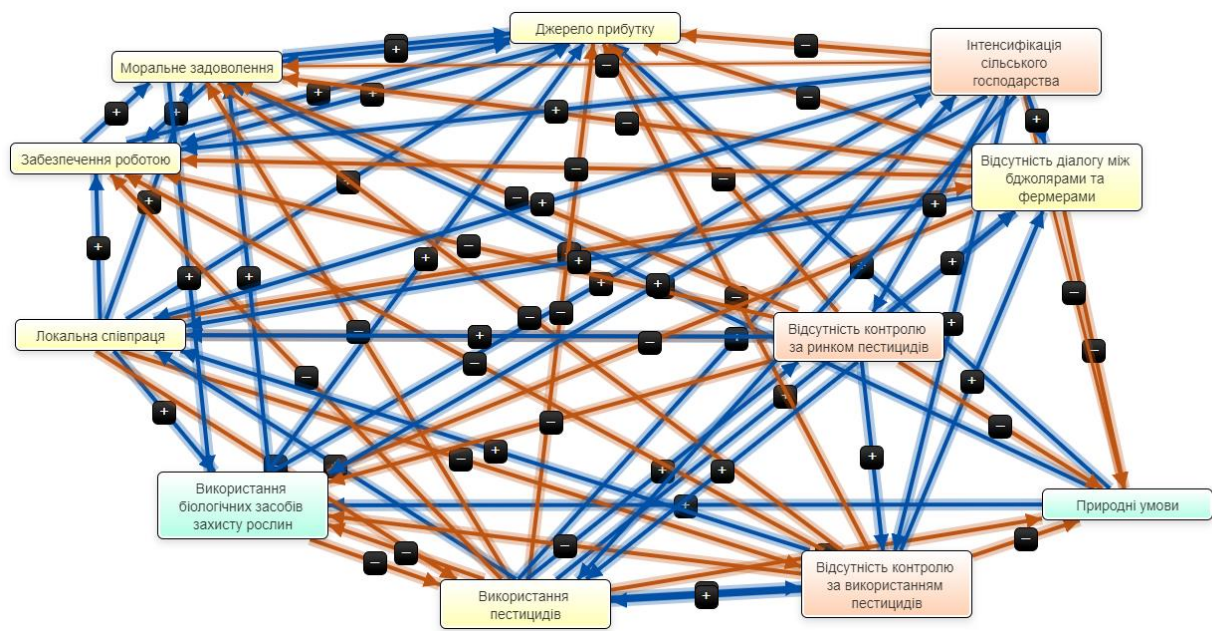


Рис. Ж.15. Орієнтований граф когнітивної мережі за результатами роботи у фокус-групі № 15 (с. Крутеньки, рівнинна модельна територія)

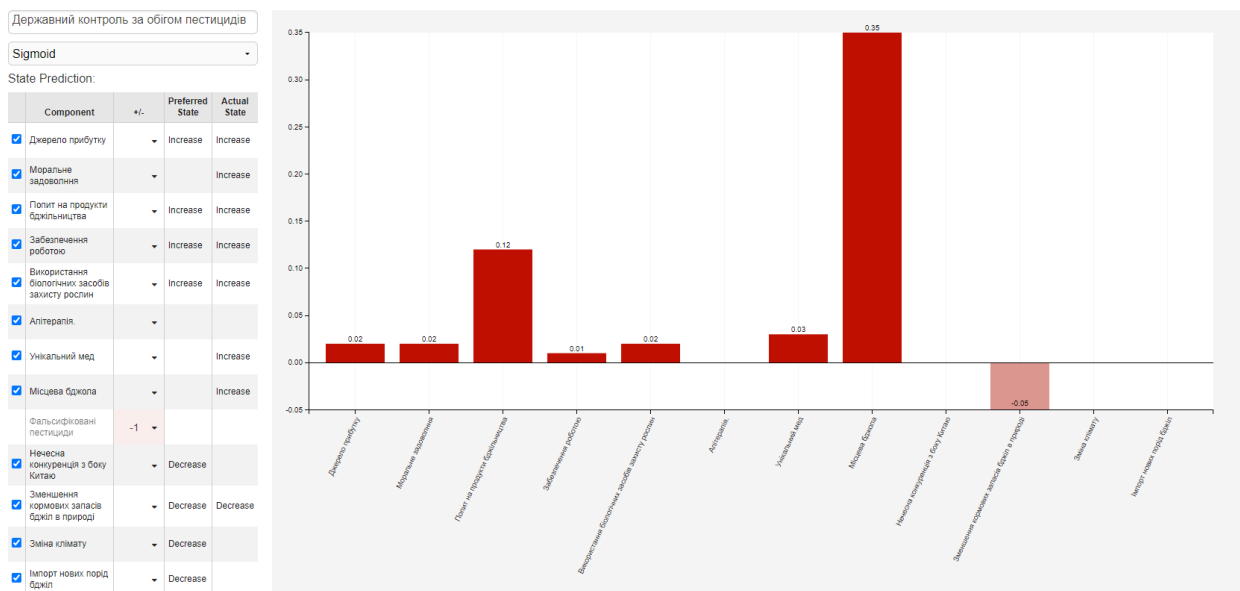


Рис. Ж. 16. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію посилення державного контролю за обігом пестицидів на ринку України (результат роботи у фокус-групі № 5 смт Путила, гірська модельна територія)

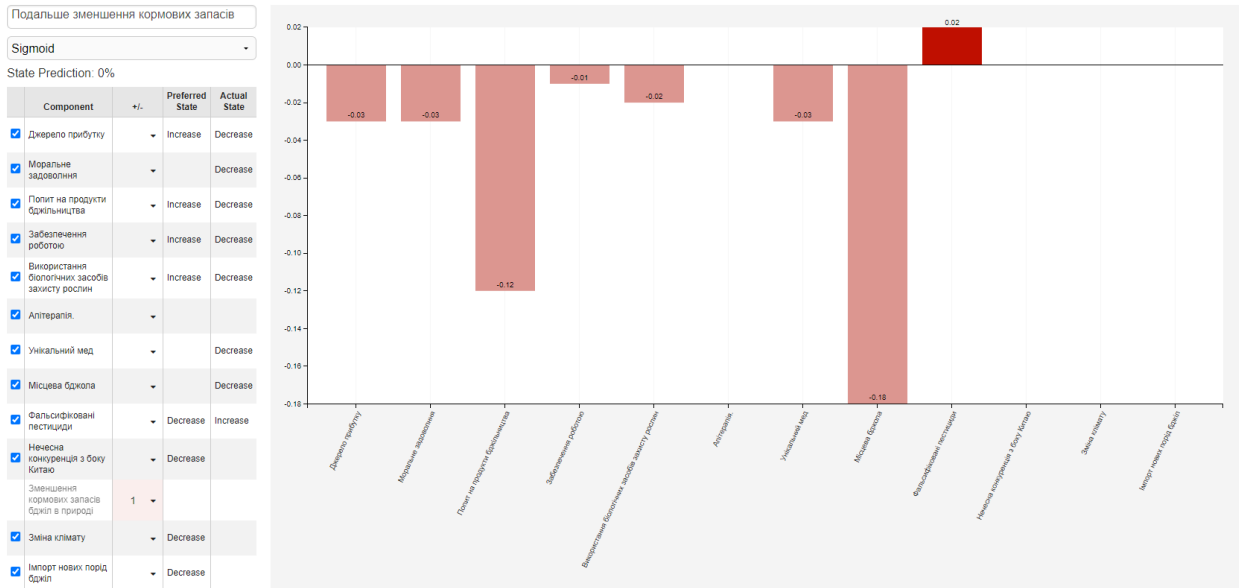


Рис. Ж. 17. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію подальшого зменшення кормових ресурсів бджіл (результат роботи у фокус-групі № 5 смт Путила, гірська модельна територія)

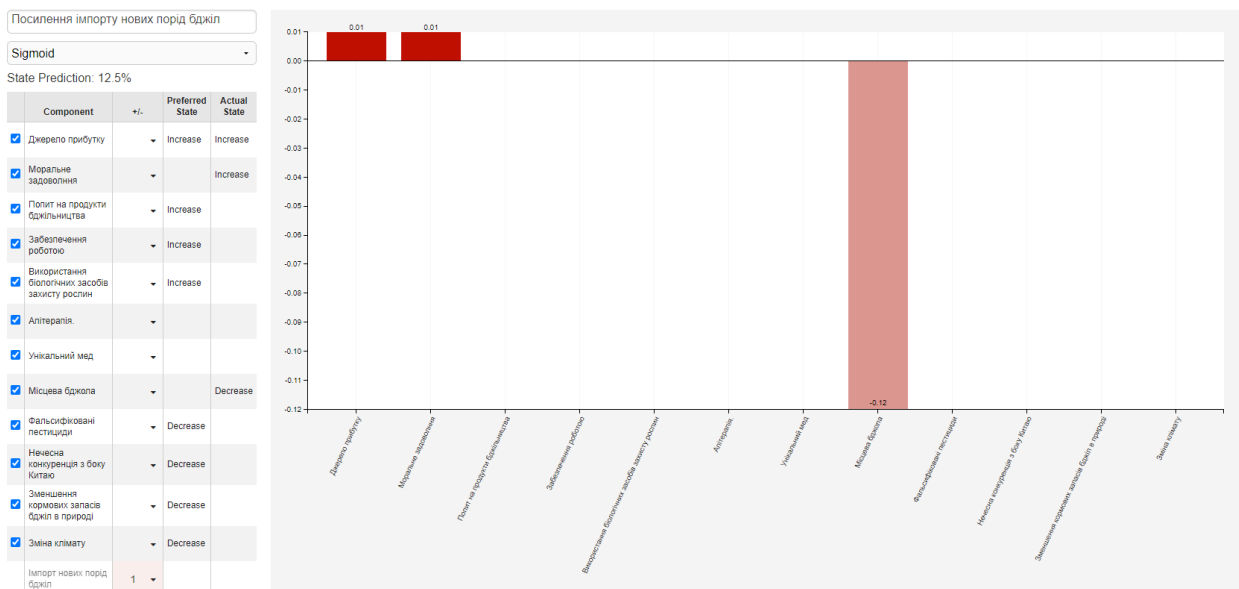


Рис. Ж. 18. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію збільшення масштабів безконтрольного імпорту нових порід бджіл (результат роботи у фокус-групі № 5 смт Путила, гірська модельна територія)

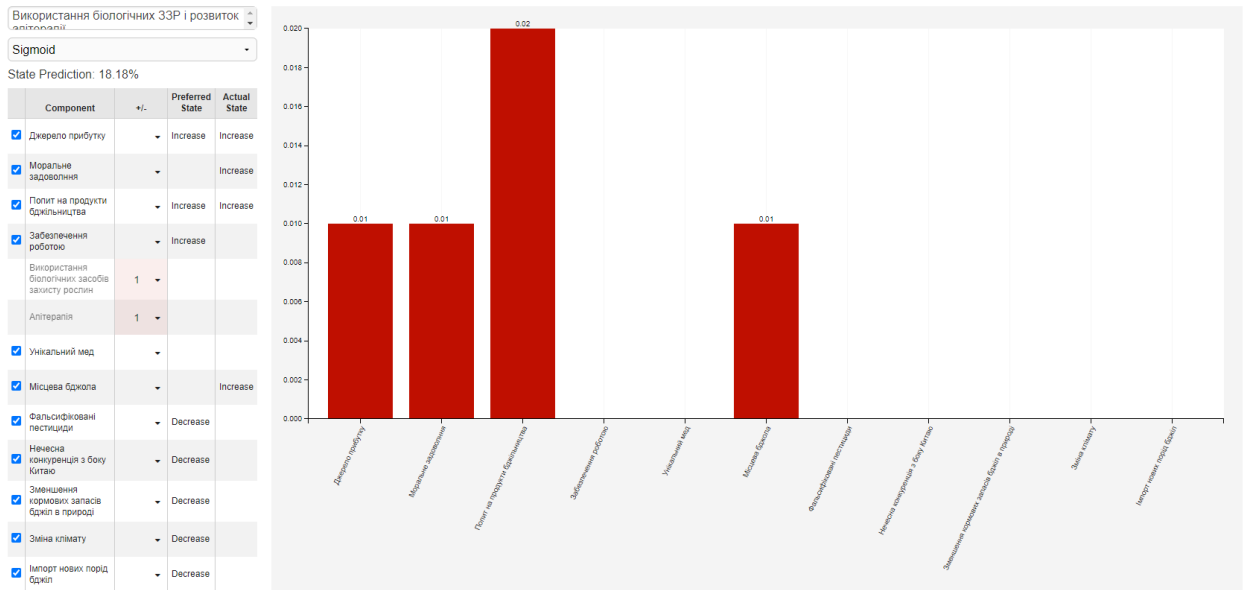


Рис. Ж. 19. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію синергічного впливу використання біологічних засобів захисту рослин і розвитку апітерапії (результат роботи у фокус-групі № 5 смт Путила, гірська модельна територія)

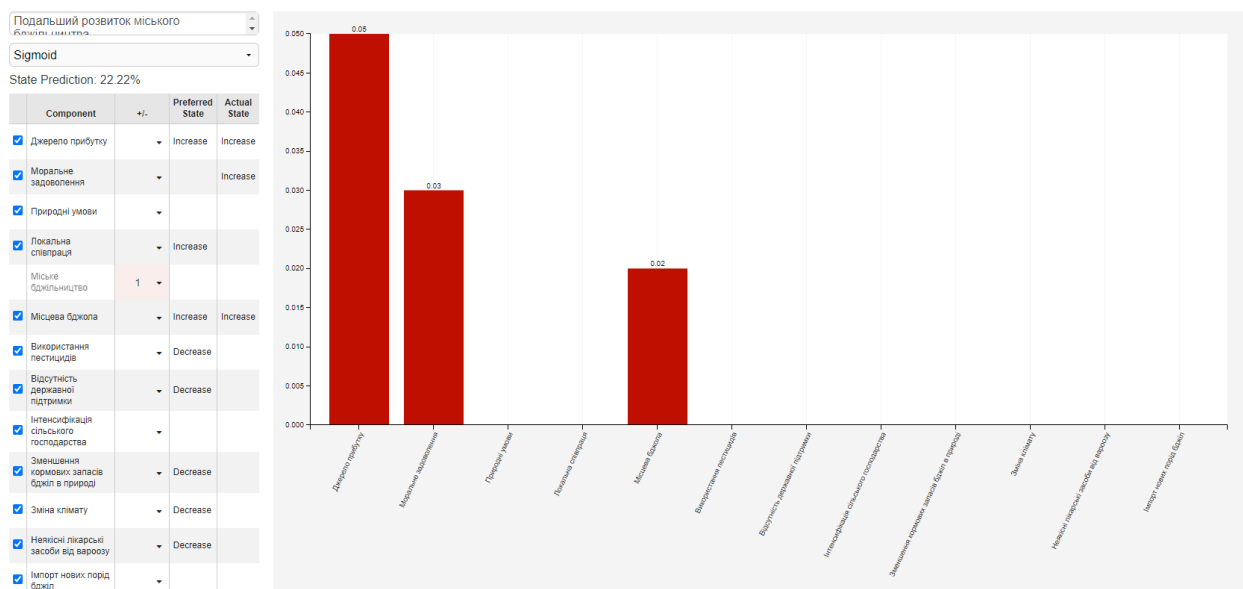


Рис. Ж. 20. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію подальшого розвитку міського бджільництва (результат роботи у фокус-групі № 8, м. Сторожинець, передгірська модельна територія)

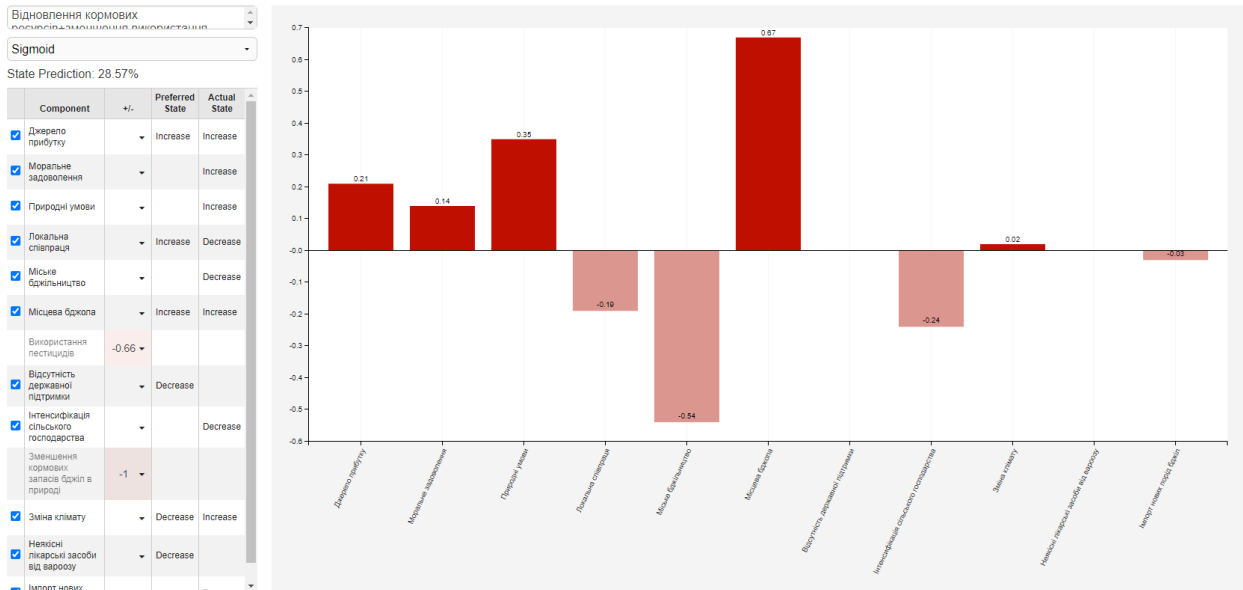


Рис. Ж. 21. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію відновлення кормових ресурсів бджіл у поєднанні зі зменшенням пестицидного навантаження (результат роботи у фокус-групі № 8, м. Сторожинець, передгірська модельна територія)

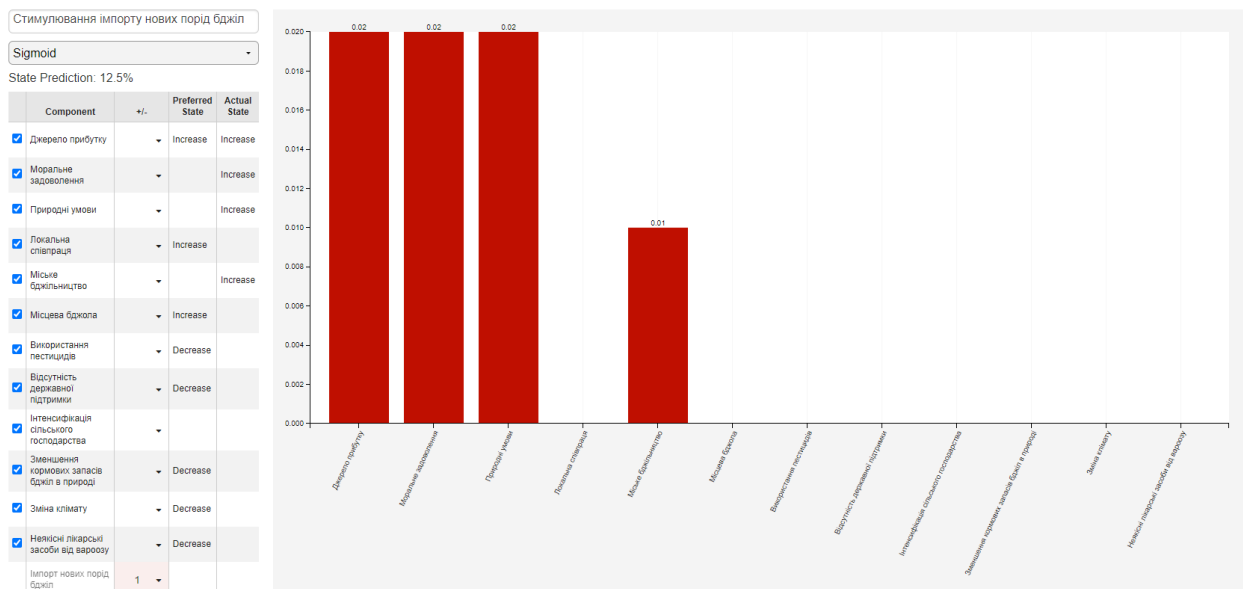


Рис. Ж. 22. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію стимулювання імпорту нових порід бджіл (результат роботи у фокус-групі № 8, м. Сторожинець, передгірська модельна територія)

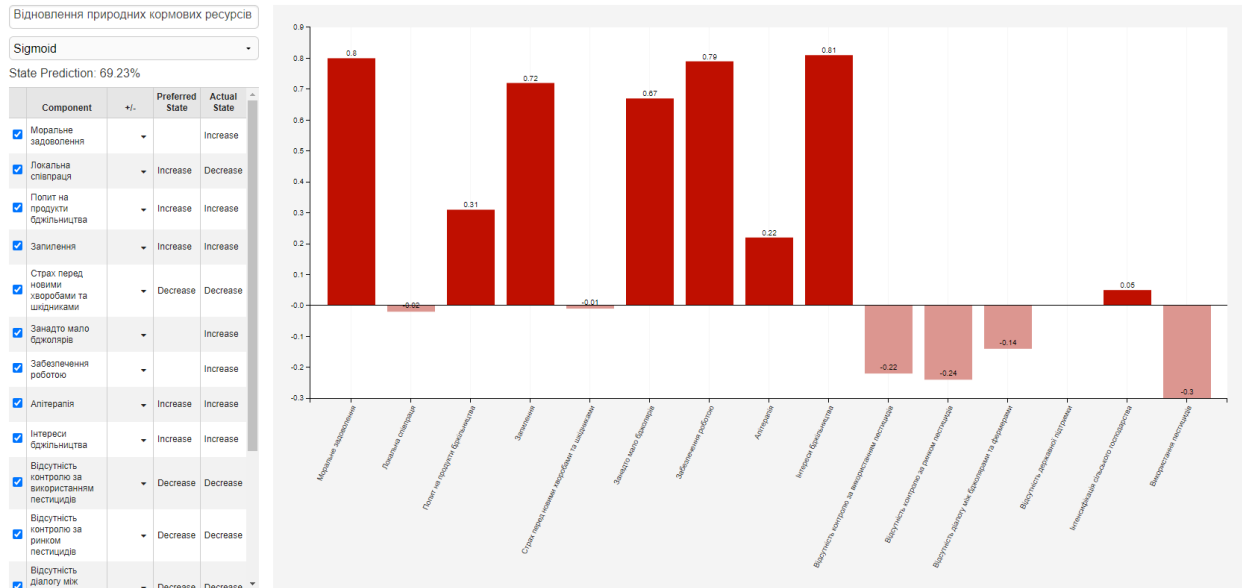


Рис. Ж. 23. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію відновлення природних кормових ресурсів (результат роботи у фокус-групі № 13, м. Хотин, рівнинна модельна територія)

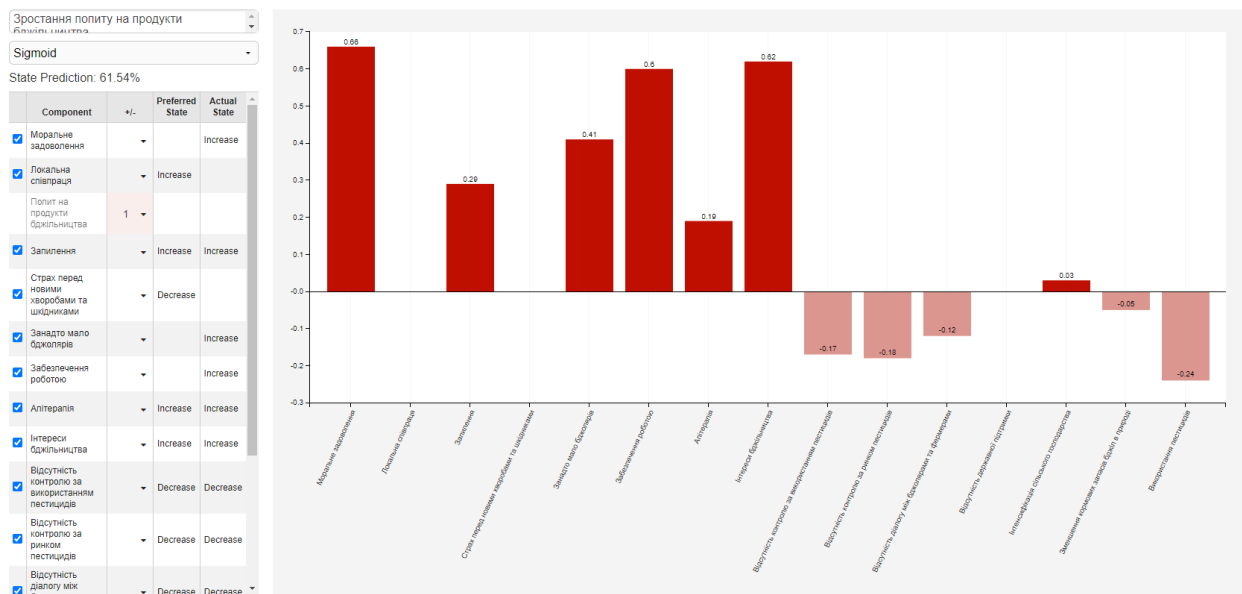


Рис. Ж. 24. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію зростання попиту на продукти бджільництва (результат роботи у фокус-групі № 13, м. Хотин, рівнинна модельна територія)

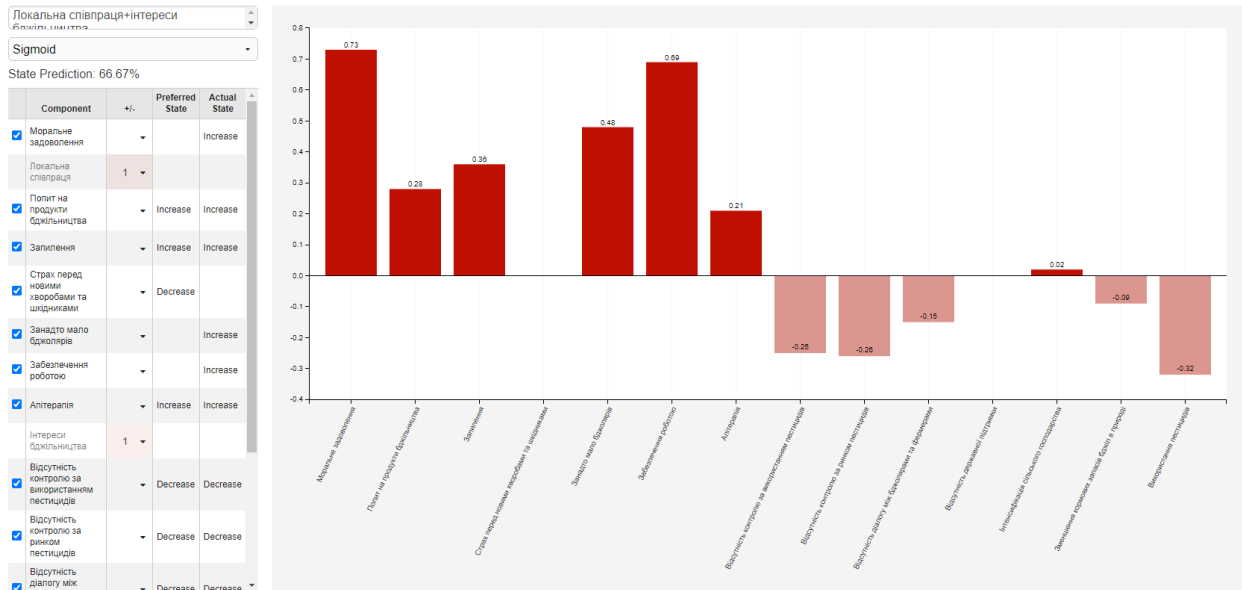


Рис. Ж. 25. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію поєднання локальної співпраці з лобюванням інтересів бджільництва (результат роботи у фокус-групі № 13, м. Хотин, рівнинна модельна територія)

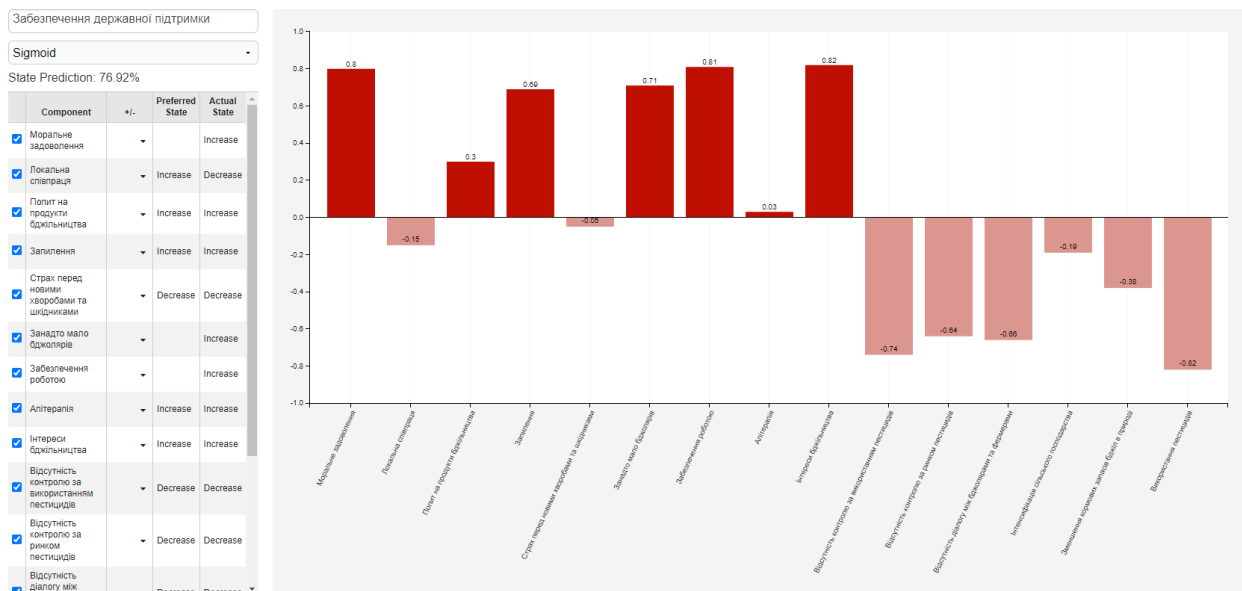


Рис. Ж. 26. Візуалізація в середовищі Mental Modeler прогнозного сценарію забезпечення державної підтримки (результат роботи у фокус-групі № 13, м. Хотин, рівнинна модельна територія)

СПИСОК ПРАЦЬ, ОПУБЛІКОВАНИХ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Монографії

1. **Жук А.В.**, Костишин С.С., Федоряк М.М. Відновлення біогеоценозів зрубів *Fagus sylvatica* L. в умовах Північної Буковини: монографія. Чернівці, 2021. 384 с. (*Особистий внесок: авторство ідеї, аналіз літературних даних, збір матеріалів, планування та здійснення експериментів, статистичне опрацювання результатів, розробка і верифікація предиктора, аналіз та обговорення результатів, формулювання висновків, розробка макету*).

2. **Жук А.В.**, Федоряк М.М., Тимчук К.Ю. Біорізноманіття агроєкосистем з енергетичними культурами. *Енергетичні культури як модифікатори агроєкосистем*: монографія / за заг. ред. проф. М.М. Федоряк. Чернівці, 2019. 176 с. (*Особистий внесок: авторство підрозділів 4.1 і 4.2*).

Статті у журналах, що входять до наукометричних баз даних

7. Angelstam P., Asplund B., Bastian O., Engelmark O., Fedoriak M., Grunewald K., Ibisch P.L., Lindvall P., Manton M., Nilsson M., Nilsson S.B., Roberntz P., Shkaruba A., Skoog P., Soloviy I., Svoboda M., Teplyakov V., Tivell A., Westholm E., **Zhuk A.**, Öster L. Tradition as asset or burden for transitions from forests as cropping systems to multifunctional forest landscapes: Sweden as a case study. *Forest Ecology and Management*. 2022. № 505. 119895. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119895> (**Scopus, Q1**) (*Особистий внесок: ситуаційний ретроспективний аналіз особливостей лісокористування в Українських Карпатах; висвітлення погляду екологів на риси лісових ландшафтів у табл. 3, участь у порівнянні СЕС, обговоренні результатів та підготовці до публікації*).

8. Angelstam P., Fedoriak M., Cruz F., Muñoz-Rojas J., Yamelnyets T., Manton M., Washbourne C.-L., Dobrynin D., Izakovičova Z., Jansson N., Jaroszewicz B., Kanka R., Kavtarishvili M., Kopperoinen L., Lazdinis M., Metzger M. J., Özüt D., Pavloska Gjorgjieska D., Sijtsma F.J., Stryamets N., Tolunay A., Turkoglu T., Van der Moolen B., Zagidullina A., **Zhuk A.** Meeting places and social capital supporting rural landscape stewardship: A Pan-European horizon scanning. *Ecology and Society*. 2021. Vol. 26. № 1. 11. <https://doi.org/10.5751/ES-12110-260111> (**Scopus, Q1**) (*Особистий внесок: опис віртуальних форумів у теоретичному блоці; тематичне дослідження екологічної та соціальної складових СЕС Путильського району; розробка рис.10; участь у складанні портфоліо форумів соціальної взаємодії, порівнянні СЕС, обговоренні результатів та підготовці до публікації*).

9. Fedoriak M., Kulmanov O., **Zhuk A.**, Shkrobanets O., Tymchuk K., Moskalyk G., Olendr T., Yamelnyets T., Angelstam P. Stakeholders' views on sustaining honey bee health and beekeeping: the roles of ecological and social system drivers. *Landscape Ecology*. 2021. Vol. 36. № 3. P. 763–783. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01169-4> (**Scopus, Q1**) (*Особистий внесок: співавторство ідеї; участь у плануванні експерименту, дешифруванні аудіограм співбесід; аналіз екологічної та соціальної підсистем СЕС; побудова кластерних дендрограм і когнітивних карт; участь у презентації й обговоренні результатів; формулювання висновків*).

10. Moskalyk H., Leheta U., **Zhuk A.**, Boruk O., Fedoriak M. Ecological aspects of allelopathic interactions of energy crops. *Journal of Ecological Engineering*. 2021. Vol. 22. № 10. P. 185–191. <https://doi.org/10.12911/22998993/142119> (**Scopus, Q3**) (Особистий внесок: збір інформації, участь в аналізі й обговоренні результатів, редагування статті, підготовка до публікації).

11. Tymchuk K., Polchaninova N., **Zhuk A.**, Leheta U., Voloshyn V., Fedoriak M. Spiders (Araneae) as a component of ground-dwelling animal assemblages of the energy crop fields in northern Bukovyna (Ukraine). *Ekológia (Bratislava)*. 2021. Vol. 40. № 3. P. 240–247. <https://doi.org/10.2478/eko-2021-0026> (**Scopus, Q3**) (Особистий внесок: збір інформації, участь у зборі матеріалів дослідження, аналізі й обговоренні результатів, побудова дендрограми, редагування статті, підготовка до публікації, автор-кореспондент).

12. **Zhuk A.**, Sytnikova I., Fylypchuk T., Bahlei O., Shkrobanets O., Danihlík J., Moskalyk H., Panchuk I., Burkut V., Angelstam P., Fedoriak M. Physicochemical quality indicators of honey: An evaluation in a Ukrainian socioecological gradient. *Regulatory Mechanisms in Biosystems*. 2022. Vol. 13 (4). 354–361. <https://doi.org/10.15421/022246> (**Scopus, Q4**) (Особистий внесок: планування дослідження і розробка дизайну експерименту, участь у зборі матеріалів дослідження та здійсненні лабораторних аналізів окремих показників, збір інформації, участь у аналізі й обговоренні результатів, редагування статті, підготовка до публікації, автор-кореспондент).

Статті у наукових фахових виданнях України

15. **Жук А.В.** Кліматорегулювальні екосистемні послуги лісів Чернівецької області на градієнті ландшафтних умов. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2024. № 34 (2), С. 61–68. <https://doi.org/10.36930/40340208>

16. **Жук А.В.**, Мишілюк І.І. Динаміка деревного покриву на соціо-екологічному градієнті Чернівецької області. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія "Екологія"*. 2023. Вип. 28. С. 101–111. <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2023-28-09> (Особистий внесок: ідея та дизайн дослідження, збір інформації, інтерпретація та обговорення результатів, формулювання висновків).

17. Федоряк М.М., **Жук А.В.**, Зароченцева О.Д., Филипчук Т.В., Ситнікова І.О., Легета У.В., Москалик Г.Г., Герасимюк П.В., Сосновський К.С., Шпак Я.В. Алгоритм дослідження продуктивності гібридів соняшника за умов комахозапилення. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2023. Т. 16, Вип. 1. С. 52–63. <https://doi.org/10.31861/biosystems2023.01.052> (Особистий внесок: планування дослідження, участь у розробці алгоритму експерименту, в польових і лабораторних дослідженнях, участь у аналізі й обговоренні результатів, підготовка і розробка ілюстративних матеріалів).

18. Shpak Y., Sosnovskiy K., Burkut V., Zarochentseva O., **Zhuk A.**, Fedoriak M. The pollination of sunflower by honey bees: a brief review. *Екологічні науки*. 2022. № 6(45). P. 162–166. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.6-45.26> (Особистий внесок: участь у добір літератури, аналізі, обговоренні, проміжне редагування).

19. **Жук А.В.**, Мишілюк І.І. Особливості мережі придорожніх екотонів захисного типу Чернівецької області. *Екологічні науки*. 2022. № 4 (430). С. 12–18. <https://doi.org/10.32846/2306-9716/2022.eco.4-43.2> (Особистий внесок: ідея та дизайн дослідження, збір інформації, інтерпретація та обговорення результатів, остаточне редагування тексту).

20. Зароченцева О.Д., **Жук А.В.**, Федоряк М.М., Черлінка Л.В., Твердохліб М.В., Герасимюк П.В., Черлінка В.Р. Вплив комахозапилення на вихід та олійність насіння гібридів *Helianthus annuus* L. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2022. Т. 14, Вип. 1. С. 62–71. <https://doi.org/10.31861/biosystems2022.01.062> (Особистий внесок: участь у розробці дизайну експерименту, участь в польових і лабораторних дослідженнях, участь у інтерпретації та обговоренні результатів, остаточне редагування тексту).

21. Зароченцева О.Д., Черлінка Л.В., **Жук А.В.**, Черлінка В.Р., Герасимюк П.В., Федоряк М.М. Вплив комахозапилення на насіннєві характеристики та урожайність гібридів соняшника. *Бджільництво України*. 2022. Вип. 9. С. 46–56. <https://doi.org/10.46913/beekeepingjournal.2022.9.06> (Особистий внесок: участь у розробці дизайну експерименту, літературний аналіз, апробація методів, участь в польових і лабораторних дослідженнях, участь у інтерпретації та обговоренні результатів, автор-кореспондент).

22. Федоряк М.М., Тимочко Л.І., Шкробанець О.О., **Жук А.В.**, Делі О.Ф., Подобівський С.С., Миколайчук В.Г., Калиниченко О.О., Легета У.В., Зароченцева О.Д. Результати щорічного моніторингу зимових втрат бджолиних колоній в Україні: зимівля 2019–2020 рр. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2021. № 25. С. 111–124. <https://periodicals.karazin.ua/ecology/article/view/17934> (Особистий внесок: участь в опитуванні бджолярів, збір інформації, участь у аналізі та обговоренні результатів, остаточне редагування тексту, автор-кореспондент).

23. Федоряк М. М., Филипчук Т. В., **Жук А. В.**, Тимчук К. Ю., Холівчук А. М. Протівороозні ветпрепарати на ринку України в контексті аналізу факторів ризику для медоносних бджіл. *Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія «Екологія»*. 2020. Вип. 23. С. 102–117. DOI: <https://doi.org/10.26565/1992-4259-2020-23-09> (Особистий внесок: участь у зборі та систематизації матеріалу, літературний аналіз, підготовка таблиці, участь у аналізі та обговоренні результатів, остаточне редагування тексту, автор-кореспондент).

24. Федоряк М.М., Тимочко Л.І., Кульманов О.М., Шкробанець О.О., **Жук А.В.**, Дронь Ю.С., Делі О.Ф., Подобівський С.С., Мельниченко Г.М., Легета У.В., Холівчук А.М. Результати щорічного моніторингу втрат бджолиних колоній в Україні: зимівля 2017–2018 рр. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2019. Т. 11, Вип. 1. С. 60–70. <https://doi.org/10.31861/biosystems2019.01.060> (Особистий внесок: участь в опитуванні бджолярів, збір інформації, участь у аналізі та обговоренні результатів, остаточне редагування тексту).

25. Федоряк М.М., **Жук А.В.**, Москалик Г.Г., Царанюк В.В., Тимчук К.Ю. Павуки (Araneae) деяких біотопів національного природного парку

«Дністровський каньйон». *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2018. Т. 10, Вип. 2. С. 130–136. <https://doi.org/10.31861/biosystems2018.02.130> (Особистий внесок: участь в аналізі результатів, підготовка до публікації).

26. Федоряк М.М. Руденко С.С., **Жук А.В.** Павуки-герпетобіонти яблуневих садів на градієнті зменшення пестицидного навантаження. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2017. Т. 9., Вип. 2. С. 203–211. (Особистий внесок: літературний огляд, участь в аналізі результатів, збір інформації, підготовка до публікації, автор-кореспондент).

27. Kostyshyn S.S., **Zhuk A.V.** Abiotic Diversity Measures Ecological Integrity. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2012. Т. 4, Вип. 4. С. 445–452. (Особистий внесок: авторство ідеї, аналіз літературних даних, збір матеріалів, планування та здійснення експериментів, статистичне опрацювання результатів, в, формулювання висновків, підготовка до публікації).

28. Костишин С.С., **Жук А.В.** Потенційна і реальна флори зрубів букових лісів Північної Буковини. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2010. Т. 2, Вип. 1. С. 27–31. (Особистий внесок: авторство ідеї, аналіз літературних даних, збір матеріалів, планування та здійснення експериментів, статистичне опрацювання результатів, розробка і предиктора, формулювання висновків, підготовка до публікації).

Статті в інших наукових виданнях

5. **Жук А.В.**, Зароченцева О.Д. Особливості світлового забруднення навколишнього середовища Чернівецької області. *Український гідрометеорологічний журнал*. 2021. № 27. С. 66–75.

6. Федоряк М.М., Кульманов О.М., **Жук А.В.** Втрати бджолиних колоній в Україні після зимівлі 2017–2018 рр. Загальні результати в рамках міжнародного моніторингу. *Український пасічник*. 2018. № 8. С. 14–15.

7. Федоряк М., Шкробанець О., Бута М., **Жук А.** Міжнародний моніторинг втрат бджолиних колоній COLOSS: цілі, учасники, результати. *Пасіка*. 2021. № 3. С. 11–14.

8. Шпак Я.В., Сосновський К.С., **Жук А.В.**, Федоряк М.М. Особливості запилення соняшника медоносними бджолами. *Біологічні дослідження – 2022*. Житомир: ПП «Євро-Волинь», 2022. С. 145–147.

Матеріали науково-практичних конференцій

12. Зароченцева О., **Жук А.**, Федоряк М. Вплив бджолозапилення на продуктивність та насінневі характеристики гібридів *Helianthus annuus* L. *Ефективне бджолозапилення: від підвищення урожайності до збереження біорізноманіття*: матеріали науково-практичної конференції з міжнародною участю (Київ, 10 листопада 2020 р.). Київ, 2020. С. 37–39.

13. Зароченцева О., **Жук А.**, Черлінка Л. Бджоловідвідування окремих гібридів соняшника в умовах Передкарпаття. *Сучасне бджільництво: проблеми, досвід, нові технології*: матеріали науково-практичної конференції з міжнародною участю (Київ, 20 серпня 2021 р.). Київ, 2021. С. 10–11.

14. Зегря М., **Жук А.** Фітотоксикологічна оцінка пестицидного комплексу

Актара+Стробі та його окремих компонентів. *Вітчизняна наука на зламі епох: проблеми та перспективи розвитку*: матеріали XXXVIII Всеукраїнської науково-практичної інтернет-конференції (Переяслав-Хмельницький, 14 грудня 2017 р.). Переяслав-Хмельницький, 2017. Вип. 38. С. 30–34.

15. Мишілюк І., **Жук А.** Показники фактичної полезахисної лісистості по Чернівецькій області. *Актуальні проблеми, шляхи та перспективи розвитку ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства, урбоекології та фітомеліорації*: матеріали II Міжнародної науково-практичної конференції (Біла Церква, 29 вересня 2022 р.). Біла Церква: БНАУ, 2022. С. 115–116.

16. Москалик Г.Г., Федоряк М.М., **Жук А.В.**, Арушанян Ю.С., Ангельстам П. SWOT-аналіз названих респондентами факторів впливу на успішність бджільництва на градієнті ландшафтних умов Чернівецької області. *Стале бджільництво в Україні*: матеріали I Міжнародної науково-практичної конференції (Чернівці, 6–8 листопада 2019 р.). Чернівці: Друк Арт, 2019. С. 82–84.

17. Федоряк М.М., **Жук А.В.**, Калиниченко О.О., Шкробанець О.О., Банар П.А. Підсумки восьмирічного моніторингу втрат бджолиних колоній в Україні. *Vin Smart Eco*: матеріали III Міжнародної науково-практичної конференції (Вінниця, 18–20 травня 2023 р.). Вінниця, 2023. С. 213–215.

18. Шкробанець О.О., Спасова М.Л., **Жук А.В.** Втрати колоній *Apis mellifera* L. в Україні як загроза екологічній безпеці агровиробництва. *Екологічна безпека держави*: матеріали XIII Всеукраїнської науково-практичної конференції молодих учених і істудентів (Київ, 23 квітня 2020 р.). Київ, 2020. С. 118–119.

19. Fedoriak M., Kulmanov O., Moskalyk G., **Zhuk A.**, Angelstam P. Learning through landscape gradients. – Stakeholders' views on sustaining beekeeping: a comparison of traditionally and intensively managed landscapes. *Proceedings of the 2019 COLOSS Monitoring & B-RAP workshops* (Gothenburg, Sweden, 5–7 February 2019). Gothenburg, Sweden, 2019. P. 7.

20. Fedoriak M., Shkrobanets O., Angelstam P., Moskalyk G., **Zhuk A.** Honey bee colony losses in Ukraine overwinter 2018–2019. *Proceedings of the 2020 COLOSS Monitoring & B-RAP workshops* (Toledo, Spain, 4–6 February 2020). Toledo, Spain, 2020. P. 15.

21. Tymchuk K.Yu., **Zhuk A.V.**, Fedoriak M.M. Anti-varroosis veterinary drugs, available to ukrainian beekeepers. *Science and technology: problems, prospects and innovations*: The 11th International scientific and practical conference (Osaka, 3–5 August 2023). Osaka, 2023. P. 8–13.

22. Tymchuk K., **Zhuk A.**, Fedoriak M. Distribution of varroosis on *Apis mellifera* L. colonies in some districts of Chernivtsi region. *Eurasian Scientific Discussions: Proceedings of the VIII International scientific and practical conference* (Barcelona, Spain, 29–31 August 2022). Barcelona, Spain, 2022. P. 18–19.