

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ БІОРЕСУРСІВ
І ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ**

Кваліфікаційна наукова праця
на правах рукопису

БЛІНКОВА ОЛЕНА ІГОРІВНА

УДК 504.06:630.22:630.18

ДИСЕРТАЦІЯ

**СИНЕКОЛОГІЧНІ ОСНОВИ ДІАГНОСТИКИ АНТРОПОГЕННОЇ
ТРАНСФОРМАЦІЇ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ**

03.00.16 «Екологія»

Біологічні науки

Подається на здобуття наукового ступеня доктора наук

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

Наукові консультанти:

д.с.-г.н., проф. **Н.А. Макаренко**,

д.с.-г.н., проф. **В.В. Лавров**

Київ-2021

АНОТАЦІЯ

Блінкова О.І. Синекологічні основи діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем. – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня доктора біологічних наук за спеціальністю 03.00.16 «Екологія». – Національний університет біоресурсів і природокористування України. Київ, 2021.

У дисертаційній роботі представлені результати комплексного міждисциплінарного дослідження біотичної діагностики антропогенної трансформації структурно-функціональних компонентів лісових екосистем на прикладі Правобережного Лісостепу, Волинського та Київського Полісся, Буковинських Карпат, Прикарпаття, Гірського Криму, Закарпатської низовинної області. Показано, що діагностика антропогенного порушення на синекологічному рівні дає можливість інтегрально проаналізувати наслідки впливу антропогенного чинника з урахуванням особливостей розподілу змін в екосистемі за її компонентами та ефектів нейтралізації, сумації, синергії. На екосистемному рівні аналізу враховані екологічно різноякісні структури угруповань, зміни їх функціональних показників, співвідношення чисельності видів тощо.

Мета дослідження – розробити синекологічні основи діагностики антропогенних змін структурно-функціональних компонентів лісових екосистем різного походження та функціонального призначення. Досягнення поставленої мети передбачало вирішення наступних завдань:

- проаналізувати сучасні напрями дослідження лісової рослинності та моделі будови і розвитку лісових екосистем;
- з'ясувати методологічні проблеми біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем вибраних природних зон України за рівнями організації життя;
- побудувати порівняльні ряди екологічних загроз лісам різного функціонального призначення у досліджуваних регіонах за критеріями: 1) генезис чинників, 2) частота їх виникнення, просторове поширення; 3) інтенсивність і

тривалість впливу екологічних чинників; 4) ступінь охоплення негативним впливом структури екосистеми; 5) здатність пошкоджених лісів відновитися;

- охарактеризувати сучасний стан та механізми трансформації структури лісових екосистем різних природних зон України внаслідок: урбанізації, рекреагенного впливу на біорізноманіття, вирубки лісів, випасу худоби, лісових пожеж та едафічних змін (водна ерозія ґрунту, видобуток корисних копалин, осушення торфовищ та вторинне заболочування), промислового забруднення;
- встановити адаптивну стратегію популяцій модельних чужорідних видів рослин різних життєвих форм та стратегію популяцій аборигенних раритетних трав'яних видів у трансформованому середовищі як екосистемних індикаторів;
- з'ясувати просторові і часові зміни консорцій «дерево-ксилотрофи» і «дерево-дендрофільні птахи» у трансформованих лісових екосистемах;
- розробити основи синмікоіндикації як методу визначення ступеня трансформації лісових екосистем;
- розробити методику оцінювання стану трансформованих лісових екосистем та їх динаміки у часі і просторі за зміною зв'язків між угрупованнями рослин і птахів;
- удосконалити методи діагностики антропогенних змін структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми.

Рекреаційну трансформацію лісів різних категорій функціонального призначення на початкових стадіях змін якісніше всього серед компонентів екосистеми відображає трав'яний ярус. Інформаційними діагностичними ознаками його порушення є біоморфологічна, систематична структури, екологічні стратегії та екологічні валентності видів, індекси різноманіття. Починаючи з III стадії дигресії індикаторні ознаки виявляє деревостан (санітарна, віталітетна структури, таксаційні показники) і поверхня ґрунту (розподіл за категоріями стану). Структурні зміни екоморф за едафічним чинником є додатковими діагностичними показниками. Наслідки впливу водної ерозії ґрунту в гірських лісових екосистемах проявляються в порушенні структур деревостану і трав'яного ярусу на всіх стадіях ерозійної дигресії ґрунту. Найбільш ерозійно-деградовані ділянки є бідними за видовим складом трав'яних рослин з домінуванням кріптофітів і терофітів, видів з

CSR- і R-типами екологічних стратегій. Синекологічний зв'язок тісніше проявляється за аналізу екоморф щодо вологості та сольовому режиму ґрунту зі зміною частки в травостої фракцій стенобіонтних і еврибіонтних видів обох екоморф. Діагностичними ознаками помірної та інтенсивної ерозійної деградації ґрунту є зміни значень індексів різноманітності і домінування.

Основні зміни екологічних умов в лісах за впливу видобутку торфу, осушення ґрунтів і процесів вторинного заболочування (Волинське Полісся) проявляються на відстані 50-100 м від замулених каналів: порушення санітарної та віталітетної структур деревостану, відсутність підліску та підросту, структурні зміни трав'яного ярусу. Розподіл видів за тривалістю життєвого циклу, ценоморфам і типам екологічних стратегій мають тісні кореляційні зв'язки з інтенсивністю впливу лісової пожежі. Для оцінки наслідків впливу на деревостан низової пожежі помірної та середньої інтенсивності доцільно використовувати показник «залежність між діаметром стовбура і висотою на ньому нагару».

Дослідження на комплексному популяційному рівні чужорідних (ключових індикаторів) і раритетних аборигенних (індикаторів значної деградації) видів різних життєвих форм дозволяють виявити характер їх мінливості, залежність між внутрішньопопуляційною мінливістю і адаптаційними можливостями, необхідними для прогнозування напрямків розвитку популяцій, діагностики стану і динаміки лісів з внесенням коректив в моніторинг. Для модельних чужорідних видів встановлені типи онтогенетичних і еколого-ценотичних стратегій, рівень адаптації на екологічному та фітоценотичному градієнтах, рівень фенотипічної пластичності і мінливості. Встановлено, що віталітетний і онтогенетичний спектри інтродуцентів є діагностичними ознаками трансформації навколишнього природного середовища, флуктуючими ознаки – популяційні та організменні характеристики. Розроблено схеми популяційного моніторингу чужорідних і аборигенних фанерофітів, мезофанерофітів, гемікріптофітів з урахуванням розмірів популяційного локусу.

Запропоновано концептуальну модель діагностики антропогенного порушення лісових екосистем за станом консортивних зв'язків продуцентів, консументів,

редуцентів (на прикладі рослин, грибів, птахів) через якісні та кількісні параметри відповідних структур різноманіття та принципи її застосування. Для поглиблення розуміння ко-еволюційної динаміки розвитку консорцій в систему діагностичних показників визначення ступеня рекреаційної трансформації лісів доцільно додати стан консортивних зв'язків між рослиною-едифікатором і грибом-ксилотрофом, птахами-дендрофільними видами. Доведено, що аналіз консортивних зв'язків едифікаторного ярусу і ксиломікомпонента як біодіагностики порушення лісів повинен містити дані з різних рівнів організації консорції. Однак, оцінка на рівні видової консорції для таких завдань не має індикаторного значення, оскільки дані орієнтуються на ареал детермінанта, а не на ступінь антропогенного порушення екосистеми. Ксиломікоценоз природних лісів має певну стійкість до рекреаційного навантаження на відміну від більш вразливих компонентів лісової екосистеми – трав'яного ярусу, підросту, підліску, поверхні ґрунту. При слабких і середніх порушеннях екосистеми ксиломікоіндікація може бути неіндикативною, оскільки її доцільно поєднувати з іншими методами. Для кількісної оцінки стану взаємозв'язків «ксиломікокомплекс-дерево» інформативними є: просторовий розподіл грибів в ценозі, для якісної – видова, трофічна, систематична структури. Значення індексів ксиломікорізноманіття є додатковими індикаторними параметрами. В лісових культурах, в т.ч. в зелених і рекреаційно-оздоровчих насадженнях, паркових екосистемах структура ксилотрофних грибів є незбалансованою. Сформовані консорції *Quercus*-ксиломікокомплекс незалежно від умов середовища існування і складу лісових культур є індикаторами на високих стадіях рекреаційної дигресії; консорції *Acer*-ксиломікокомплекс – індикатори на всіх стадіях дигресії. Встановлено наявність зв'язку між різноманіттям грибів та флористичним багатством лісу. Оцінка консортивних зв'язків «дерева-дендрофільні птахи» є необхідною для поглиблення знань про антропогенні зміни стану, продуктивності та розвитку лісових екосистем. Систематична, топічна та трофічна структури орнітокомплексів і віталітетна, санітарна структури деревних рослин лісових екосистем різного генезису змінюються в залежності від інтенсивності впливу антропогенних чинників. Наявність підліску та підросту,

повалених стовбурів, пнів, непорушеного трав'яного покриву сприяють збільшенню α -різноманіття угруповань птахів через гетерогенність середовища їх проживання. Антропогенні зміни екологічних умов лісової екосистеми якісно відображають індекси видового фіто- і орніторізноманіття.

Ключові слова: методологія, екосистема, угруповання, антропогенний чинник, трансформація, біорізноманіття, консортивні зв'язки.

SUMMARY

Blinkova O.I. Synecological bases of anthropogenic transformation diagnostics of forest ecosystems. – The manuscript.

Thesis for the degree of Doctor of Biological Sciences; specialty 03.00.16 «Ecology». –National University of Life and Environmental Sciences. Kyiv, 2021.

The results of a comprehensive interdisciplinary study of biotic diagnostics anthropogenic transformation of structural and functional components of forest ecosystems on the example of the Right Bank Forest-Steppe, Volyn and Kyiv Polissya, Bukovynian Carpathians, Prykarpattia, Mountain Crimea, Zakarpattia region were presented in the dissertation. The diagnostics of anthropogenic disturbance at the syn-ecological level makes it possible to integrally analyze the effects of anthropogenic factors taking into account the distribution of changes in the ecosystem by its components and the effects of neutralization, summation, synergy was shown. At the ecosystem level of analysis, ecologically diverse structures of communities, changes in their functional indicators, the ratio of the number of species, etc. were taken.

The purpose of the study is to develop syn-ecological bases for the diagnostics of anthropogenic changes in the structural and functional components of forest ecosystems of different origin and functional purpose. Achieving this goal involved solving the following tasks:

➤ to analyze modern directions of research of forest vegetation and models of composition and development of forest ecosystems;

- to solve out methodological problems of biotic diagnostics of anthropogenic transformation of forest ecosystems of selected natural zones of Ukraine by levels of life organization;
- to show comparative series of ecological threats to forests of different functional purpose in the studied regions according to the following criteria: 1) genesis of factors, 2) frequency of their occurrence, spatial distribution; 3) the intensity and duration of the impact of ecological factors; 4) the degree of negative impact of the ecosystem composition; 5) the ability of damaged forests to recover;
- to characterize the current state and mechanisms of transformation of the composition of forest ecosystems of different natural areas of Ukraine due to: urbanization, recreational impact on biodiversity, deforestation, cattle grazing, forest fires and edaphic changes (water erosion, mineral extraction, deforestation, drainage), industrial pollution;
- to establish an adaptive strategy of populations of model alien plant species of different life forms and a strategy of populations of aboriginal rare grass species in the transformed environment as ecosystem indicators;
- to find out the spatial and temporal changes of the consortia «tree-xylotrophs» and «tree- dendrophilous birds» in the transformed forest ecosystems;
- to develop the basics of syn-mycoindication as a method of determining the degree of transformation of forest ecosystems;
- to develop a methodology for valuation the state of transformed forest ecosystems and their dynamics in time and space by changing the links between communities of plants and birds;
- to improve methods of diagnostics of anthropogenic changes of structural and functional components of the forest ecosystem.

The grass layer is best reflected among the components of the ecosystem, which show in the initial stages of recreational transformation of forests of different categories of functional purpose. Information diagnostic traits of its violation are bio-morphological and systematic composition, ecological strategies and ecological valences of species, diversity indices. Starting from the III stage of digression, the stand (sanitary, vitality

compositions, taxonomic indicators) and the soil surface (distribution by state categories) were show indicator traits. Structural changes of ecomorphs by edaphic factor are additional diagnostic indicators. The consequences of the impact of water soil erosion in mountain forest ecosystems are showed in the disruption of the structures of the stand and grass layer at all stages of soil erosion. The most eroded-degraded areas are poor in species composition of herbaceous plants with a predominance of cryptophytes and therophytes, species with CSR- and R-types of ecological strategies. The syn-ecological connection is more closely showed in the analysis of ecomorphs in terms of soil moisture and salt regime with a change in the proportion of grass fractions of stenobiont and euribiont species of both ecomorphs. Diagnostic traits of moderate and intense soil erosion are changes in the values of indices of diversity and dominance. The main changes in ecological conditions in forests due to peat extraction, soil drainage and secondary waterlogging processes (Volyn Polissya) are showed at a distance of 50-100 m from silted canals: violation of sanitary and vitality compositions of the stand, lack of undergrowth and regrowth, structural changes of grass layer. The distribution of species by life cycle duration, cenomorphs and types of ecological strategies have close correlations with the intensity of forest fire. The indicator «the relationship between the diameter of the trunk and the height of residue on it» is advisable to assess the effects on the stand of low-land fire of moderate and medium intensity.

Studies at the complex population level of alien (key indicators) and rare aboriginal (indicators of significant degradation) species of various life forms reveal the nature of their variability, the relationship between intrapopulation variability and adaptive capabilities needed to predict the development of populations and diagnostics adjustment in monitoring. Types of ontogenetic and ecological-coenotic strategies, the level of adaptation on ecological and phytocenotic gradients, the level of phenotypic plasticity and variability are established for model alien species. The vitality and ontogenetic spectra of introduced species are diagnostic traits of environmental transformation, fluctuating signs – population and organism characteristics. Schemes of population monitoring of alien and aboriginal phanerophytes, meso-phanerophytes, hemicryptophytes taking into account the size of the population locus are developed.

A conceptual model of diagnostics of anthropogenic transformation of forest ecosystems according to the state of consorted links of producers, consumers, reducers (on the example of plants, fungi, birds) through qualitative and quantitative parameters of relevant diversity structures and principles of its application is proposed. The state of consorted links between the edificator plant and the xylotrophic fungi, birds-dendrophilous species is expedient to add to the system of diagnostic indicators for determining the degree of recreational transformation of forests to deepen the understanding of the co-evolutionary dynamics of consorts. The assessment at the species consorts' level for such tasks is not indicative, as the data focus on the area of the determinant, rather than on the degree of anthropogenic disturbance of the ecosystem. The xylomycocenosis of natural forests has a certain resistance to recreational load in contrast to the more vulnerable components of the forest ecosystem – grass layer, undergrowth, regrowth, soil surface. Xylomycoindication can be non-indicative as it is expedient to combine it with other methods at weak and average disturbances of ecosystem. The spatial distribution of fungi in the cenosis are informative for quantitative assessment of the state of «xylomycocomplex-tree» links, for qualitative – species, trophic, systematic compositions. The values of xylomycodiversity indices are additional indicator' parameters. The composition of xylotrophic fungi is unbalanced in forest crops, including in green and recreational stands, park ecosystems. Formed consorts *Quercus*-xylomycocomplex, regardless of habitat conditions and forest composition are indicators of high stages of recreational digression; consorts *Acer*-xylomycocomplex – indicators at all stages of digression. The connection between the diversity of fungi and the floristic richness of the forest was established.

Assessment of consorted links «tree-dendrophilous birds» is necessary to deepen knowledge about anthropogenic changes in the state, productivity and development of forest ecosystems. Systematic, topical and trophic compositions of ornithocomplexes and vitality, sanitary compositions of trees of forest ecosystems of different genesis change depending on the intensity of anthropogenic factors. The presence of undergrowth and regrowth, fallen trunks, stumps, intact grass cover contribute to the increase of α -diversity of communities of birds due to the heterogeneity of their habitat. The indices of species

of phyto- and ornithodiversity qualitatively reflected anthropogenic changes in the ecological conditions of the forest ecosystem.

Key words: metology, ecosystem, communities, anthropogenic factor, transformation, biodiversity, consorted links.

**Список публікацій здобувача, у яких висвітлені основні наукові результати
дисертації
Монографії та словник**

1. Лавров В. В., **Блінкова О. І.**, Мірошник Н. В., Задачаина С. О. Наукові основи сталого розвитку агроєкосистем України. За ред. О. І. Фурдичка. К., 2013. С. 651–665. *(Здобувачем виконано аналіз літератури, опрацювання матеріалів).*

2. Бурда Р. І., Пашкевич Н. А., **Блінкова О. І.**, Шупова Т. В. та ін. Адаптивна стратегія популяцій адвентивних видів. За ред. Р. І. Бурди. К., 2018. С. 58–94. *(Здобувачем виконано аналіз літератури, інтерпретовано результати, сформульовано висновки).*

3. Фурдичко О. І., Алімов С. І., Андрющенко А. І., Бондар О. І., **Блінкова О. І.** та ін. Словник-довідник за агроєкології і природокористування. Друге видання. За ред. О. І. Фурдичка. К., 2012. 336 с. *(Здобувачем здійснено аналіз літератури, опрацювання матеріалів, формулювання висновків).*

**Статті в наукових фахових виданнях України,
у тому числі включених до міжнародних наукометричних баз даних**

4. Лавров В. В., Плугатар Ю. В., **Блінкова О. І.** Вплив рекреаційної діяльності на стан реліктових ялівцевих угруповань. Агроєкологічний журнал. 2010. № 1. С. 9–14. *(Здобувачем здійснено аналітичний огляд літератури, збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

5. Коніщук В. В., Коніщук М. О., Гаврілов С. О., **Блінкова О. І.** та ін. Пан-Європейська екомережа в Україні: проблеми формування і перспективи функціонування. Агроєкологічний журнал. 2011. Спеціальний випуск. С. 116–125. *(Здобувачем здійснено аналіз проблематики, часткове формулювання висновків).*

6. Блінкова О. І. Стан лісової екосистеми гідрологічного заказника «Хапхал» в умовах рекреаційного впливу. Питання біоіндикації та екології. 2011. Вип. 16. № 2. С. 72–83.

7. Лавров В. В., **Блінкова О. І.**, Плугатар Ю. В. Синфітоіндикація рекреагенних змін екологічних умов реліктових ялівцевих фітоценозів Південного берега Криму. Агроекологічний журнал. 2011. № 4. С. 76–81. *(Здобувачем здійснено аналіз літератури, збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

8. Блінкова О. І. Стан рослинного покриву ландшафтного заказника місцевого значення «Градіївський» в умовах антропогенного впливу. Наукові доповіді Національного університету біоресурсів і природо-користування України. 2012. № 2 (31). URL: http://www.nbu.gov.ua/e-journals/Nd/2012_2/12boi.pdf

9. **Блінкова О. І.**, Пашкевич Н. А., Козинятко Т. А. Екологічні особливості деградації лісових торфовищ під впливом пожеж. Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України. 2012. Вип. 22.10. С. 105–112. *(Здобувачем здійснено аналітичний огляд літератури, збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

10. Блінкова О. І. Оцінювання екологічних загроз екосистемам та біотичним комплексам Криму. Науковий Вісник Національного лісотехнічного університету України. 2012. Вип. 22.11. С. 86–92.

11. Пашкевич Н. А., **Блінкова О. І.**, Козинятко Т. А. Еколого-ценотичні особливості популяції *Shoenus ferrugineus* L. на території Дермансько-Острозького Національного природного парку. Заповідна справа в Україні. 2013. № 19. Вип. 1. С. 86–88. *(Здобувачем оцінено літературні джерела, здійснено збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

12. Пашкевич Н. А., **Блінкова О. І.**, Козинятко Т. А. Знахідка *Shoenus nigra* L. у Львівській області. Український ботанічний журнал. 2013. Т. 70. № 1. С. 74–75. *(Здобувачем виконано аналіз літератури, збирання та обробку експериментальних даних, часткове формулювання висновків).*

13. Лавров В. В., **Блінкова О. І.**, Білушенко А. А. та ін. Вплив рекреаційної діяльності на стан дубових насаджень проектованого національного природного парку «Холодний Яр». Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України. 2013. Вип. 23.7. С. 50–59. *(Здобувачем виконано аналітичний огляд літератури, збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

14. Блінкова О. І. Особливості адаптації інтродукційних популяцій *Quercus rubra* L. на території Київського Полісся. Питання біоіндикації та екології. 2013. Вип. 18. № 2. С. 42–53.

15. **Блінкова О. І.**, Іваненко О. М. Стан дослідженості коадаптивної системи деревних рослин та ксилотрофних грибів. Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України. 2013. Вип. 23.13. С. 137–144. *(Здобувачем виконано аналіз літератури, збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

16. **Блінкова О. І.**, Іваненко О. М. Аналіз консортивних зв'язків як біоіндикація стану трансформованих лісів на межі Київського Полісся та Київської височинної області. Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія: Біологія, біотехнологія, екологія. 2014. Вип. 204. С. 15–23. *(Здобувачем виконано аналіз літератури, збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

17. Блінкова О. І. Синфітоіндикація рекреагенних змін екологічних умов заповідного урочища «Боржава» (Закарпатська низовинна область). Вісник Одеського Національного університету. Серія: Біологія. 2014. Т. 19. Вип. 2(35). С. 21–33.

18. **Блінкова О. І.**, Іваненко О. М. Коадаптивна система деревних рослин та ксилотрофних грибів як біоіндикація стану лісів Київського Полісся та Київської височинної області. Питання біоіндикації та екології. 2014. Вип. 19, № 2. С. 15–30. *(Здобувачем проаналізовано літературні джерела, здійснено*

збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).

19. Блінкова О. І. Адаптації інтродукційних популяцій *Quercus rubra* L. на території Закарпатської низовинної області. Природа Західного Полісся та прилеглих територій. 2015. № 12. С. 137–142.

20. Blinkova O. Analysis of synergies between the vegetation cover and the intensity of outwash in mountain conditions. Ecology and noospherology. 2015. Vol. 26. No. 1–2. P. 66–74.

21. Лавров В. В., **Блінкова О. І.**, Іваненко О. М., Поліщук З. В. Консортивні зв'язки афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у місцях промислового добування граніту та рекреаційної діяльності. Біологічні Студії/ Studia Biologica. 2016. Т. 10. № 2. С. 163–175. (Здобувачем здійснено огляд літератури, збирання та обробку експериментальних даних, часткове формулювання висновків).

22. Лавров В. В., **Блінкова О. І.**, Мірошник Н. В. та ін. Синекологічні засади діагностики трансформації структурно-функціональної організації лісових екосистем в аспекті еволюції. Фактори експериментальної еволюції організмів. 2016. Т. 18. С. 186–190. (Здобувачем здійснено огляд літератури, аналіз методологічних засад, формулювання висновків).

23. Лавров В. В., **Блінкова О. І.**, Сагдєєва Т. Ю. та ін. Фітоіндикація антропогенних змін екологічних умов урочища «Голендерня» Державного дендрологічного парку «Олександрія». Вісник Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна. Серія: біологія. 2016. Вип. 27. С. 19–30. (Здобувачем здійснено огляд літератури, збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків).

24. Лавров В. В., **Блінкова О. І.**, Іваненко О. М. та ін. Методологічні аспекти діагностики рекреагенної трансформації дубових лісів за різноманіттям угруповань ксилотрофних грибів та фітобіоти. Вісник Харківського національного аграрного університету. Серія: біологія. 2019. № 1(46). С. 81–98. (Здобувачем здійснено огляд літератури, аналіз методологічних засад, формулювання висновків).

25. Лавров В. В., **Блінкова О. І.** Методологічні проблеми біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем за рівнями організації життя. Фактори експериментальної еволюції організмів. 2018. Т. 22. С. 368–373. (Здобувачем виконано аналітичний огляд літератури, формулювання висновків).

26. Блінкова О. І. Рекреаційна трансформація трав'яного ярусу лісів урбоекосистем Центрального Поділля. Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія. 2017. Т. 25 (2). С. 82–85.

27. Блінкова О. І. Еколого-фітоценотична оцінка постмеліоративної динаміки лісової рослинності Волинського Полісся. Проблеми екологічної біотехнології. 2017. № 1. С. 1–20.

28. Лавров В. В., **Блінкова О. І.**, Іваненко О. М. Зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у рекреаційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані. Екологія і ноосферологія. 2017. Т. 28 (3–4). С. 5–20. (Здобувачем здійснено огляд літератури, збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків).

29. **Блінкова О. І.**, Пашкевич Н. А., Васільєва Т. А. Особливості адаптації рідкісного виду *Schoenus ferrugineus* L. до трансформованих умов довкілля. Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи). 2017. Т. 9 (2). С. 278–289. (Здобувачем проаналізовано літературні джерела, виконано збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків).

30. Блінкова О. І. Стан та оцінка структур дендрофлори м. Трускавець. Природа Західного Полісся та прилеглих територій. Серія: Біологія. 2017. № 14. С. 29–33.

31. Блінкова О. І. Особливості адаптації чужорідного виду *Lamium purpureum* L. у вторинному ареалі. Вісник Черкаського університету. Серія: Біологічні науки. 2018. № 1. С. 7–16.

**Статті у наукових виданнях інших держав,
включених до міжнародних наукометричних баз даних**

Scopus/Web of Science

32. **Blinkova O.**, Ivanenko O. Co-adaptive system of tree vegetation and wood-destroying (xylotrophic) fungi in artificial phytocoenoses, Ukraine. Central European Forestry Journal. 2014. Vol. 60. Issue 3. P. 168–176. *(Здобувачем здійснено аналітичний огляд літератури, збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

33. **Blinkova O.**, Ivanenko O. Communities of tree vegetation and wood-destroying fungi in parks of the Kyiv city, Ukraine. Central European Forestry Journal. 2016. Vol. 62. Issue 2 P. 110–122. *(Здобувачем здійснено аналітичний огляд літератури, збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

34. **Blinkova O.**, Lavrov V. Study of soil water-erosion intensity and vegetation cover of an oak-spruce forest in the Pokutsko-Bukovina Carpathians, Ukraine. Archives of Biological Sciences. 2017. Vol. 69. No. 4. P. 627–636. *(Здобувачем виконано огляд літератури, збирання та обробку даних, формулювання висновків).*

35. **Blinkova O.**, Shupova T. Bird Communities and Vegetation Composition in the Urban Forest Ecosystem. Correlations and Comparisons of Diversity Indices. Ekologia (Bratislava). 2017. No. 36 (4). P. 366–387. *(Здобувачем здійснено аналітичний огляд літератури, збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

36. **Blinkova O.**, Ivanenko O. Communities of woody vegetation and wood destroying fungi in natural and semi-natural forests of Kyiv city, Ukraine. Central European Forestry Journal. 2018. No. 64. P. 55–66. *(Здобувачем здійснено аналіз літературних джерел, збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

37. **Blinkova O.**, Shupova T. Bird communities and vegetation composition in natural and semi-natural forests of megalopolis: correlations and comparisons of diversity indices (Kyiv city, Ukraine). Ekologia (Bratislava). 2018. No. 37 (3). P. 259–

288. *(Здобувачем здійснено аналіз літературних джерел, збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

38. **Blinkova O.**, Shupova T., Raichuk L. Syn-ecological connections and comparison of α -diversity indices of plant and bird communities on cultivated coenoses. Journal of Landscape Ecology. 2020. Vol. 13. No. 2. P. 62–78. *(Здобувачем здійснено аналіз літературних джерел, збирання та часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

Статті в інших наукових виданнях

39. Блінкова О. І. Інформаційні ресурси екологічного управління. Водне господарство України. 2017. № 6 (132). С. 1–6.

Науково-методичні та методично-навчальні рекомендації

40. Фурдичко О. І., Плугатар Ю. В., Паштецький В. С., Стадник А. П., Лавров В. В., **Блінкова О. І.** Оптимізація систем захисних лісових насаджень степового Криму: методичні рекомендації. Упорядник В. В. Лавров. К., 2011. 40 с. *(Здобувачем виконано аналітичний огляд літератури, часткове збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків, рекомендацій).*

41. Лавров В. В., Стадник А. П., **Блінкова О. І.** та ін. Природно-ресурсний потенціал України: методичні вказівки до виконання лабораторно-практичних робіт для студентів екологічного факультету за кредитно-модульною системою організації навчального процесу. Біла Церква, 2012. 120 с. *(Здобувачем виконано аналітичний огляд літератури, часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків, рекомендацій).*

42. Лавров В. В., Стадник А. П., **Блінкова О. І.** та ін. Прикладна екологія: методичні вказівки до проходження навчальної практики за кредитно-модульною системою організації навчального процесу для студентів екологічного факультету денної форми навчання. Біла Церква, 2012. 58 с. *(Здобувачем виконано аналітичний огляд літератури, часткове збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків, рекомендацій).*

43. Абдулоєва О. С., **Блінкова О. І.** Фіторесурсознавство: методичні рекомендації до практикуму. К., 2016. 163 с. *(Здобувачем виконано аналітичний*

огляд літератури, часткову обробку експериментальних даних, формулювання висновків).

44. Лавров В. В., **Блінкова О. І.**, Грабовська Т. В. Системний аналіз якості навколишнього середовища: методичні вказівки до виконання практичних і самостійних робіт для студентів екологічного факультету освітнього рівня «магістр». Біла Церква, 2016. 105 с. *(Здобувачем проаналізовано літературні джерела, здійснено часткову обробку даних, формулювання висновків).*

45. Лавров В. В., **Блінкова О. І.**, Іваненко О. М. та ін. Методика оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням та активізацією ксилотрофних грибів. Біла Церква, 2018. 46 с. *(Здобувачем проаналізовано літературні джерела, здійснено часткову обробку даних, формулювання висновків).*

46. Грабовська Т. О., **Блінкова О. І.**, Сагдєєва Т. Ю. та ін. Екологія рослин: методичні вказівки до виконання практичних робіт для студентів екологічного факультету за кредитно-трансферною системою організації освітнього процесу. Біла Церква, 2017. 55 с. *(Здобувачем проаналізовано літературні джерела, здійснено часткову обробку даних, формулювання висновків).*

Тези наукових доповідей

47. Блінкова О. І. Діагностика антропогенного порушення лісових екосистем об'єктів природно-заповідного фонду Південного берегу Криму на ландшафтно-екосистемних засадах. Заповідники Крима. Биоразнообразие и охрана природы в Азово-Черноморском регионе: VI Международная научно-практическая конференция, г. Симферополь, 20–22 октября 2011 года: тезисы доклада. Симферополь, 2011. С. 22–25.

48. **Блінкова О. І.**, Лисенко Д. І. Індекс внутрішньовидової конкуренції в лісових екосистемах. Розвиток країн в умовах глобалізації: технологічні, економічні, соціальні та екологічні проблеми: Міжнародна науково-практична конференція, м. Тернопіль, 15–17 березня 2012 року: тези доповіді. Тернопіль, 2012. С. 93–96. *(Здобувачем виконано аналітичний огляд літератури, часткове збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

49. **Блінкова О. І.**, Лисенко Д. І. Закордонний та вітчизняний досвід оцінки та ранжування загроз біорізноманіттю. Екологічний інтелект-2012: VII Міжнародна науково-практична конференція, м. Дніпропетровськ, 25–27 вересня 2012 року: тези доповіді. Дніпропетровськ, 2012. С. 113–114. *(Здобувачем виконано аналітичний огляд літератури, часткове збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

50. **Блінкова О. І.**, Лисенко Д. І. Трансформація дубово-грабово-ясеневого фітоценозу проектного НПП «Холодний Яр» під впливом рекреаційної діяльності. Молодь у вирішенні екологічних та соціально-економічних проблем сьогодення: Міжнародна конференція, м. Кам'янець-Подільський, 15–20 жовтня 2012 року: тези доповіді. Кам'янець-Подільський, 2012. С. 147–148. *(Здобувачем виконано аналітичний огляд літератури, часткове збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

51. Blinkova O. Analysis of synergies between the vegetational cover and intensity of impact water erosion. The Fifth International Symposium of the Ecologists of the Republic of Montenegro, Tivat, Montenegro, 2–5 October 2013 year. 2013. P. 69–70.

52. Блинкова Е. И. Научно-методологические основы эколого-экономической оценки лесных ресурсов Украины. Проблемы природоохранной организации ландшафтов: Международная научно-практическая конференция, посвященная 100-летию выпуска первого мелиоратора в России, г. Новочеркасск, Россия, 24–25 апреля 2013 года: тезисы доклада. Новочеркасск, 2013. С. 76–81.

53. **Блінкова О. І.**, Іваненко О. М. Коадаптивна система *Quercus robur* L. та ксилотрофних грибів у природній віковій діброві Державного дендрологічного парку «Олександрія». Современные проблемы физики, химии и биологии, ФизХимБио – 2013: II Международная научно-техническая конференция, г. Севастополь, 27–29 ноября 2013 года: тезисы доклада. Севастополь, 2013. С. 128–129. *(Здобувачем виконано аналітичний огляд літератури, часткове збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків).*

54. **Блинкова Е. И.**, Иваненко А. Н. Современное фитопатологическое состояние старовозрастных *Pinus sylvestris* L. и *P. strobus* L. в Государственном

дендрологическом парке «Александрия», Украина. Человек и природа: грани гармонии и углы соприкосновения: II Всероссийская научно-практическая конференция, г. Комсомольск-на-Амуре, Россия, 26 ноября 2013 года: тезисы доклада. Комсомольск-на-Амуре, 2013. С. 8–11. (*Здобувачем виконано аналітичний огляд літератури, часткове збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків*).

55. **Blinkova O.**, Ivanenko O. Consorts connection of woody plants and xylomycobionts on the border of the Right Bank Polissya and the Right Bank Forest-Steppe of Ukraine (Kiev region). Biodiversity: Research and Conservation. The 11th International Conference «Synanthropization of Flora and Vegetation», Poznań – Obrzycko, Poland, 11–13 September 2014 year. 2014. P. 38. (*Здобувачем здійснено аналіз літератури, формулювання висновків*).

56. Блинкова Е. И. Оценка фундаментальной экологической ниши *Quercus rubra* L. на территории Украины. Проблемы природоохранной организации ландшафтов: Международная научно-практическая конференции, посвящена 100-летию кафедры лесоводства и лесных мелиораций, г. Новочеркасск, Россия, 24–25 апреля 2014 года: тезисы доклада. Новочеркасск, 2014. С. 53–57.

57. Блінкова О. І. Особливості адаптації *Quercus rubra* L. за градієнтом рекреагенної трансформації середовища в умовах м. Києва. Актуальні проблеми наук про життя та природокористування: Міжнародна науково-практична конференція, м. Київ, 28–31 жовтня 2015 року: тези доповіді. К., 2015. С. 14–16.

58. **Блінкова О. І.**, Іваненко О. М., Поліщук З. В. Консортивні зв'язки афілофороїдних грибів та деревних рослин вікової діброви урочища «Голендерня» державного дендрологічного парку «Олександрія» НАН України. Сучасні тенденції збереження, відновлення та збагачення фіторізноманіття ботанічних садів і дендропарків: Міжнародна наукова конференція, м. Біла Церква, 23–25 травня 2016 року: тези доповіді. Біла Церква, 2016. С. 47–50. (*Здобувачем виконано аналітичний огляд літератури, часткове збирання та обробку експериментальних даних, формулювання висновків*).

59. Блинкова Е. И. Синэкологические основы диагностики антропогенной трансформации структурно-функциональной организации лесных экосистем. Проблемы природоохранной организации ландшафтов: Международная научно-практическая конференция, г. Новочеркасск, Россия, 26 апреля 2016 года: тезисы доклада. 2016. С. 99–103.

60. Блінкова О. І. Синекологічна оцінка стану лісових екосистем за рекреаційного впливу (на прикладі структурних елементів фітоценозу та угруповань птахів). Наукові основи збереження біотичної різноманітності: Міжнародна наукова конференція молодих учених, м. Львів, 11–13 жовтня 2017 року: тези доповіді. 2017. С. 33–34.

61. Блінкова О. І. Особливості синекологічної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем. Біорізноманіття: теорія, практика та методичні аспекти вивчення у загальноосвітній школі: Всеукраїнська міжнародна наукова конференція, м. Полтава, 2–3 листопада 2017 року: тези доповіді. 2017. С. 168–170.

62. Лавров В. В., **Блінкова О. І.**, Іваненко О. М. та ін. Угруповання ксилотрофних грибів та дерев урочища «Голендерня» Державного дендрологічного парку «Олександрія» НАН України в умовах рекреаційного впливу. Біологічні стаціонари, їх історія та місце в науковій і освітній роботі. Вакалівщина: II Всеукраїнська конференція, до 50-річчя біологічного стаціонару Сумського державного педагогічного університету імені А. С. Макаренка, г. Суми, 21–23 вересня 2018 року: тези доповіді. Суми, 2018. С. 140–144. *(Здобувачем оцінено літературні джерела, опрацьовано експериментальні дані, сформовано висновки).*

63. Блінкова О. І. Системи ознак (або індикаторів) стану та динаміки порушених лісових. Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування: VI Міжнародний конгрес, м. Львів, 23–25 вересня 2020 року: тези доповіді. Львів, 2020. С. 86.

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ.....	27
ВСТУП.....	28
РОЗДІЛ 1. МЕТОДОЛОГІЯ ДІАГНОСТИКИ АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ: ВИТОКИ, ЗАСАДИ, ПРОБЛЕМИ ТА НАПРЯМИ УДОСКОНАЛЕННЯ.....	36
1.1. Сучасні напрями дослідження лісів.....	36
1.1.1. Ключові проблеми класифікації лісової рослинності.....	36
1.1.2. Розвиток домінантної класифікації.....	37
1.1.3. Розвиток еколого-флористичного методу класифікації.....	38
1.1.4. Розвиток теоретичних питань типології та екології лісу.....	40
1.1.5. Розвиток класифікації рослинних угруповань на рівні оселищ, біотопів.....	43
1.2. Синекологічний зміст лісової екосистеми.....	45
1.2.1. Існуючі моделі будови та розвитку лісових екосистем.....	46
1.2.2. Ступені організації лісової екосистеми.....	50
1.2.3. Стійкість лісової екосистеми.....	54
1.2.4. Продуктивність лісової екосистеми.....	56
1.3. Основні екологічні загрози лісовим екосистемам України: джерела виникнення, умови розвитку та особливості прояву.....	57
1.3.1. Механічний вплив на біорізноманіття лісу.....	57
1.3.2. Зміна водно-сольового режиму.....	61
1.3.3. Зміни едафо-літогенної основи.....	64
1.3.4. Біологічне забруднення.....	70
1.4. Науково-теоретичні та практичні основи діагностики антропогенної трансформації екосистем.....	72
1.4.1. Сучасні методичні підходи до діагностики стану лісових екосистем..	74
1.4.2. Основні біоіндикаційні методи дослідження структурно- функціональних компонентів лісових екосистем за умов антропогенного впливу.....	76

1.4.2.1. Критерії вибору та класифікації біоіндикаторів.....	76
1.4.2.2. Індикація стану лісової екосистеми (на прикладі фіто-, дендро-, ксиломіко-, орнітоіндикації).....	79
1.4.2.3. Індикація динаміки лісових екосистем.....	88
1.4.3. Напрями розвитку біодіагностики стану лісів.....	92
Висновки до розділу.....	93
РОЗДІЛ 2. ПРОГРАМА, МЕТОДОЛОГІЯ, МЕТОДИКА ОБ'ЄКТИ ТА УМОВИ ДОСЛІДЖЕНЬ	95
2.1. Методологія досліджень.....	95
2.2. Наукова гіпотеза та програма дослідження.....	96
2.3. Методика дослідження.....	99
2.4. Природно-кліматичні умови регіонів дослідження (географічне положення, геологія, рельєф, клімат, гідрологія, ґрунти, рослинність).....	117
2.4.1. Лісостепова зона.....	118
2.4.2. Зона мішаних лісів.....	119
2.4.3. Українські Карпати та Закарпатська низовинна область.....	121
2.4.4. Кримські гори.....	125
2.5. Характеристика об'єктів дослідження.....	127
2.5.1. Характеристика об'єктів за умов впливу антропогенних чинників різного генезису.....	127
2.5.1.1. Дністрово-Дніпровська лісостепова фізико-географічна провінція.....	127
2.5.1.2. Полісся (Київське, Волинське та Мале Полісся).....	130
2.5.1.3. Покутсько-Буковинські Карпати, Прикарпаття та Закарпатська низовинна область.....	132
2.5.1.4. Південний берег Криму.....	134
2.5.2. Характеристика об'єктів дослідження, підібраних для аналізу адаптації рослин різних життєвих форм.....	135
2.5.3. Характеристика об'єктів дослідження, підібраних для аналізу консортивних зв'язків продуцентів, консументів та редуцентів.....	139

РОЗДІЛ 3. ДІАГНОСТИКА СТАНУ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ РІЗНОГО ПОХОДЖЕННЯ, ТИПІВ ТА ЦІЛЬОВОГО ПРИЗНАЧЕННЯ ЗА УМОВ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ.....148

3.1. Діагностика рекреагенної трансформації лісових екосистем різних природних зон України.....148

3.1.1. Ліси природоохоронного, наукового та історико-культурного призначення лісу.....150

3.1.1.1. Дністрово-Дніпровська лісостепова фізико-географічна провінція..150

3.1.1.2. Закарпатська низовинна область.....163

3.1.1.3. Гірський Крим.....169

3.1.2. Рекреаційно-оздоровчі ліси та паркові насадження в умовах міста.....177

3.1.2.1. Середньобузька височинна область.....178

3.1.2.2. Передкарпаття.....186

3.2. Діагностика трансформації лісових екосистем, що зазнають вирубки дерев, випасу та пожежі.....188

3.2.1. Порушення екологічних умов нижньої частини долини р. Тясмин.....189

3.2.2. Пірогенна деструкція соснового лісу Волинського Полісся.....198

3.3. Виявлення механізмів трансформації структурно-функціональних компонентів лісу за едафічних змін.....203

3.3.1. Діагностика стану захисних лісів за впливу водної ерозії ґрунту в Буковинських Карпатах та Гірському Криму.....203

3.3.2. Порушення лісів через видобуток корисних копалин, осушення торфовищ та вторинне заболочування у Поліссі.....218

Висновки до розділу.....226

РОЗДІЛ 4. АДАПТИВНІ СТРАТЕГІЇ ПОПУЛЯЦІЙ ЧУЖОРІДНИХ ТА АБОРИГЕННИХ ВИДІВ РОСЛИН РІЗНИХ ЖИТТЄВИХ ФОРМ У ТРАНСФОРМОВАНОМУ ЛІСОВОМУ СЕРЕДОВИЩІ.....228

4.1. Особливості адаптації фанерофіта *Quercus rubra* L. (Fagaceae Dumort.) у різних природних зонах України.....228

4.1.1. Порівняльна характеристика фундаментальної та реалізованої екологічних ніш адвентивного виду <i>Quercus rubra</i> L. та аборигенного виду <i>Quercus robur</i> L.....	229
4.1.2. Адаптація інтродукованих популяцій <i>Quercus rubra</i> L. залежно від ступеня антропогенного порушення природних лісів Центрального Лісостепу та Київського Полісся.....	233
4.1.3. Комплекс адаптаційних ознак <i>Quercus rubra</i> L., сформований у порушених природних лісах Закарпатської низовинної області.....	244
4.1.4. Особливості адаптації <i>Quercus rubra</i> L. за різних умов місцезростання та ступеня антропогенної трансформації середовища м. Києва.....	251
4.1.5. Схема популяційного моніторингу чужорідних видів фанерофітів в антропогенно трансформованому середовищі на прикладі <i>Quercus rubra</i> L.....	254
4.2. Особливості адаптації мезофанерофіта, «вида-трансформера» <i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch	256
4.2.1. Фундаментальна та реалізована екологічні ніші <i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.....	256
4.2.2. Біоморфологічна характеристика мінливості виду на градієнті збільшення дії антропогенного чинника.....	263
4.2.3. Онтогенетична та віталітетна структури модельного виду.....	269.
4.2.4. Схема популяційного моніторингу чужорідних видів мезофанерофітів в антропогенно трансформованому середовищі на прикладі <i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.....	270
4.3. Особливості адаптації гемікриптофіта, чужорідного виду <i>Lamium purpureum</i> L.....	273
4.3.1. Фундаментальна та реалізована екологічні ніші <i>Lamium purpureum</i> L.....	273
4.3.2. Біоморфологічна характеристика мінливості виду на градієнті збільшення дії антропогенного чинника.....	274
4.3.3. Онтогенетична та віталітетна структури модельного виду <i>Lamium purpureum</i> L.....	282

4.3.4. Схема популяційного моніторингу чужорідних видів-гемікриптофітів в антропогенно трансформованому середовищі на прикладі <i>Lamium purpureum</i> L..	283
4.4. Особливості адаптації криптофіту, аборигенного раритетного виду <i>Schoenus ferrugineus</i> L.....	285
4.4.1. Оцінка фундаментальної та реалізованої екологічної ніши <i>Schoenus ferrugineus</i> L.....	285
4.4.2. Антропогенна трансформація умов місцезростання <i>Schoenus ferrugineus</i> L.....	286
4.4.3. Схема популяційного моніторингу раритетних видів трав'яних рослин в антропогенно трансформованому середовищі на прикладі <i>Schoenus ferrugineus</i> L.....	294
Висновки до розділу.....	295
РОЗДІЛ 5. РОЗВИТОК ТЕОРЕТИЧНИХ ОСНОВ КОНСОРЦІОЛОГІЇ ЯК РОЗДІЛУ СИНЕКОЛОГІЇ	297
5.1. Консортивні зв'язки (мероконсорція, холоконосрція, популяційна, сінузіальна консорції) дерев та ксилотрофних грибів різних природних зон України як показники біодіагностики стану та розвитку лісів.....	297
5.1.1. Біокомплекси едифікаторного ярусу та ксилотрофних грибів лісів різного функціонального призначення залежно від ступеня антропогенної трансформації середовища.....	299
5.1.1.1. Консорції деревних рослин та ксилотрофних грибів у рекреаційно-оздоровчих лісах Дністрово-Дніпровської лісостепової та Полесської провінцій .	299
5.1.1.2. Консорції деревних рослин та ксилотрофних грибів лісів зеленої зони навколо промислових підприємств (м. Біла Церква).....	321
5.1.1.3. Консорції едифікаторного ярусу та ксилотрофних грибів у модельних паркових насадженнях та заповідних територіях.....	325
5.1.2. Консортивна система деревних рослин та афілофороїдних грибів в умовах міста.....	332
5.1.3. Закономірності функціонування консорцій деревних рослин та ксилотрофних грибів лісової екосистеми.....	353

5.2. Консортивні зв'язки деревних рослин та орнітокомплексів різних природних зон України як показники біодіагностики стану та стійкості лісів різного функціонального призначення.....356

5.2.1. Систематична, топічна і трофічна структури орнітокомплексів та віталітетна, вікова, санітарна структури деревних рослин природних лісів та паркових насаджень.....358

5.2.2. Залежність між різноманіттям орнітофауни та фітобіоти за різного ступеня рекреагенної трансформації лісової екосистеми.....370

5.2.3. Індикаторні показники угруповань дендрофільних птахів та едифікаторного ярусу.....386

5.2.4. Науково-методичні засади оцінки стійкості лісових екосистем до рекреагенного впливу за консортивними зв'язками деревних рослин та дендрофільних птахів388

Висновки до розділу.....400

РОЗДІЛ 6. МЕТОДОЛОГІЯ СИНЕКОЛОГІЧНОЇ ДІАГНОСТИКИ ТРАНСФОРМАЦІЇ СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНОЇ ОРГАНІЗАЦІЇ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ.....402

6.1. Синекологічні засади діагностики трансформації структурно-функціональної організації лісових екосистем в аспекті еволюції.....402

6.2. Методологічні проблеми біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем за рівнями організації життя.....405

6.3. Системи ознак (або індикаторів) стану та динаміки порушених лісових екосистем.....410

Висновки до розділу.....412

ВИСНОВКИ.....430

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....436

ДОДАТКИ.....505

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ ТА СКОРОЧЕНЬ

SIGMA – Station Internationale de Geobotanique Mediterranean et Alpine

NIHHDS – NORTHERN Woodland Dynamics Simulator (NORTHWDS)

NLM – Landscape Model

ПП – пробна площа

Екопрофіль – екологічний профіль

I_c – індекс стану деревостану

КК – клас Крафта (клас розвитку)

СКК – середньозважений клас Крафта

ЕЦГ – еколого-ценотична група

НПП – національний природний парк

ЗПП – загальне проективне покриття

БЛДС – Боярська лісо-дослідна станція

ПЗФ – природо-заповідний фонд

БС – ботанічний сад

ур. – урочище

IVH – індекс вертикальної гетерогенності

ІНН – індекс горизонтальної гетерогенності

ВСТУП

Актуальність теми. На сучасному етапі розвитку рамки та пріоритети екологічної політики України визначаються апроксимацією національного екологічного законодавства до правового поля ЄС, що реалізується низкою документів різного рівня співпраці і впровадження норм Європейської політики сусідства та Східного партнерства (ЦСР/Україна – 2030; Європейська стратегія з біорізноманіття до 2030 р.; Європейська «Лісова стратегія» – 2020–2030 тощо). Ці документи ґрунтуються на положенні, що жива речовина є основою існування і збереження природи і, відповідно, сприятливих умов для життя людини. Загально визнано, що дослідження біоти слід здійснювати відповідно до концепції системної організації біосфери, підсистемам якої характерна структурно-функціональна єдність та цілісність взаємопов'язаних біотичної та абіотичної складових [1, 2].

Найдосконалішим методологічним підходом до вивчення природи є екосистемний. Завдяки великій біомасі, ємності та складності структури, ліси є найвпливовішим природним компонентом у регулюванні потоків речовини, енергії та інформації, у підтриманні природного стану суходільних екосистем біосфери, їх біорізноманіття, структурних взаємозв'язків, функцій та механізмів взаємодії [3–6]. В умовах постійного зростання антропогенного навантаження на природне середовище все актуальнішими стають дослідження трансформації структурно-функціональної організації лісових екосистем [7–10]. Відбувається послаблення та порушення екосистемних зв'язків, адаптацій до змін середовища популяцій видів продуцентів, консументів та редуцентів [11–16], зниження стійкості і продуктивності екосистеми [17], прискорюються еволюційні темпи розвитку популяцій видів, що призводить до погіршення умов існування біоти, деструкції лісового покриву, зниження його екологічної ролі [1, 18–21].

Численні дослідження зазначених питань вирізняються, здебільшого, методичними підходами та глибиною опрацювання лише певних структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми або стосуються переважно систематики та флористики рослин і грибів, систематики та фауністики птахів

тощо. Це призводить до отримання неповної інформації, особливо в умовах впливу комплексу чинників (різного генезису, інтенсивності, механізмів і режимів впливу) не тільки на біологічні об'єкти, але й на природне середовище загалом. Вагоме місце в удосконаленні методології діагностики погіршення стану лісів займають саме синекологічні дослідження (екології угруповань, об'єднаних тісними екологічними зв'язками) [22–24], особливо консортивні системи [25–27]. тощо. Вони є актуальними для глибшого пізнання питань філогенії, змін біотичного різноманіття лісових екосистем, закономірностей еволюційного і взаємозалежного перетворення угруповань, вирішення яких знаходиться на початковому етапі, і необхідні для збереження лісів.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертацію виконано як складову основних напрямів досліджень Інституту агроекології УААН, Інституту агроекології та природокористування НААН в межах НТП УААН «Науково-практичне обґрунтування сталого розвитку агроекосистем України», фундаментального завдання 04.01.01/092 «Теоретично обґрунтувати та розробити методологічні засади переходу до збалансованого використання лісових ресурсів агросфери за природно-кліматичними зонами України» (номери державної реєстрації 0106U004040; 0108U000463; 2007–2010 рр.), НТП 40 НААН «Економіка природокористування», фундаментального завдання 40.02/16-18 «Розробити методологічні засади інтегрованого управління лісовими ресурсами» (номер державної реєстрації 0111U003182; 2011–2012 рр.) та науково-дослідної роботи «Обґрунтування збалансованого розвитку торфовидобувної галузі з врахуванням природоохоронних критеріїв» (на прикладі державного підприємства «Волиньторф» (номер державної реєстрації 0111U007690; 2011 р.). В дисертації також відображено результати держбюджетних науково-дослідних робіт, виконаних в Інституті еволюційної екології НАН України «Адаптивні стратегії популяцій чужорідних та аборигенних видів рослин і тварин в антропогенно трансформованому середовищі» (номер державної реєстрації 01061U12507; 2012–2016 рр.), конкурсної фундаментальної науково-дослідної роботи «Коадаптивна

система деревних рослин та ксилотрофних грибів в природних лісах та культурфітоценозах» (номер державної реєстрації 011U005375; 2013–2014 рр.); «Наукові основи біоіндикації рівня антропогенної трансформації територій за популяційними показниками фонових видів» (номер державної реєстрації 0112U002615; 2014–2015 рр.), а також науково-дослідної роботи Національного університету біоресурсів і природокористування України «Синекологічна діагностика антропогенної трансформації лісових екосистем різного функціонального призначення» (номер державної реєстрації 112U006752; 2016–2018 рр.).

Мета і завдання дослідження. Мета роботи – розробити синекологічні основи діагностики антропогенних змін структурно-функціональних компонентів лісових екосистем різного походження та цільового призначення. Для досягнення поставленої мети було передбачено вирішення наступних завдань:

- проаналізувати сучасні напрями дослідження лісової рослинності та моделі будови і розвитку лісових екосистем;

- з'ясувати методологічні проблеми біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем різних природних зон України за рівнями організації життя;

- побудувати порівняльні ряди екологічних загроз лісам різного функціонального призначення у досліджуваних регіонах за критеріями: 1) генезис чинників; 2) частота їх виникнення або трапляння, просторове поширення; 3) інтенсивність і тривалість впливу екологічних чинників; 4) ступінь охоплення негативним впливом структури екосистеми; 5) здатність пошкоджених лісів відновитися;

- охарактеризувати сучасний стан та механізми трансформації структури лісових екосистем різних природних зон України внаслідок: урбанізації, рекреагенного впливу на біорізноманіття, вирубки лісів, випасу худоби, лісових пожеж та едафічних змін (водна ерозія ґрунту, видобуток корисних копалин, осушення торфовищ та вторинне заболочування), промислового забруднення;

– встановити адаптивну стратегію популяцій модельних чужорідних видів рослин різних життєвих форм та стратегію популяцій аборигенних раритетних трав'яних видів у трансформованому середовищі як екосистемних індикаторів;

– з'ясувати просторові і часові зміни консорцій «дерево-ксилотрофи» і «дерево-птахи» у трансформованих лісових екосистемах;

– розробити основи синмікоіндикації як методу визначення ступеня трансформації лісових екосистем;

– розробити методику оцінювання стану трансформованих лісових екосистем та їх динаміки у часі і просторі за зміною зв'язків між угрупованнями рослин і птахів;

– удосконалити методи діагностики антропогенних змін структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми.

Об'єкт дослідження – стан, структура та динаміка лісових екосистем у просторі і часі під впливом екологічних чинників різного генезису, механізмів і режимів впливу.

Предмет дослідження – показники синекологічної діагностики антропогенної трансформації структури і динаміки лісових екосистем різного походження та цільового призначення.

Методи дослідження. Камеральні – системний, факторний, диференційований, кореляційний, кластерний та порівняльний аналізи для: з'ясування стану опрацьованості наукової проблеми; виявлення розподілу у просторі екосистеми діагностичних ознак антропогенного впливу; оцінки синекологічних наслідків впливу екологічних чинників на структурні елементи лісових екосистем; аналізу причинно-наслідкових зв'язків; розроблення системи принципів і критеріїв удосконалення методики діагностики антропогенного порушення лісових екосистем з урахуванням змін ксилемікокомплексу та угруповань рослин та птахів, оцінки показників біорізноманіття лісів; польові – методи лісознавства, екології, фітоценології, мікології, орнітології, ґрунтознавства, пірології, геоботаніки, біометрії; лабораторні. Статистичну обробку даних здійснено за допомогою програмного забезпечення OriginPro 9.0.

Наукова новизна одержаних результатів. Вирішено наукову проблему щодо удосконалення методології біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем на синекологічному рівні аналізу змін їх структурно-функціональних компонентів (на прикладі лісів Правобережного Лісостепу, Волинського та Київського Полісся, Буковинських Карпат, Прикарпаття, Гірського Криму, Закарпаття України) за впливу на них екологічних загроз різного генезису і характеру дії.

Вперше:

- доведено, що об'єктивними індикаторами стану лісових екосистем (екосистемними індикаторами) є синекологічна характеристика лісоутворювальних видів і видів-едифікаторів, детермінантів консорцій і ключових представників концентрів, адвентивних, рудеральних та інтродукційних видів, а також видів і угруповань, що потребують особливої охорони і збереження;

- здійснено системний аналіз причинно-наслідкових зв'язків основних видів антропогенної трансформації лісової екосистеми за таксонами систематики, консорціології та системології на популяційно-видовому, ценотичному та екосистемному рівнях;

- запропоновано концептуальну модель діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем за станом та розвитком консортивних зв'язків продуцентів, консументів, редуцентів (на прикладі рослин, грибів, птахів); встановлено наявність достовірного позитивного зв'язку між індексом вертикальної гетерогенності лісу та індексом домінування Бергера-Паркера для угруповань птахів;

- розроблено основи застосування синмікоіндикації як методу оцінювання стану трансформованих лісових екосистем та їхньої динаміки у часі і просторі;

- охарактеризовано адаптивну стратегію чужорідних та аборигенних видів рослин різних життєвих форм у трансформованому лісовому середовищі (на прикладі модельних об'єктів).

Набули подальшого розвитку: теоретичні основи консорціології як розділу синєкології; теоретичне обґрунтування та наукові методи біотичної діагностики антропогенної трансформації лісів України за рівнями організації життя.

Удосконалено: схеми популяційного моніторингу чужорідних та аборигенних видів рослин в антропогенно трансформованому середовищі; методику біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем.

Практичне значення одержаних результатів. Результати досліджень використано у методичних рекомендаціях «Оптимізація систем захисних лісових насаджень степового Криму» (2011), «Методика оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням і активізацією ксилотрофних грибів» (2018). Теоретичні положення і практичні результати дослідження впроваджено в освітній процес: екологічного факультету Білоцерківського національного аграрного університету, факультету захисту рослин, біотехнологій та екології Національного університету біоресурсів і природокористування України та Навчально-наукового центру «Інститут біології та медицини» Київського національного університету імені Тараса Шевченка. Підготовлено у співавторстві методичні вказівки «Системний аналіз якості навколишнього середовища» (2016), «Екологія рослин» (2017), «Природно-ресурсний потенціал України» (2012), «Прикладна екологія» (2012); методичні рекомендації «Фіторесурсознавство» до практикуму студентів спеціальності «Екологія» галузі знань «Природничі науки» (2016) (дод. Ф).

Особистий внесок здобувача. Робочу і наукову гіпотези, мету, завдання і програму дослідження сформульовано разом з науковими консультантами. Здобувачем особисто здійснено аналіз літератури за напрямом дослідження. Проведено камеральний і лабораторний аналізи емпіричного матеріалу, статистичну обробку даних, узагальнення результатів, сформульовано провідні положення дисертації та висновки. Окремі дослідження виконано за співпраці з старшим науковим співробітником, кандидатом біологічних наук Т. В. Шуповою та науковим співробітником О. А. Іваненко (Інститут еволюційної екології НАН України); старшим науковим співробітником, кандидатом біологічних наук

Н. А. Пашкевич (Інститут ботаніки НАН України), що підтверджують спільні наукові публікації та посилання в тексті дисертації. Деякі з представлених у роботі результатів частково відображено в кандидатських дисертаціях Т. А. Васильєвою (2013) та З. В. Поліщук (2019), виконаних за часткового консультування автора.

Апробація результатів дисертації. Основі положення дисертації було обговорено під час очних та заочних доповідей на: VI Міжнародній науково-практичній конференції «Заповідники Крыма. Биоразнообразие и охрана природы в Азово-Черноморском регионе» (м. Сімферополь, 2011 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Розвиток країн в умовах глобалізації: технологічні, економічні, соціальні та екологічні проблеми» (м. Тернопіль, 2012 р.); VII Міжнародній науково-практичній конференції «Екологічний інтелект – 2012» (Дніпропетровськ, 2012 р.); I Міжнародній конференції «Молодь у вирішенні екологічних та соціально-економічних проблем сьогодення» (м. Кам'янець-Подільський, 2012 р.); Міжнародній науково-практичній конференції, присвяченій 100-річчю випуску першого меліоратора Росії «Проблемы природоохранной организации ландшафтов» (м. Новочеркаськ, Російська Федерація, 2013 р.); II Міжнародній науково-технічній конференції «Современные проблемы физики, химии и биологии, ФизХимБио – 2013» (м. Севастополь, 2013 р.); П'ятому міжнародному симпозиумі екологів Республіки Чорногорія (м. Тіват, Республіка Чорногорія, 2013 р.); II Міжнародній науково-практичній конференції «Человек и природа: грани гармонии и углы соприкосновения» (м. Комсомольськ-на-Амурі, Російська Федерація, 2013 р.); 11 Міжнародній конференції «Synanthropization of Flora and Vegetation» (м. Познань – Обжицько, Республіка Польща, 2014 р.); Міжнародній науково-практичній конференції, присвяченій 100-річчю кафедри лісівництва та лісових меліорацій «Проблемы природоохранной организации ландшафтов» (м. Новочеркаськ, Російська Федерація, 2014 р.); Міжнародній науково-практичній конференції «Актуальні проблеми наук про життя та природокористування» (м. Київ, 2015 р.); Міжнародній науковій конференції «Сучасні тенденції збереження, відновлення та збагачення фіторізноманіття ботанічних садів і дендропарків» (м. Біла Церква, 2016 р.); Міжнародній науково-

практичній конференції «Проблемы природоохранной организации ландшафтов» (м. Новочеркаськ, Російська Федерація, 2016 р.); Міжнародній науковій конференції «Наукові основи збереження біотичної різноманітності» (м. Львів, 2017 р.); Всеукраїнській науково-практичній конференції «Біорізноманіття: теорія, практика та методичні аспекти вивчення в загальноосвітній школі» (м. Полтава, 2017 р.); II Всеукраїнській конференції «Біологічні стаціонари, їх історія та місце в науковій і освітній роботі» (м. Суми, 2018 р.); VI Міжнародному конгресі «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування» (м. Львів, 2020 р.).

Публікації. За темою дисертації опубліковано 63 наукові праці, з яких 2 монографії у співавторстві, 28 статей у наукових фахових виданнях України, у тому числі включених до міжнародних наукометричних баз даних, 7 статей у наукових виданнях інших держав, включених до міжнародних наукометричних баз даних Scopus/Web of Science, стаття в іншому науковому виданні, словник-довідник, 3 науково-методичні рекомендації, 3 методичні вказівки до виконання лабораторних і практичних робіт для студентів, методично-навчальні рекомендації та 17 тез наукових доповідей.

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається з анотацій, вступу, 6 розділів, висновків, списку використаних джерел, додатків. Роботу викладено на 652 сторінках. Дисертація містить 54 таблиці та 109 рисунків. Список використаних джерел налічує 842 найменування, з яких 401 латиницею.

Подяки. У процесі підготовки та виконання роботи висловлюю щиро подяку родині, колегам, однодумцям за слушні поради, побажання та зауваження, що дало змогу виконати методологічне міждисциплінарне дослідження.

РОЗДІЛ 1. МЕТОДОЛОГІЯ ДІАГНОСТИКИ АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ: ВИТОКИ, ЗАСАДИ, ПРОБЛЕМИ ТА НАПРЯМИ УДОСКОНАЛЕННЯ (аналітичний огляд наукової літератури)

1.1. Сучасні напрями дослідження лісів

1.1.1. Ключові проблеми класифікації лісової рослинності

Лісові екосистеми – важливий структурно-функціональний компонент планетарної екосистеми [3–5; 28–32].

Для кращого розуміння змісту результатів наукових досліджень певних таксонів, їх порівняльного аналізу в ієрархії організації життя, а також з результатами інших методичних підходів, або одержаними за інших умов дослідження визначальне значення має дотримання класифікаційних основ ідентифікації досліджуваних об'єктів. Проте, значною вадою для інтегрального аналізу різноманітних численних даних у наш час є істотна відмінність наявних наукових шкіл (систем) класифікації рослинності, у тому числі лісової.

Ключові проблеми класифікації лісової рослинності зосереджені на пошуку єдиної класифікаційної схеми, яку можна було б якісно застосувати в різних природних зонах, типах лісів тощо. Існуючі підходи базуються на різних критеріальних апаратах, виділення класифікаційних одиниць та методів їх групування. Задачі класифікації рослинних об'єктів зводяться до встановлення інтегруючих методологічних принципів типології [33–42]. Фундаментальним принципом для виділення критеріїв та групування рослинних організмів є процедура відбору найбільш інформативних ознак (індикаторних видів), які мають вирішальну роль у формуванні одноманітних кластерів рослинних об'єктів [43–46]. В кожному методі класифікації є свій набір синтаксономічних одиниць та критеріїв. В більшості підходів основною одиницею є асоціації, об'єм яких суттєво різниться. Існує безліч спроб зближення та унифікування різних шкіл в розробці єдиної класифікації. Проте, з нашої точки зору, кожна з них доцільна для вирішення певних задач залежно від мети дослідження. На сьогодні в Україні існує декілька методичних підходів до класифікації лісової рослинності, інтегральних

класифікаційних схем [47, 48]. Основними напрямками аналізу та класифікації лісової рослинності, які застосовуються на території України, є: 1) фітоценологічний, домінантний В.М. Сукачова; 2) еколого-флористичний Ж. Браун-Бланке; 3) класифікація на рівні оселищ та біотопів; 4) типологічна школа Алексеєва-Погребняка; 5) типологія степових лісів О.Л. Бельгарда. Розглянемо певні напрями більш детально.

1.1.2. Розвиток домінантної класифікації

В кінці XIX на початку XX ст. Du Rietz, R. Hult, A. Kerner, C. Nilsson, E.M. Fries заснували скандинавську або північноєвропейську школу, прихильники якої визначали дискретність рослинності з чіткими межами між угрупованнями [49]. Скандинавська школа за класифікаційну одиницю рослинних угруповань визнає види, які домінують у кожному ярусі. За розумінням Du Rietz, R. Hult, A. Kerner, C. Nilsson, E.M. Fries асоціація – ділянка рослинного покриву з однаковими домінантами в усіх ярусах.

В XX ст. радянська школа геоботаніків, розвиваючи положення скандинавської школи за керівництвом В. Альохіна та В. Сукачова, сформувала окремий напрямок – домінантна класифікація. Основним положенням цього напрямку є кількісні ознаки видів у фітоценозі, виділення певного таксона на основі життєвих форм рослин, наявності едіфікаторів і детермінантів [50]. Домінантний тип класифікації має локальний характер, залежить від наукової школи різних держав, в яких проводяться дослідження. Зауважимо, що в базис домінантної класифікації покладено таксони, орієнтовані на особливості домінування видів – формації (виділення угруповань з одним домінантом) та асоціації (угруповання на основі домінування в різних ярусах). В науковій літературі поширені публікації щодо критики даного напрямку. Так, Т. Работнов вважав, що виділення асоціацій тільки за домінантами не можна визнати доцільним, необхідно враховувати також низку інших ознак фітоценозів, до яких він відносив однаковий х склад за ярусами, присутність позаярусних синузій, схожу мозаїчність, одні і ті ж домінанти у відповідних ярусах [51]. Цей підхід до класифікації лісової рослинності ґрунтується лише на системі стійких морфологічних ознак, він не враховує функції

екотопу та може бути застосованим лише для лісового покриву з високим ступенем дискретності [52]. Він суттєво ускладнює діагностику антропогенної та природної трансформації лісової екосистеми, оскільки відволікає увагу дослідника від головних аспектів – від розподілу різних ефектів змін за рівнями організації життя в екосистемі. Виділення одиниць рослинності за домінантами зумовлює значні труднощі у визначенні асоціацій, фітоценози яких мають яскраво виражену сезонну домінантність та аспективність, а також видозмінених чи штучних фітоценозів. Цей підхід дає також некоректні результати під час класифікації рослинності вирубок і згарищ, де домінанти можуть швидко змінюватися в різні роки і навіть сезони і володіють слабкими едифікаторними властивостями, що призводить до великої варіабельності видового складу спільнот, а рослинність характеризується гіперконтинуальністю [53]. Проте флористична класифікація рослинності є досить вживаним засобом класифікації рослинних угруповань. Недоліки та обмеження даного наукового напрямку відображені також у роботах С.А. Диренкова [54], Х. Трасс [55], В.Е. Смирнова, Л.Г. Ханиної [56], Л.Б. Заугольнкової, Т.Ю. Браславської [57]. В Україні на засадах домінантної класифікації створено «Рослинність УРСР» 1971 року випуску.

1.1.3. Розвиток еколого-флористичного методу класифікації

Еколого-флористичний напрям класифікації рослинності розвинувся з екологічного вчення Е. Warming [58], А. Schimper [цит. за 59], за яким в основі є флористичні характеристики ценозів та ознаки місць зростання (флористичний склад і фізіономічність). Вперше ідея класифікувати екологічні угруповання за траплянням або відсутністю груп видів одночасно розвивалася в декількох наукових школах Європи, проте найбільший розвиток отримала в роботах науковців Міжнародної Середземноморсько-Альпійської геоботанічної станції SIGMA в Монпельє за керівництва Ж. Браун-Бланке [60]. Принципи еколого-флористичної класифікації рослинності стали базою для створення франко-швейцарської геоботанічної школи, яка фактично є виразником синтетичної ідеї синтаксономії, побудованої на постулатах двох геоботанічних напрямів: власне флористичного та фізіономічно-екологічного. Класичний флористичний напрям

зародився у Південній Європі, в університеті м. Монпельє, а екологічні класифікації розвивали вчені із м. Цюриха. Унаслідок зближення ідей обох геоботанічних шкіл з'явилася франко-швейцарська геоботанічна школа або школа Цюрих-Монпельє [53]. За даним методом класифікації кластери угруповань утворені індикаторними видами або умовними синтаксонами [61–63]. Конструкції синтаксонів, які сформовані діагностичними видами регулюються «Кодексом фітосоціологічної номенклатури» [62]. Детальний огляд методу наведено у дод. А 1. Основними перевагами еколого-флористичної класифікації є: наявність чіткого алгоритму виявлення діагностичних видів; детально розроблена ієрархічна послідовність синтаксонів; можливість порівняння синтаксонів різних авторів за Кодексом фітосоціологічної номенклатури для визнання синтаксону як валідної класифікаційної одиниці [56]. Методологічні моменти для дослідження лісової рослинності за методом Ж. Браун-Бланке із застосуванням фізіономічних та типологічних характеристик має універсальна класифікаційна схема A.W. Sokołowski, A. Kliczkowska, M. Grzyb [64], яка досить успішно об'єднала екологічні, типологічні та флористичні методи дослідження синтаксонів рослинності.

Серед недоліків наряду варто відзначити: велику кількість синоптичних таблиць; інтуїтивний підхід, заснований на правилі «роби як я» [62]; закритий характер, що в свою чергу спричиняє перегляд вже встановлених синтаксонів; локальний характер опису поширюється на більш глобальний [56]; не завжди можна визначити критерії «вірних» видів або «еталонних асоціацій», які можна застосувати задля широкого кола біотопів або географічних регіонів [35]. Класифікаційні положення концепції Ж. Браун-Бланке зіграли важливу теоретичну роль в розробленні основних положень синекології [60]. В останні 15–20 років в наукових роботах з проблематики класифікації рослинності застосування підходу Ж. Браун-Бланке разом з дедуктивним методом класифікації Копейки-Гейни та принципом множинності синтаксономічних рішень знову є актуальним напрямом [62].

1.1.4. Розвиток теоретичних питань типології та екології лісу

Лісова типологія як напрям теоретичного лісознавства сформувався на основі народних знань про ліс, які зібрані російськими науковцями впродовж XIX–XX ст. та узагальнені Г.Ф. Морозовим в його вченні о взаємозв'язках лісу та його середовища, або вчення о типах насаджень [65]. Тому основоположником вчення про типи лісу є Г.Ф. Морозов [3]. На сьогодні існує декілька різних за змістом витоків розвитку лісової типології, висвітлених у працях А.А. Крюденера [66], Є. В. Алексєєва [67], Г.М. Висоцького [68], Д.В. Воробйова [69], П.С. Погребняка [4], Е.С. Мігунової [6, 31, 65], В.М. Сукачова [28, 29], М.А. Голубця [1, 47, 48], З.Ю. Герушинського [70], Б.Ф. Остапенко, В.П. Ткача, М.С. Улановського, І.П. Федця, В.П. Пастернака [71–74], М.М. Вересіна [75]. Розглянемо розвиток цього питання за історичним аспектом, запропонованими класифікаційними моделями та методами дослідження.

А.А. Крюденер в роботі «Основи класифікації насаджень та їх народногосподарське значення в сьогоденні держави» запропонував найбільш вдалу дефініцію терміну «тип насаджень» та наголосив про розширення лісотипологічних досліджень [66]. Тип насаджень – елементарна одиниця природи, яка має достатньо об'єктивні критерії виділення. До різних типів насаджень відносяться однорідні частини лісу, які різняться за складом та структурою корінних насаджень (поява або зникнення деревних порід, які мають різну вимогливість до умов середовища, їх перехід з підпорядкованих ярусів у верхній намет та навпаки), або за продуктивністю (як правило, на один клас бонітету) [65]. Основними критеріями класифікаційної моделі А.А. Крюденера є зволоженість (гідрометричні ґрунти), петрографічний склад (трофність) та клімат (кліматичні типи лісових насаджень) [76].

На території України класифікація А.А. Крюденера відобразилася у роботах Є.В. Алексєєва щодо українських типів лісу [67]. Класифікація Є. В. Алексєєва представлена у вигляді двовимірної сітки, де на першій осі розміщені групи за родючістю ґрунтів – від пісків (бори) до суглинків (груди) і чорноземів (діброви), на другій – групи вологості (найсухіші, сухі, свіжі, вологі, сирі, вільшаники і багни

[31, 65]. Розвиток екологічного напрямку лісової типологічної класифікації пов'язаний також з іменем Г.М. Висоцького, який у 1926–1929 рр. організував типологічну експедицію з метою вивчення українських лісів. Основним результатом роботи експедиції і основною заслугою П.С. Погребняка було створення доволі досконалої класифікаційної моделі типів лісу – едафічної сітки, в якій було залишено 4 типи субстратів із 7 і 6 типів вологості із 15 гігروتопів класифікації Крюденера. [65]. Це стало відродженням лісової типології Морозова і Крюденера як нової школи типологічної класифікації лісів. Вона набула подальшого розвитку завдяки працям Д.В. Воробйова, П.П. Кожевнікова, Г.Н. Висоцького, Д.Д. Лавриненко, О.С. Мігунової, Б.Ф. Остапенка, В.П. Ткача, З.Ю. Герушинського та ін. [68–74; 77 Герушинський, 1996; Остапенко, 1997; Остапенко та ін., 1997, 1999, 2002 ;Висоцкий, 1962; Лавриненко, 1978; Мигунова, 1993, 2000, 2017]. . У наш час – це українська або екологічна лісова типологія (лісівничо-екологічна типологія), яка ґрунтується на гармонійному врахуванні основних системотвірних екологічних чинників – забезпечення елементами живлення і вологою, які, зазвичай, є лімітуючими [6, 31, 32, 65] (дод. А 2). Українська лісівничо-екологічна типологія поряд з всесвітньовідомими еколого-флористичним та домінантним напрямками заслуговує на особливий статус. Найважливішими рисами, які вирізняють її серед інших класифікацій, на думку М.А. Голубця [48] є:

- системний підхід до пізнання типу лісу як функціонального поєднання усіх живих компонентів лісового біоценозу і ґрунтового та атмосферного середовища їхнього існування на основі порівняльно-екологічного аналізу поширення рослин, їхньої вимогливості до вологості й родючості ґрунтів, світла й тепла, росту, продуктивності й стійкості лісостанів, аналізу ґрунтово-гідрологічних і кліматичних причин формування лісового покриву на великих територіях. Функціональне поєднання біоценозу та екотопу в основній таксономічній одиниці лісівничо-екологічної класифікації є визначальним методологічним критерієм, за яким розкриваються закономірності природного просторового розподілу й екологічно, передовсім ґрунтово-кліматично зумовленої синтаксономічної

диференціації лісового покриву; -для визначення типу лісу та його положення в типологічній системі використовуються дані глибокого аналізу ґрунтово-гідрологічних і кліматичних умов, флористичних і ценотичних особливостей трав'яно-чагарничкового, мохового та інших ярусів фітоценозу, генезису й продуктивності деревостану; -принцип чіткого розмежування корінних і похідних типів лісу і генезисне поєднання корінного і всіх похідних на його місці лісових, чагарникових, лучних і навіть рілних, штучно створених чи природних рослинних угруповань у вищій таксономічній одиниці – типі лісорослинних умов; -необмежені можливості її використання для оцінки й типологічної характеристики кожної конкретної ділянки земної поверхні, вкритої лісом чи глибоко зміненої внаслідок господарської трансформації людиною, планування та організації всіх видів лісогосподарської діяльності; -методи лісівничо-екологічної класифікації дають змогу використовувати типологічні підходи флористичних, фізіономічних і фітоценологічних шкіл для глибшого аналізу й детальнішої характеристики об'єкта.

За роки існування Української лісівничо-екологічної школи в лісовій типології розроблено важливі теоретичні і методичні положення, проведені глибокі фундаментальні лісотипологічні дослідження [78]. Лісову типологію збагатили своїми працями П.С. Пастернак, С.В. Шевченко, П.І. Молотков, Б.Ф. Остапенко, П.П. Посохов, С.А. Генсірук, З.Ю. Герушинський, П.С. Каплуновський, І.П. Федець та ін [79–83]. На основі лісівничо-екологічної типології Погребняка–Алексєєва була запропонована еколого-фітоценологічна класифікація рослинності Українських Карпат Голубця–Малиновського [80].

На нашу думку, для глибшого розуміння синекологічних аспектів формування та розвитку причинно-наслідкових зв'язків між компонентами лісової екосистеми у процесах різних сукцесій, а також для об'єктивної діагностики трансформації конкретної екосистеми доцільно оцінювати ступінь відхилення її структурно-функціональної організації від корінного типу лісу – моделі, в якій біоценоз (насамперед тип деревостану-едифікатора) найбільше відповідає типу

лісорослинних умов [3]. У цьому контексті перспективною є генетична за змістом саме українська лісівничо-екологічна типологія лісів.

Зовсім інший напрям, ботанічний підхід у виділенні типів лісу розвинув у своїх працях В.М. Сукачов [28, 29], за яким тип лісу прирівнювали до класифікаційної одиниці – рослинна асоціація. Основною ознакою за цим напрямом є організація рослинних угруповань, яка виникла в результаті міжвидової боротьби за ресурси між рослинами. В.М. Сукачову належить вчення щодо біогеоценозів. Під біогеоценозом вчений розумів фітоценоз, зооценоз і відповідну ділянку земної поверхні з особливими властивостями атмосфери (мікроклімату), геологічної будови, ґрунту і водного режиму, де все складає єдиний взаємозумовлений комплекс. Для виділення типів лісу за В.М. Сукачовим важливими є показники: вологість, родючість і характер зволоження ґрунту. Панівну деревну породу вчений вважав едіфікатором для визначення типу лісу. Назви лісовим типам він давав подвійні – видові й родові. При цьому будь-які похідні типи лісу будь-якого сукцесійного напрямку змін рослинності мають відповідні назви типів.

Тому, з нашої точки зору, за дотримання засад біогеоценологічної типології лісів [28, 29] надто зростає різноманітність інформації та, головне, відбувається відрив від базового положення – ступінь біологічної стійкості екосистеми залежить від відповідності її біоценозу певному екотопу. Для пізнання всього спектру причинно-наслідкових зв'язків у трансформованих лісах певної території в аналізі необхідно охоплювати усі існуючі типи лісу, у т.ч. похідні, різні проміжні типи певних сукцесій лісової рослинності, в яких структурно-функціональна організація екосистем змінена не тільки антропогенними чинниками, а є інтегральним результатом їх взаємодії з природними чинниками розвитку фітоценозів за певним напрямом.

1.1.5. Розвиток класифікації рослинних угруповань на рівні оселищ, біотопів

Термін «оселище» є досить дискусійним науковим поняттям. Наприклад, Ілка Ханські [84, 85] під оселищем розуміє «природну територію, яка забезпечує умови для розвитку рослин і тварин». Натомість, М.С. Гиляров вважає, що оселище –

сукупність абіотичних та біотичних чинників на певній території, яка формується на місці біотопу [86]. У літературі наводяться дефініції з акцентом або на біорізноманіття, або на абіотичну складову. Загалом існує більше 5 різних за змістом визначень цього поняття, проте, з нашої точки зору, варто зупинитися на «оселище – природне середовище для популяцій живих організмів».

Серед існуючих класифікацій оселищ варто звернути увагу на класифікацію Й.П. Царика, за якої розрізняють первинні та вторинні оселища [27]. Первинні – природні, вторинні – трансформовані внаслідок антропоїчного й інших впливів або створені штучно. Т. Саутвуд [87] класифікує оселища за характером змін чинників у часі: незмінні, сезонні, непередбачувані та ефемерні. Серед ієрархічних класифікацій оселищ можна виділити також класифікацію Р. Бейлі [88], згідно з якої виділяють чотири пояси землі: полярний, вологий, помірний, засушливий і вологий тропічний. Кожен пояс складається із низки «природних зон» та «провінцій». Нині в Європейському Союзі користуються ієрархічною класифікацією, яка налічує 198 європейських типів оселищ.

Однією з вихідних програм, яка зіграла визначальну роль у розвитку оселищної концепції охорони природи, є Бернська Конвенція про охорону дикої флори та фауни і природних середовищ існування в Європі (19 вересня 1979 р.), яку Україна ратифікувала у 1996 р. Наступним кроком у розвитку цієї концепції стало прийняття 21 травня 1992 р. Оселищної Директиви ЄС, як основного документу, що регламентує природоохоронну діяльність в країнах Євросоюзу. Бернська Конвенція і Оселищна Директива є основою для створення природоохоронних мереж [89]. Сучасна європейська класифікація оселищ EUNIS сформована, крім зазначених вище програм, також на основі: Палеарктичної класифікації оселищ у межах Європи; переліку біотопів Corine Biotopes and Corine Land Cover databases; the European Vegetation Survey; European Forest Types; національних системах класифікації оселищ тощо. Це ієрархічна класифікація включає 10 категорій, кожна з яких поділяється до третього-четвертого рівня. Основою поділу цієї класифікації є біотоп (*habitat*; оселище), що характеризується фізико-географічними властивостями, фізіономією, характеристиками ґрунту,

клімату, гідрологічним режимом тощо, а також специфічним набором флори та фауни [90, 93].

Важливим напрямком застосування класифікації EUNIS є формування і функціонування Смарагдової мережі (Emerald network), яка є системою територій особливого природоохоронного значення, що виділяються в рамках реалізації положень Бернської конвенції. Одним із критеріїв виділення територій Смарагдової мережі є їх цінність для збереження оселищ, перелік яких наведений в Резолюції 4 Постійного комітету Бернської конвенції [89]. Паралельно з розвитком загальноєвропейських класифікацій біотопів розробляються національні класифікації оселищ [91, 92].

В Україні до категорії «ліси, рідколісся та інші лісові землі» (Woodland, forest and other wooded land) відносяться оселища G з домінуванням дерев, де висота дерев не менше 5 м, зімкнутість деревостану не менше 10 %. До типу оселищ G належать також вирубки і згарища, які недавно утворилися на місці оселищ, що відповідали цим критеріям [89–91].

1.2. Синекологічний зміст лісової екосистеми

Синекологічний зміст лісової екосистеми базується на трьох основних концепціях синекології: мозаїчно-циклічної організації екосистем, ієрархічного континуума та ключових видів [93–95]. З позицій першої концепції лісовий покрив є ієрархією популяцій видів [96]. Стійке існування екосистеми досягається за рахунок комплементарності ієрархічно організованих популяційних мозаїк ключових та підпорядкованих видів різних функціональних груп і трофічних рівнів. О.В. Смірнов та ін. [97], досліджуючи теоретичні основи синекології лісу, стверджує, що хорологічна та хронологічна континуальність лісового покриву пов'язана з існуванням на одній території популяцій видів, які мають різноякісні структури, що в свою чергу спричиняє формування мозаїки популяцій видів різних трофічних рівнів. Механізмом, який інтегрує мозаїку та формує екосистему, є середовищеперетворювач.

В науковій літературі трапляються терміни – едифікатори, екосистемні інженери та ключові види. [94, 95, 98]. Проте, ще В.Н. Сукачовим у 1928 році було

введено поняття «едифікатор» – вид, який формує екологічні режиму лісу [29]. Едифікатори найбільш значимо перетворюють як фрагменти середовища так і місцеіснування популяцій в цілому. Це спричиняє зміну гідрологічного, температурного, світлового режимів. Автор наголошує, що гетерогенність природного довкілля, яка обумовлена едифікатором, визначає існування видів різних трофічних груп, що, в свою чергу, призводить до збільшення рівня біорізноманіття. За здатністю едифікаторів перетворювати середовище їх об'єднують в континуальні ряди. Проте, для виявлення складу біоти необхідна оцінка видів нижчих ієрархічних ланок.

З позицій ієрархічного континуума, мінімальну площу виявлення природних екосистем на різних етапах розвитку лісової екосистеми можна визначити, виходячи з розмірів елементарної популяції ключового виду. Межі між різними екосистемами з цих позицій можна провести на основі зміни складу ключових видів в межах однієї функціональної групи [97]. Використання основних концепцій синекології дає змогу виявити принципову різницю між основними типами лісових екосистем та здійснити порівняння їх з минулими, доісторичними екосистемами.

1.2.1. Існуючі моделі будови та розвитку лісових екосистем

Існує декілька моделей лісових угруповань, однак найбільш прийнятою є ярусно-мозаїчна концепція лісу. Згідно з Du Rietz у вертикальному розподілі лісу є яруси та під-яруси з дерев, чагарників, трав та живого надґрунтового покриву [99]. За сучасною лісовою парадигмою (gar), основними методологічними принципами є: 1) природні ліси незалежно від географічного положення та флористичного складу мають схожі принципи ярусно-мозаїчної структури; 2) природні ліси є сукцесійною мозаїкою елементів ярусно-мозаїчної структури; 3) елементи ярусно-мозаїчної структури виділяють за популяційними локусами деревних видів; 4) розміри «гар-вікон» визначають видовий склад деревних видів та їх кількісне співвідношення; 5) онтогенез деревних видів в лісових екосистемах визначає структури та розвиток пов'язаних синузій автотрофів та деяких гетеротрофів; 6) стійкий розвиток лісової екосистеми можливий лише за умов якісного та

кількісного складу елементів ярусно-мозаїчної структури на різних стадіях розвитку [100].

За сучасними підходами до побудови лісових моделей науковцями виділено три стадії поновлення лісу: 1) стадія вікна, яка утворюється при/після загибелі дерева; 2) стадія побудови або приросту з домінуванням молодого покоління лісу; 3) стадія зрілості з домінуванням вікових дерев. Ліс розглядають як просторову мозаїку плям, які знаходяться на різних етапах онтогенезу та формуються у часі за певних динамічних процесів. На думку Н.В. Дылиса [30], ліс складається з вікових біогеоценотичних парцел – структурних частин горизонтального розчленування біогеоценозу, які різняться за віком, складом, зв'язками. Ф. Борман та Лікенс вважають, що відсутність змін у флористичному складі лісу як змінної мозаїки пояснюється лісовою моделлю інтеграції стресів [101.] За оцінкою рівнів мозаїчності D.A. Clark ієрархія мозаїчної структури лісу залежить від екзогенних та ендогенних причин, що викликають відповідні порушення у структурі лісу [102]. Модель лісового середовища, на думку науковця, має включати такі експрес-змінні: щільність популяції дерев, первинна продуктивність, гар-площа, вікова структура та інші параметри, які описують індивідуальний розвиток дерева. Основними параметрами, які описують порушення у лісі, є просторове розміщення гар-вікон, частота їх появи, площа, розмір, час їх зникнення. На думку Г.П. Карева [103], для територій, які зазнають суттєвого антропогенного впливу, динаміку лісової рослинності моделюють враховуючи сукцесійні зміни та просторово-часову структуру клімаксного угруповання. Найбільшим висновком гар-парадигми є уявлення про лісовий ценоз як гетерогенну систему мозаїк, які утворюють популяції деревних едифікаторів [104, 105]. За іншими уявленнями, ценоз є однорідним утворення [106–108]. Загалом, дослідження ценотичної структури лісової екосистеми дає можливість виявити закономірності формування лісового покриву та встановити екотопічні особливості лісоутворювального процесу, скласти прогноз майбутнього розвитку угруповання [109, 110].

На локальному рівні структурно-функціональної організації лісової екосистеми варто виділити роботи щодо моделей окремого дерева та деревостану: А.В. Бенькова, В.А. Рижкової [111]; R.M.Newham, J.H. Smith [112]; A.R. Ek, R.A.Monserud [113]; P.W.West [114]; H.K.Bugmann [115]; D.J. Connor et al. [116]; H.S. Horn [117]; D.L. Urban et al. [118]. На субрегіональному рівні представлені моделі, які описують зміни лісових площ за породами та віковими класами, оперуючи чисельністю популяцій та субпопуляцій дерев. Піонерними напрацюваннями є праці Н.Н. Shugart et al [119]; Н.Н. Shugart [120]. Також варто відмітити роботи Карур J.N. [121]; Т.Коґуама [122]; М.Д. Корзухін та ін, [123–125]. Оцінці зміни біомаси присвячені роботи Botkin D.B. et al. [126]; Mladenoff et al. [127, 128].

В останні роки актуальним є розгляд питань щодо ієрархічного моделювання лісових екосистем – моделі NIHHDS, NLM тощо. Такі моделі об'єднують структурну індивідуальну модель дерева (включаючи функції росту дерев та відпаду) та екосистемні процеси (конкуренція, біогеохімія пробних площ, пожежі, вітровали, рекреаційна діяльність, ерозія тощо) [129]. Окремо варто приділити увагу модельному фітоценозу з трав'янистого, чагарникового та деревного ярусів. У цій моделі існуючі динамічні процеси спричиняють повне витіснення дерев у межах їх аутокологічного ареалу трав'янистими видами. Такі моделі прирівнюються до відомих кількісних гар-моделей [124]. Для такого типу моделей важливим є загальна продуктивність біомаси трав'янистого ярусу, від якої залежить швидкість росту та інтенсивність конкуренції, на відміну від вище згаданих моделей, де значним внеском є видова належність едифікатора.

Проте, кожна з існуючих моделей на різному просторовому рівні дає можливість якісно описати зміну лісівничо-таксаційних параметрів, покритих та непокритих лісом земель у часі та просторі тощо.

Враховуючи постійно зростаючий антропогенний тиск на лісові екосистеми, важливим є аналіз основних типів моделей для прогнозування можливих наслідків впливу екологічних загроз різного генезису. По-перше, зупинимося на існуючих основних типах моделей водної ерозії у гірських лісах. Ключовими в цьому питанні

є три види моделей: фізичні, емпіричні та напівемпіричні, розробці яких присвячені праці В.Н. Гончарова, Ц.Е. Мирцхулава, Г.І. Швебса, М.С. Кузнецова тощо [130–133]. Серед творців емпіричних моделей варто відмітити роботи Г.І. Швебса, Г.П. Сурмача, W.H. Wischmeier, D.D. Smith [132, 134, 135]. Дещо інші моделі пропонуються В.Д. Ивановим та М.І. Лопіревим [136]. В останні роки найактуальнішою є математичне моделювання ерозійних втрат ґрунту, які обумовлюють деградацію не тільки земельних, але й лісових ресурсів. Найвідомішою в цьому питанні є універсальна модель втрат ґрунту – USLE/RUSLE, яка використана при проведенні нашого дослідження [137].

Для оцінки впливу пірогенного чинника на лісові екосистеми розроблено велику кількість математичних моделей динаміки лісових пожеж, які дають змогу поглибити знання щодо фізичних механізмів процесу горіння в лісах, описати причини виникнення та розвиток цього процесу. Основними типами існуючих типів моделей є: 1) аналітичні – роботи А.М. Гришина, Є.В. Конєва, С.Е. Van Wagner тощо, які дали перші теоретичні уявлення про розвиток лісових пожеж [138–140]; 2) експериментально-статистичні – роботи Г.Н. Коровіна, Н.П. Курбатського, V.E. Alexander [141, 143, 145] тощо; 3) змішані експериментально-аналітичні – М. А. Сафронов, F. A. Albin, R.C. Rothermel [142, 144, 146] тощо. Оптимальної єдиної моделі для прогнозування виникнення, розвитку і наслідків впливу пірогенного чинника на екосистему не існує, оскільки, зокрема на думку В.С. Коморовського [147], головними недоліками існуючих моделей є: велика кількість досліджуваних параметрів та локальність моделей.

Серед питань розвитку лісової екосистеми важливим є поняття сукцесії, яке запропоновано Ф.Е. Клементсом та розвинено Ю. Одумом та Р. Маргалефом [148–150]. Найчастіше в літературі йдеться про первинну сукцесію рослинних угруповань – від первинного біотопу та рослинних асоціацій до зрілого лісу в стадії клімаксу. Характерною рисою такої сукцесії є утворення ґрунтового горизонту. Клімакс в даному випадку – рівноважна стадія утворення та руйнування органічної речовини екосистеми, коли чиста продукція угруповання наближена до нуля. Варто відмітити три основні принципи, які пояснюють механізм сукцесії угруповань: 1)

сукцесію визначає підготовка ресурсу популяціями та комплексами одних видів для других; наприклад, послідовна зміна видового складу угруповання, які заселяють трупи тварин [151]; 2) одні види витісняються іншими в результаті конкурентних взаємовідносин; наприклад, заселення порушеного ґрунту піонерними видами; 3) сукцесія, яка не визначається взаємодіями видів; наслідок зміни середовища за відсутності спеціального механізму сукцесії; 4) сукцесія визначається випадковими явищами, порядком заселення або поєднання видів при заселенні [152]. Вторинна сукцесія дуже часто пов'язана з історичними змінами ландшафту. В даному випадку йдеться про відновлювальну сукцесію після антропогенного впливу.

1.2.2. Ступені організації лісової екосистеми

Як відомо, лісова екосистема за відповідними критеріями та масштабом є мезоекосистемою [153]. Така екосистема має ієрархічну структуру із сукупності підсистем різного рівня. Причино-наслідкові зв'язки та параметри структури лісової екосистеми незалежно від її генезису забезпечують обмін речовинами та енергією як між її елементами, так і з природним середовищем. На думку А.І. Уткіна [154], лісова екосистема – відносно стійкий природний комплекс, який має здатність до саморегулювання.

Аналіз літератури щодо структури та ступенів організації лісової екосистеми показав, що немає уніфікованої думки з цього питання в різних наукових школах, які досліджують екосистемні аспекти функціонування лісу. Так, на думку Н.В. Тимофеева-Рессовского [155], лісовий біогеоценоз не має чітких внутрішніх меж. В.Н. Сукачев [29], вважав, що основні елементи лісового біогеоценозу різняться за характером своїх компонентів. Науковцем для виявлення структурних особливостей рослинності було введено поняття «біогеоценотична синузія» - «частина населення фітоценозу, екологічно і фітоценлогічно відособлені у просторі і часі». Більш пізніше В.В. Альохіним [156], це поняття трактувалося як «об'єднання життєвих форм, екологічно в більшій або меншій мірі рівноцінних». Н.В. Дилис [30, 157] пропонує термін «біогеоценотична парцела» як типологічне поняття – структурні частини горизонтальної ієрархії біогеоценозу, які різняться

складом, будовою, властивостями компонентів. Кількість парцел, за автором, варіює залежно від природних умов лісу та ступеня його антропогенної порушеності. Пізніше, розвиваючи ідеї О. Л. Бельгарда [158], А. П. Травлеєва [159], В.Н. Сукачева [159], А.М. Голдовського [161] щодо аналізу парцелярності лісових біогеоценозів було запропоновано теорію станів біогеоценозів, яка є однією з провідних в теоретичній екології [162, 163]. Зокрема, в роботах Л.В. Шанди [164] типологія парцел лісових екосистем побудована на полікритеріальних основах, які, проте, не суперечать типологічній системі О.Л. Бельгарда.

Загалом, аналіз літератури з дослідження основних понять структурно-функціональної організації лісових екосистем, свідчить, що і структура, і функції, які виконує система тісно взаємопов'язані між собою. Впливаючи на структуру фітоценозу, можна змінити причинно-наслідкові зв'язки між елементами, беручи до уваги їх взаємообумовленість. Але з іншого боку, структури саме природно-антропогенних та антропогенних лісових екосистем можуть виконувати однакові функції, тоді структура екосистеми не повністю відображає її функціональний зміст. Якщо розглядати лісову екосистему з позиції теорії систем, то порядок розміщення та групування її компонентів оцінюють за основними критеріями: структурне просторове розміщення компонентів; функціональний критерій, який характеризує виконану роботу елементів; часовий критерій, який характеризує динамічні процеси [162, 164, 165].

Проте, найбільш змістовне трактування «структури біоценозу» введено В.В. Мазінгом, який виділяв три структури системи: 1) конституційна структура – якісний і кількісний аналіз видового складу; 2) просторова структура – характеристика ярусів, синузій, однорідність та неоднорідність ценозу, діагностика угруповань; 3) функціональна структура – біотичний коннекс, характеристика топічних та трофічних зв'язків тощо [26, 168]. Для виконання задач діагностики важливим є аналіз усіх структур за В.В. Мазінгом, оскільки саме в такому випадку можна показати конфігурацію структурних елементів, динамічні процеси екосистеми тощо. Саме ці питання нами розглянуто у розділах 3–5.

В питанні виділення ієрархічних ступенів організації екосистем, ми притримуємося думки М.А. Голубця: 1) консорційні екосистеми – найменш організовані системи з автотрофного та гетеротрофного організмів, які трофічними, топічними, фабричними та топічними зв'язками поєднані з іншими організмами та абіотичним середовищем; 2) парцелярні екосистеми – структурні частини біогеоценозу, які різняться складом, будовою, обміном речовин та енергією; 3) біогеоценози – екосистеми в межах фітоценозів; 4) ландшафтні екосистеми – сукупність біогеоценозів на певній території з генетичними, історичними та функціональними зв'язками; 5) провінційні екосистеми – поєднання ландшафтних екосистем, що збігається з геоботанічними провінціями; 6) біомні екосистеми – поєднання провінційних екосистем; 7) материкові та океанічні екосистеми [1, 21, 166].

Розглянемо детальніше перші три рівні організації екосистем. Консорційна екосистема – елементарна екосистема, елемент структурно-функціональної організації біогеоценозу. Основоположником вчення про консорції є В.І. Беклемішев та Л.Г. Раменський [63, 167]. Автори зазначають, що консорція є частиною біотичного коннексу. Консорція – взаємодія декількох видів різної таксономічної належності. Л.В. Арнольд та К.В. Арнольд розглядають консорцію як угруповання синузіального типу з прямими зв'язками між організмами. Едифікатором консортивної системи є детермінант, центральний автотрофний або гетеротрофний організм [25].

Загалом розвиток консорціології базується на еволюції трьох основних концепцій: критеріальний, гетероконцентрований, консорціональний континуум. При розгляді континууму першого до уваги беруть тип зв'язків між організмами та вибір системоутворювальних зв'язків детермінанта. Зокрема, В.Н. Беклімішев [167] виділення консорції ґрунтував на топічних зв'язках. В.В. Мазінг [168] – на трофічних зв'язках, вважаючи, що детермінантом консорції є тільки вищі рослини, які виконують середовищевірну функцію. Т.А. Работнов вважає що, детермінантом консорції можуть бути будь-які автотрофні організми [169]. В.Н. Беклемішев зазначає, що ядром консорції є як автотрофні, так і гетеротрофні

організми [167]. Такої ж думки притримуються й інші науковці [35, 170]. А.І. Селіванов [171] припускає, що детермінантом консорції є також мертві автотрофні та гетеротрофні організми.

Гетероконцетрований критерій – організація консорції за В.В. Мазінгом та Т.А. Работновим за поліконцетровим принципом [168, 169]. В основі даного наукового положення – трофічний зв'язок між трьома організмами ланцюга живлення. Детермінант (автотрофна рослина) – перші та другі концентри (паразити, епіфіти, симбіонти). Основними недоліками даного критеріального підходу є: неврахування форичних, топічних та фабричних зв'язків та відсутність причинно-наслідкових зв'язків між усіма елементами консорцій.

В.В. Негрובовим та К.Ф. Хмелевим запропоновано гетероконцетрований критерій, за яким виділення концентрів здійснюють на основі усіх типів прямих зв'язків в консорції. За даними авторів в проаналізованих ними модельних консорціях домінуючими є топічні (60 %) та трофічні (20 %) зв'язки [172–174]. Також авторами розроблено концепцію консорційного континууму, в основі якої лежить гетероконцетрований критерій, але детермінант одного типу консорції є консортом другого типу консорції [174].

Отже, консорція – загальнобіологічне явище [175]. Структурно-функціональна організація консорційних систем є динамічною, лабільною, залежить від ендегенних та екзогенних чинників. Не вирішеними залишаються питання біодіагностичних показників структури консорцій за антропогенного впливу різного генезису і характеристик впливу, які нами розглянуто у 5 розділі дисертаційного дослідження.

Вищим рівнем організації консорцій є парцелярні екосистеми. Парцели є горизонтальними структурними елементами біогеоценозу. Це найменші однорідні ділянки біогеоценотичного покриву з сукупністю споріднених структурно-функціональними зв'язками консорцій. Н.В. Диліс поділив парцели на основні (корінні) та похідні. Перші більш стійкі та уособлюють природні динамічні процеси біогеоценозу, великі за площею. Похідні виникають за антропогенного впливу, невеликі за площею [30, 157]. Г.Л. Лозинів [176] наводить дані, що

парцелярність характерна для внутрішньої диференціації підземних частин рослин. Межі парцел виявляють за структурними особливостями ярусів, синузій тощо. Враховуючи те, що біогеоценотичні парцели охоплюють всю «глибину і товщину» рослинного покриву структурним елементами таких парцел можуть бути біогеоценотичні горизонти. Відповідне поняття запропоновано Ю.П. Бяловичем [177]: «вертикально обособленная и нерасчлененная структурная часть биогеоценоза. Биогеоценотический горизонт однороден по составу компонентов, взаимосвязи, потоков веществ и энергии...».

М. А. Голубцем при дослідженні вологої бучини Українських Карпат виділено чотири біогеогоризонти: 1) інтенсивної матеріально-енергетичної трансформації товщиною 6,6 м; 2) послабленої матеріально-енергетичної трансформації товщиною 4 м; 3) кроново-стовбурової акумуляції товщиною 5 м; 4) стовбурової акумуляції товщиною 20 м [80]. З позицій ландшафтної екології [178–180] варто зауважити, що вертикальна структура геогоризонтів доволі доцільна для аналізу. Так, об'єднання геомас, на думку цих науковців, пов'язано з диференціацією біогенного компонента на синузії, консорції та парцели. За Т.В. Урушадзе та Н.Л. Беручашвили, яруси рослинності та генетичні горизонти ґрунту можуть об'єднуватись в один геогоризонт або диференційовуватись на різні геогоризонти [181, 182]. Отже, аналіз парцелярної структури (індикатора неоднорідності умов місцезростання) лісу сприяє глибшому розумінню стану і розвитку природного поновлення лісу, що є важливим для самовідновлення пошкодженої екосистеми.

1.2.3. Стійкість лісової екосистеми

Проблема дослідження стійкості лісів сягає більше двох століть. Г.Ф. Морозов на початку ХХ ст. у роботі «Вчення про ліс» показав, що ліс у своєму розвитку має етапи різної стійкості та тривалості. Стійкість та тривалість кожної форми лісу залежать від ступеня відповідності лісу навколишньому середовищу. Водночас, слід розуміти, що стійкість та тривалість кожної елемента лісу (виду біоти, консорцій, синузій, парцел, ярусів фітоценозу, біогеогоризонтів тощо), крім екзогенних чинників, істотно залежать від ступеня відповідності цих підсистем

лісовому середовищу [3]. Поняття стійкості лісової екосистеми є одним з найбільш складних положень в лісовій науці, оскільки різні наукові школи розглядають його залежно від інтенсивності впливу та як наслідок стійкості лісу до абіотичних, біотичних та антропогенних чинників [3, 10, 18, 20, 183–188].

В цілому зазначене поняття зводиться до здатності екосистеми протистояти зовнішнім негативним чинникам, повертаючись в початковий стан без характерних порушень. З іншого боку, стійкість лісової екосистеми можна розглядати з точки зору теорії коливань, згідно з якої, до уваги береться відношення частоти коливань ієрархічних компонентів екосистеми до частоти зовнішніх коливань [189]. В даному випадку йдеться про вихід структурного елементу системи з динамічної рівноваги. Проте, під час визначення порогових значень для елементу системи необхідно враховувати фактор суб'єктивізму дослідника.

Ю. Одум у своїх роботах виділяє резистентну (збереження всіх елементів системи) та пружну (можливість системи після зняття напруження повернутися до початкового стану) стійкість [150]. Виходячи з наслідків закону Н.Ф. Реймерса, закону екологічної кореляції, система не може повернутися до початкового стану в процесі сукцесії, якщо один або група видів зникли через дисбаланс впливу екологічних чинників. Зокрема, Н.Ф. Реймерс пропонує в якості характеристики пружної стійкості аналіз відповіді екосистеми на величину впливу [190].

Багато західних наукових шкіл пов'язують поняття стійкості екосистеми з кількісними ознаками – характеристика видів-індикаторів, ріст та розвиток деревостану [191, 192]. Б.М. Міркін [36–38, 40] стійкість екосистеми прирівнює до здатності збереження числа видів, їх кількісних та якісних співвідношень у часі та просторі. На думку В.Ф. Лебкова [193], стійкість деревних насаджень екосистеми будь-якого типу залежить від їх структури. Це положення науковця сформувалося під впливом праць Н.С. Нестерова [194], який вважав, що головним критерієм стійкості популяцій дерев в умовах впливу антропогенного чинника є частка дерев нижчих класів розвитку. Тобто, дерева IV–V класів Крафта виконують резистентну функцію в екосистемі. М.І. Пронін [195] пропонує оцінювати стійкість насаджень

за їх здатністю розвиватися в межах нормальних флуктуацій за певного рівня антропогенного впливу.

Дискусійним залишається питання про зв'язок між стійкістю екосистеми та мірами різноманіття. Так, прихильники положення про «складність-стійкість» екосистеми вважають, що чим складніше угруповання, тим є воно стійкішим [196–199]. З іншого боку, прихильники протилежних поглядів вважають, що якщо видова, трофічна, просторова та інші структури та відповідні зв'язки системи ускладнюються, то система в цілому стає вразливішою до динамічних процесів [200, 201]. Зокрема, С.А. Диренков [202], досліджуючи ялинові ліси, доходить висновку, що високі показники індексів різноманіття для лісової екосистеми не є ознакою її стійкості. Враховуючи накопичений досвід використання математичного моделювання стійкості екосистем та беручи до уваги те, що основними об'єктами аналізу в лісі є популяції або угруповання, найвищі гомеостаз і стійкість притаманні лише для структурно простих угруповань лісової екосистеми.

У роботі Ю.Н. Свирежова [203] стійкість системи оцінюється математичною моделлю, яка описує клімаксове угруповання за потоками речовини та енергії на всіх трофічних рівнях. Деякі автори розглядають стійкість екосистеми як здатність змінювати свої параметри для збереження початкового рівня функціонування [204]. В такому випадку стійкість оцінюється за характеристиками колообігу енергії та речовин. Є.Г. Коломиц та Л.С. Шарая [205], аналізуючи функціональну стійкість лісових екосистем, вводять поняття лабільної фітоценотичної стійкості (парціальна функціональна стійкість за один рік) та інерційної ґрунтово-біотичної стійкості (стійкість, пов'язана ґрунтотворними процесами). Методологічна значущість розроблених авторами моделей стійкості екосистем полягає в тому, що даний метод аналізує параметри малого біологічного колообігу.

1.2.4. Продуктивність лісової екосистеми

Обов'язковою складовою характеристики функціонування лісових екосистем окрім стійкості є продуктивність. Основними величинами, за якими визначають продуктивність екосистеми, є запас деревостану, приріст фітомаси,

біомаса детриту. Визначення біомаси органічної речовини деревних насаджень є важливим задля проведення всіх рівнів моніторингу, оцінювання вуглецедепонувальної функції лісів, впливу змін клімату, антропогенних порушень. Серед фундаментальних робіт щодо продуктивності лісової екосистеми варто відмітити напрацювання як зарубіжних так і вітчизняних вчених [17, 206–214]. За даними П.І. Лакиди та ін. [17] показники біопродуктивності лісів України є досить високими. Чиста первинна продукція 49,0 млн т С Чрік-1, або в середньому – $512 \text{ г СЧм}^{-2} \text{ рік}^{-1}$. Найвищі показники щільності чистої первинної продукції характерні для букових деревостанів – $712 \text{ г СЧм}^{-2} \text{ рік}^{-1}$, що на 40,0 % вище середнього показника українських лісів та на 76,0 % середньої щільності ЧПП соснових насаджень ($403 \text{ г СЧм}^{-2} \text{ рік}^{-1}$). Ці значення свідчать про вагому екосистемну функцію лісових екосистем України, яка змінює умови природного середовища.

1.3. Основні екологічні загрози лісовим екосистемам України: джерела виникнення, умови розвитку та особливості прояву

Загальна площа вкритих лісом земель в Україні за даними Державного лісового агентства станом на 2019 рік становить 9574 тис. га, лісистість території – 15,9 %. Відповідно до цих значень Україна посідає 9 місце у Європі. Частка рекреаційно-оздоровчих лісів та лісів природоохоронного, історико-культурного та наукового призначення лісів є майже однаковою і становить 14,0 % та 15,0 % відповідно. Найбільш поширеними є «експлуатаційні ліси» (3937 тис. га, 38, 0%) та «захисні ліси» (3416 тис. га, 33,0 %), кожна з цих категорій складає майже третину від всієї площі лісових земель [http://dklg.kmu.gov.ua/forest/control/uk/publish/category?cat_id=32867].

1.3.1. Механічний вплив на біорізноманіття лісу

Відповідно до класифікації В.А. Stein серед механічного впливу на біорізноманіття лісу на теренах України варто виділити надмірне рекреаційне навантаження, випас худоби, пірогенний чинник, збір лікарських рослин та грибів, рубки, урбанізацію, заліснення невідповідними для природних та екологічних умов лісовими культурами [215]. Найсуттєвіший за інтенсивністю механічний вплив на

біорізноманіття встановлено для рекреаційно-оздоровчих лісів та лісів природоохоронного, історико-культурного та наукового призначення, які розміщені на площі понад 3,2 млн га [10, 216–217].

Вплив багатьох рекреаційних чинників призводить до рекреагенної трансформації лісової екосистеми, та, як наслідок, спричиняють аллогенну рекреагенну сукцесію. Характерним є зниження видового різноманіття угруповань рослин, грибів, тварин та їхньої біологічної продуктивності [38–40]. За початкового впливу рекреації характерним є несуттєве збільшення α -різноманіття угруповань рослин у трав'яному ярусі [218]. Проте, з часом порушується структура поверхні ґрунту, лісової підстилки, припиняється насіннєве розмноження деревних та чагарникових видів, погіршується стан та біоморфологічні параметри підросту та підліску, санітарна та віталітетна структури деревостану. Лісова екосистема перетворюється на парковий фітоценоз з розвиненої стежковою мережею, домінуванням ксерофітної рудеральної рослинності з превалюванням адвентивних видів, кострищами, сміттям. Велика кількість наукових праць з дослідження різноманітних аспектів рекреагенної трансформації присвячена визначенню рекреагенної ємності лісів, моделюванню сукцесійних змін, шляхів покращення стану екосистеми за зняття антропогенного впливу [10, 18, 186, 217, 219–229]. В багатьох роботах висвітлено питання взаємозв'язків між рекреагенним порушенням ґрунту та рослинності; рівнем рекреагенного навантаження у структурах орнітокомплексу; зміною у структурах мікоценозах тощо [40, 230–236]. Детальніше ці питання висвітлено в п. 1.4.2.2.

Основною причиною наступного чинника механічного впливу є лісові пожежі, які спричинені переважно антропогенною діяльністю – порушення вимог пожежної безпеки в лісових масивах, випалювання рослинності на розташованих поруч з лісом сільськогосподарських угіддях. Дані щодо кількості пожеж та площі лісів, охоплених вогнем в Україні варто порівняти з даними відносно Польщі та Німеччини, які згідно з Індексом пожежної безпеки у лісі мають майже однаковий

«зелений»

показник

(https://effis.jrc.ec.europa.eu/media/cms_page_media/40/07-forest-fires-in-europe-2001-fire-campaign.pdf).

Аналіз показав, що в Україні показник площі, охопленою лісовою пожежею, в 1,5–2 рази вищий порівняно з сусідньою Польщею та в 3–4 рази порівняно з даними Німеччини (дод. А 3). За даними Державного лісового агентства, на території лісового фонду України упродовж 1990–2019 рр. виникло 111,2 тис. пожеж загальною площею 142,8 тис. га [237]. Основною причиною лісових пожеж в Україні є відвідувачі лісу. Проте така залежність спостерігається лише у тих областях, де переважають соснові насадження, у Вінницькій, Закарпатській, Запорізькій, Львівській, Тернопільській, Чернівецькій, Кіровоградській та в інших областях такого зв'язку немає, що пояснюється видовим складом лісів та кліматичними умовами [237]. Пірогенні трансформації є результатом інтегрального впливу сукупності чинників (особливості рельєфу, різноманіття та структура рослинного покриву, вид і сила пожежі, умови його виникнення та розповсюдження тощо), які обумовлюють найбільш вірогідні напрями відновлювальної сукцесії. До утворення клімаксової стадії проходить зміна декількох типів рослинності, з чергуванням превалюючих ценопопуляцій [238].

Важливим чинником, що порушує структурно-функціональну організацію лісових екосистем, є вирубка дерев з певною метою – поодиноких, групами, особливо чутлива для лісу суцільна рубка. Це залежить від цільового призначення лісів, лісорослинних умов, еколого-біологічних особливостей деревних рослин, санітарної структури деревостанів, стану підросту та підліску (дод. А 4).

Потужним антропогенним чинником, який впливає на ліси зелених зон міст є урбанізація [239–241]. Л. П. Рисін вважає, що основними чинниками впливу на середовище міста є: хімічне та фізичне забруднення атмосфери, ґрунту і ґрунтових вод промисловими, транспортними та побутовими відходами; інтенсивні рекреаційні навантаження; зміна кліматичних умов у великих містах; зміна рельєфу; зміна гідрологічних умов у результаті трансформації гідрографічної мережі і порушення природних водотоків, карстово-суфозійних процесів [242–244]. Одним з головних наслідків урбанізації є скорочення ареалу природних видів.

В умовах забудови та розвитку транспортної інфраструктури міста виживають лише ті види біорізноманіття, які є толерантними до постійних антропогенних навантажень [245]. У міських та приміських умовах формується міська флора, в складі якої збільшується внесок синантропних видів [242– 244].

Дослідженню урбофлори присвячена велика кількість наукових праць, в яких представлений аналіз як видів природної флори, так і синантропів [246, 247]. Одним з головних наслідків урбанізації є інвазії чужорідних видів у зелені зони міста, паркові насадження, які колонізують місцевіснування (біотопи, стації) природних видів [248]. Деякі автори наводять дані про збільшення α -різноманіття видів вищих рослин приміських лісів за рахунок видів рудеральної та сегетальної флори через наявність вільних екологічних ніш [249]. Е.А. Борисова [250], порівнюючи різні типи приміських та міських лісів доходить висновку, що найбільша кількість інвазійних видів трав'яного ярусу характерна для соснових лісів, найменша – для лісів з домінуванням видів роду *Betula*. Такий розподіл, на думку автора, пов'язаний з розвинутим трав'яним ярусом у березових лісах, який має високу конкурентоспроможність. Один з основоположників дослідження впливу урбанізації на біорізноманіття Л.П. Рисин [242– 244] вважає, що на урбаногенних територіях головним чинником трансформації рослинного покриву є рекреаційний чинник. Серед впливу урбанізації на деревні рослини варто відмітити також роботи [18, 251–256] тощо, в яких висвітлено механізми пристосування та адаптації рослин до зазначених стресів.

Натомість, порівняльна оцінка даних щодо різноманіття макроміцетів у природних лісах та зелених зонах міст свідчить про зменшення майже на 70 % типових видів [257]. Л.І. Абрамова та М.С. Ігнатов [258], досліджуючи мохоподібні, вважають, що дана група рослин досить тривалий час зберігає свою чисельність в типових екотопах: зберігаються рідкісні види, натомість можуть зникати типові види. При збільшенні рівня урбанізації мохоподібні трапляються в нетипових екотопах – кореновому та надґрунтовому горизонтах рослин. Збереженню різноманіття мохоподібних на урбанізованих територіях є зменшення забудови приміських лісів. Аналіз літературних даних щодо лишайників свідчить,

що забруднення повітря через розвиток промисловості та транспортної мережі в містах є головним чинником механічної трансформації слані лишайників [252]. Автор зазначає, що в першу чергу зникають листові та кущові види. Склад міської ліхенофлори збіднюється, на відміну від мохів, елімінують типові характерні види.

Вплив урбанізації на ґрунт перш за все проявляється в зміні його інформаційних функцій [259]. Лише в міських парках і ботанічних садах зберігаються ґрунти, близькі до типових ґрунтів, проте з суттєвими антропогенними змінами за показниками: гранулометричний склад, водопроникність, стан гумусу, вміст важких металів, трансформація ґрунтової мезофауни [260]. На території України, за офіційними даними Служби статистики України, загибель лісових насаджень зелених зон через вплив урбанізації за останні 10 рр. має коливальний характер розподілу: найбільша площа зафіксована в 2015 р. (2413 га) з подальшою тенденцією до зниження (дод. А 5). В останні 2018 р. і 2019 р. площа пошкоджених лісовими насаджень становила лише 153 та 155 га, що, можливо, пояснюється соціально-економічними особливостями розвитку міст в ці роки. Blume Н.Р. та ін. [261] узагальнено результати впливу чинників урбанізації на рослини (дод. А 6). Науковці вважають, що головним чинником формування ареалу рослин Європи є міста, села, промислові зони та транспортні шляхи сполучення. Сучасний розвиток міст з його швидкістю, стресовими навантаженнями, постійними потребами нових площ спричиняє скороченню та знищення природних ареалів організмів [245].

У невеликих містах та селищах одним із головних чинників зміни екологічних умов є випасання худоби у лісі. Оцінюючи наслідки впливу випасу Я.П. Дідух в своїй роботі [262] зазначає, що випас худоби в лісових екосистемах спричиняє відсутність підросту дерев, домінування злаків та *Arctium lappa* L. у трав'яному ярусі. Об'їдання худобою кори підліску і молодих дерев та деформація нижньої частини крони – основний вплив випасання на деревні насадження у лісі.

1.3.2. Зміна водно-сольового режиму

Серед чинників, що призводять до змін водно-сольового режиму ґрунту, варто виділити: осушення, заболочення, повінь, засолення тощо. На території України

проблема впливу меліоративних робіт, вторинного заболочення є першочерговою для зони Полісся, зокрема Волинського Полісся. Аналіз літератури показав, що роботи з осушення заболочених лісів Полісся почали у 1870-х роках [263, 264]. Серед результатів експедиції відмічено зміну породного складу насаджень із збільшенням участі видів роду *Quercus* L. На початку ХХ ст. основні гідромеліоративні роботи були зосереджені у болотних екосистемах, заболочені ліси мали лише опосередкований осушувально-меліоративний вплив. Починаючи з 1960-х рр. були розгорнуті потужні меліоративні роботи також і в заболочених лісах Українського Полісся. На сьогодні, в науковій літературі немає єдиної думки щодо наслідків впливу зазначеного антропогенного чинника. З одного боку, постмеліоративні сукцесії спричинили зміну фітоценотичної структури рослинних угруповань, з другого боку – осушення покращило таксаційні показники деревостанів (підвищення продуктивності, збільшення приросту тощо). Дослідженню стану і продуктивності лісів на осушених землях Українського Полісся присвячені праці [19, 265–273] тощо.

Д.Д. Лавриненко пропонував в умовах Українського Полісся осушувати в першу чергу середньовікові соснові насадження [263, 264]. У більшості наявних сучасних робіт широко обговорюється питання стану кореневої системи *P. sylvestris* на постмеліоративному етапі розвитку насаджень – К.К. Калинина [274], М.І. Калініна [275, 276], О.М. Максимовича, М.Т. Гончар [277], О.С. Мигунової [6, 31, 32], М.І. Гордієнко та ін. [278–281], В.О. Рибак [282, 283]. Також наводяться дані щодо необхідності вдосконалення типологічної оцінки місцезростань заболочених соснових лісів Полісся через уточнення ординаційної структури з виділенням категорії «дуже мокрих» гігروتопів. А.І. Міхович, І.Ф. Федець та В.Є. Попова [266] виділили типи лісорослинних умов «дуже мокрий бір (А₆)» та «дуже мокрий субір (В₆)». Постмеліоративні зміни заболочених лісів проявилися у зниженні рівня вологості ґрунтів та підвищенні їх трофності на 1-2 ступені ординаційної шкали едафічної сітки. Натомість у дуже мокрих борах і суборах підвищення трофності та посилення приросту деревини не спостерігається [284].

Автори також зазначають, що дерева краще реагують на осушення посиленням приросту у висоту, тоді як приріст за діаметром змінюється повільніше.

Збільшення інтенсивності росту *P. sylvestris* спричинило появу іншої ознаки зміни екологічних умов заболочених лісів – зміна складу деревостанів через всихання *B. pendula*. На місці типових болотних пухнасто-березових-соснових лісів сформувалися чисті соснові та повисло-березові-соснові ліси, пухівковий і журавлинно-сфагновий ярус трансформувався в молінієво-чорницевий. Серед індикаторів-домінантів нового типу лісорослинних умов виділяють *Urtica galeopsifolia* Wierzb. Ex Opic [284]. Трансформацію трофотопу і гігротопу спричинило осідання торфу на осушених ділянках. У свою чергу це призвело до спрощення фітоценотичної структури борів і домінування чорниці та молінії. Тип лісорослинних умов змінюється за такою схемою: гігротопи – мокрі → сирі, сирі → вологі; трофотопи – бори → субори в сосняках, сугруди → груди в вільшниках.

Обмеження функціонування меліоративних каналів спостерігалось у 1980-х рр. через встановлення для деяких болотних та лісових екосистем заповідного режиму або було спричинено нестачею фінансової підтримки очисних робіт. Саме з цього часу на території Українського Полісся розпочалися характерні постмеліоративні та резерватогенні сукцесії лісової рослинності. В багатьох роботах зазначається, що через майже 30 років почалися процеси формування складної фітоценотичної структури соснових лісів за участю дуба, берези, вільхи [278–283]. Г.І. Редько вважає, що серед основних тенденцій осушувальних сукцесій варто виділити: 1) видовий склад фітоценозів нижніх терас поблизу меліоративних каналів є високим, натомість під наметом лісу видовий склад угруповань збіднюється. Проте, автор не зазначає на якій відстані від каналів починаються зміни; 2) проективне покриття трав'янистих угруповань зменшується, а зімкнутість крон не змінюється; 3) зростають врожайність ягідників на 60-150 %. Постмеліоративні сукцесії на надмірно осушених землях Західного Полісся призвели до різкого погіршення стану аборигенних типів рослинності, збільшення ступеня їх деградації та виникнення малопродуктивних похідних рослинних угруповань [285].

Загалом, проблема осушення та вторинного заболочення є великою сучасною екологічною загрозою для Українського Полісся, оскільки порушено стабільність природного розвитку регіону, а також продуктивні і екологічні функції його екосистем, у т.ч. лісових, їх структуру та умови розвитку. Це потребує відповідного перегляду норм природо- та лісокористування, а також врахування в обліку лісових ресурсів зникнення типових індикаторних ознак поліських хвойних і листяних заболочених лісів.

1.3.3. Зміни едафо-літогенної основи

У різних природних зонах України доволі поширені ерозія ґрунтів, кар'єри, селі, зсуви, видобуток корисних копалин, що, зазвичай, є критичними екологічними проблемами для лісових екосистем. Ґрунт є основним компонентом, що забезпечує середовище для росту рослин та утримання води, поживних мінеральних, органічних речовин в лісовій екосистемі. Розглянемо питання ерозії ґрунту. Для гірських лісових екосистем Карпат та Криму дослідження водної ерозії ґрунту є однією з першочергових задач. Загальновідомо, що на гірських схилах лісова рослинність сприяє переведенню поверхневого стоку води у внутрішньоґрунтовий, чим ґрунти зберігаються від ерозії. Проте, вирубки деревостанів та/або порушення лісових фітоценозів іншими чинниками знижує водорегулювальну і ґрунтозахисну здатність лісів [286–304]. Це спричиняє повені, паводки, руйнацію берегів рік, доріг та інших інженерних споруд, комунікацій, будівель і навіть загибель людей [298–301]. Крім того водною ерозією із ґрунту вимиваються органічні речовини [286–291]. Вона призводить до значного зменшення видового біорізноманіття рослин, тварин та грибів. Аналіз літературних даних свідчить, що найефективнішим способом боротьби з ерозією є цілісність природного рослинного покриву, який захищає ґрунт за рахунок зменшення стоку води [292, 293, 296, 297, 300, 301, 328] або змінюючи швидкість потоку осаду на поверхні ґрунту [294, 295]. Питання залежності ступеня деградації рослинного покриву від інтенсивності водної ерозії антропогенного походження здавна цікавили науковців. На цей час уже обґрунтовано принципи терасування схилів, відтворення пошкоджених лісів, оптимальних за розміром сільськогосподарських

приватних ділянок на ерозійнонебезпечних схилах тощо [305–309]. Встановлено взаємозв'язок між морфологією рослин та інтенсивністю ерозійного впливу: довжина рослини трав'янистого ярусу та зімкненість намету деревостану є ключовими чинниками затримки осаду [295]. Багаторічні трави забезпечують цілісний ґрунтовий покрив, зменшують стік води та опадів, сприяють ґрунтоутворювальним процесам, збільшуючи вміст органічних поживних речовин у ґрунті та його структуру. Фанерофіти зменшують водну ерозію за рахунок поліпшення інфільтрації води зменшення впливу крапель води, завдяки перехопленню дощу і снігу, а також фізичній стабілізації ґрунту корінням та листяною підстилкою [305, 306, 308]. Вирубка дерев, особливо на крутих схилах, часто призводить до збільшення інтенсивності та масштабу водної ерозії [287–289, 296, 297, 300, 301, 310, 311].

Водна ерозія у гірських системах – це складний процес, який об'єднує вплив крапель дощу, структурні зміни поверхні ґрунту і транспортування сипучих матеріалів наземним потоком [297, 312]. Інтенсивність водної ерозії ґрунту залежить від двох основних чинників: стану поверхневих ґрунтових горизонтів і енергії потоків води. Ці чинники, в свою чергу, залежать від багатьох факторів, кумулятивний ефект яких визначає готовність структурних елементів ґрунту до розмитості і здатність водних потоків виходити на схили і транспортувати сипучий матеріал [296, 297, 301, 313]. В літературі наводяться також дані, щодо помітного збільшення інтенсивності ерозійної деградації ґрунту залежно від крутизни схилу [297, 314]. Це відповідає відомим даним щодо підвищення потенційної енергії ерозійних процесів на схилі за збільшення швидкості і маси прямого стоку [315–317].

Едифікаторний ярус реагує на ерозійний вплив порушенням росту та розвитку дерев, асиметрією крони і зімкнутістю лісового намету. Серед трав'янистого ярусу зміни виявлено у таксономічній та біоморфологічній структурах [318–323]. Існує тісний кореляційний зв'язок між біомасою трав'янистого ярусу та геоморфними процесами, особливо на ділянках з частими катастрофічними порушеннями, такими як зсуви [324–326]. Найбільш придатними елементами ландшафту для

накопичення біомаси в гірських лісах є верхні частини схилів та височини [295, 317, 322].

Тип рослинності та стан рослинного покриву мають вирішальну роль в управлінні поверхневим стоком та типу ерозійних утворень. Стан рослинного покриву на найбільш ерозійних ділянках має тісний зв'язок між властивостями ерозійних ґрунтів та зменшенням біорізноманіття [287, 288]. Зокрема, в деяких роботах наводяться дані щодо тісного кореляційного зв'язку між значеннями індексів фіторізноманіття та параметрами поверхневого схилового стоку [323].

Корифей наряду В.С. Олійник [328] встановив, що формування водоохоронно-захисної ролі гірських лісів України залежить від висотно-лісотипологічних умов гірської системи, кліматичних, метеорологічних і ґрунтово-рельєфних факторів, складу й віку деревостанів, лісистості і площі водозборів, способів і обсягів рубок головного користування та їх технологій, а також термінів відновлення стокорегулювальних властивостей лісових екосистем після господарського втручання. Експериментальні дослідження науковця на елементарних водозборах показали, що рубки головного користування неоднаково змінюють водний режим гірських схилів. У результаті суцільнолісосічних рубок інтенсифікація схилового стоку майже в 10 разів більша, ніж після добровільно-вибіркових. Цей вид стоку води починає відчутно збільшуватися після зниження лісопокритої площі водозбору менше 60% [328]. На цей час уже узагальнено і систематизовано результати щодо умов виникнення і розвитку водної ерозії та її наслідків у гірських лісах, водозборах і низинних територіях і водоймах передгір'я, а також населених пунктах і комунікаціях. В Українських Карпатах у контексті принципів збалансованого природокористування і Карпатської конвенції розроблено програми заходів з екологічного, наближеного до природи удосконалення норм ведення лісового господарства в горах на басейновій, протиерозійній основі із забезпеченням збереження продуктивності, стійкості і екологічної ролі лісів. Удосконалено заходи щодо зменшення ризиків водної ерозії, збереження на схилах рослинності і ґрунту, забезпечення відновлення фітоценозів і ґрунтового покриву [296, 299–304, 327, 328].

Подібні результати одержано в гірських лісових екосистемах інших країн та природних зон, наприклад, у Китаї встановлено відповідність між багатством деревних видів, станом насаджень та ступенем розвитку водної ерозії ґрунту: чим більш збалансованим, неоднорідним є деревні насадження, тим меншими є негативні прояви водної ерозії ґрунту. Зімкнутість деревного намету має більший вплив, ніж морфо-метричні параметри дерев: низькі та середні за висотою деревостани з зімкненістю деревного намету більше 0,70 ефективніше протидіють ерозійним втратам ґрунту [329]. Аналогічні дослідження на території північно-східного Ірану показали, що вплив рослинного покриву на інтенсивність водної ерозії пояснюється особливостями утворення стоку та можливими втратами поверхні ґрунту. Проте, цей зв'язок найкраще простежується у найбільш ерозійно-деградованих зонах лісів [330]. Дослідження впливу водної ерозії на процеси деградації ґрунтів у середземноморському регіоні показало, що критична крутість схилу є меншою 10 градусів, за якої не порушуються просторова структура рослинного покриву та багатство його видів [331]. В інших роботах встановлено, що індекси фіторізноманіття слабо корелюють зі структурами рослинного покриву, натомість тісний кореляційний зв'язок є з індексами, які характеризують властивості ґрунту, пов'язаними з його стійкістю до водної ерозії [332].

У гірській системі Джизера (Західні Судети) потенційні щорічні ерозійні втрати ґрунту, які спричинені порушенням рослинного покриву, коливаються від 0,2 мм до 1,2 мм [333]. Найважливішим параметром, який впливає на подальші ерозійні процеси ґрунту, є глибина ярів. Зменшується чисельність типових видів рослин, збільшується внесок гемікриптофітів до 25,0 %, зростає мозаїчність фітоценозу внаслідок виникнення нових біогруп.

Автогенна реакція рослин може впливати на вразливість ґрунту щодо ерозії через зміну ґрунтових ресурсів. У засушливих районах Південної Африки чагарникові угруповання мають вищі значення параметрів гетерогенності лісу ніж трав'яні угруповання [334]. Це підтверджує дані про те, що життєві форми рослин по-різному впливають на інтенсивність водної ерозії та вразливість щодо неї ґрунтів.

Важливими також є результати досліджень зв'язку між типами екологічних стратегій рослин, біоморфами, екоморфами та розвитком ерозійних процесів. Так, встановлено, що на активних ярах найбільш розповсюджені синантропні види з домінуванням рудеральних та експлерентів [335–337].

Міжвидова конкуренція є головним чинником, який може змінити структури рослинності та видову насиченість в різних за інтенсивністю водної ерозії зонах лісів [338–340]. Деякі автори наводять дані про поступову елімінацію видів та «каскадний» ефект впливу ерозії на інші структурно-функціональні компоненти лісової екосистеми [341]. Це підтверджує відомі дані про те, що підвищення різноманітності рослин є одним із найважливіших факторів підвищення стабільності ґрунту на порушених ділянках [342]. Загалом, можна стверджувати, що збільшення площі лісів гірських систем, які змінюються за впливу водної ерозії, є однією з головних причин трансформації структури рослинності, зниження її стійкості та потужності.

Серед інших екологічних негараздів, які спричиняють зміни едафо-літогенної основи, варто відмітити вплив кар'єрів поверхневої розробки корисних копалин. Дослідженням рослинності на відвалах за відкритого добування кам'яного вугілля займалися J. Hell [343], G. Limstrom [344], L. Sawyer [345], М.С. Шалыт, [346], В.В. Тарчевський [347], В.В. Тарчевський, Т.С. Чибрик, [348], Л.В. Моторина, Т.І. Іжевська [349] тощо. В роботах авторів встановлено, що первинні сукцесійні зміни супроводжуються домінуванням евритопних видів, формуванням бідних угруповань зі зменшеним фітоценотичним різноманіттям, збільшенням частки рудеральних та адвентивних видів (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth., *Hordeum jubatum* L., *Kochia scoparia* (L.) Schrad. тощо). Т.С. Чибрик та Ю.А. Елькин виділяють наступні стадії сингенезу: екотопічне угруповання (загальне проективне покриття 0,1 %); просте угруповання (0,1-5 %); складне угруповання (6-50 %); фітоценоз (більше 50 %) [350].

В Україні дослідження цієї проблематики проводились в декількох природних зонах. Так, Ф.М. Бровком [351], визначено сучасні напрями рекультивації відвальних ландшафтів. В.М. Білонога, досліджуючи формування рослинного

покриву на техногенних ландшафтах сірчаних родовищ, показав, що послідовна зміна фітоценозу протікає за типом первинної сингенетичної прогресивної сукцесії з поступовим розвитком ознак ендоекогенезу, який супроводжується ускладненням структури рослинного покриву, зростанням стабільності та продуктивності [352].

С.П. Жуковим за оцінкою сукцесій рослинності відвалів шахт Донбасу встановлено, що найпоширенішими родинami на техногенних ландшафтах є *Asteraceae* і *Poaceae*, які охоплюють більше 50,0 % видів і родів. У флорі відвалів переважають гемікриптофіти і терофіти. Значним внеском у формування флори є рудеральні види з широкою екологічною амплітудою [353].

На Західній Україні культурфітоценози Червоноградського гірничопромислового району, що належать до Львівсько-Волинського вугільного басейну, досліджувала У.Б. Башуцька [354].

Проведені дослідження культурфітоценозів відвалу Малокохнівського гранітного кар'єру у Полтавській області виявили схожі результати щодо домінування інтродукованих деревних видів [355, 356].

Аналізу рослинності відвалів Криворіжського басейну присвячені праці І. Коршикова, Л. Лисогор, С. Яркова та інших. Встановлено, що на відвалах добре відновлюються види з дуже високою інвазійною активністю – *Acer negundo* L., *Colutea arborescens* L., *Elaeagnus angustifolia* L., *Lonicera tatarica* L., *Padellus mahaleb* (L.) Vassilcz, *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch., *Robinia pseudoacacia* L. та *Ulmus pumila* L.. Серед аборигенних видів тенденцію до експансії виявляють *Rosa corymbifera* Laxa та *Prunus stepposa* Kotov. Аналіз дендрофлори за типами життєвих стратегій показав, що найбільш представлені види з віолент-патієнтним типом стратегії [357, 358].

Роботи В.В. Поповича присвячені питанням фітомеліорації згасаючих териконів Нововолинського гірничопромислового району [359]. В.В. Лавров та ін. на прикладі Білоцерківського гранітного кар'єру показано, що одним із негативних екологічних наслідків функціонування кар'єрів поверхневої розробки корисних копалин, крім вилучення та руйнації певної природної території, є зниження рівня ґрунтових вод унаслідок їх відкачування, що порушує гідрологічний режим територій та умови існування деревостанів [360].

1.3.4. Біологічне забруднення

Серед основних питань дослідження процесів біологічного забруднення актуальним для екології є вплив адвентивних видів рослин на природне довкілля [361]. На державному та регіональному рівнях біологічні інвазії рослин є значущою екологічною загрозою [362–365.]. Науковцями приділяється достатньо уваги аналізу видового різноманіття адвентів, темпів їх поширення, ступеня натуралізації, розширення спектру типу місцезростань, віталітетної та онтогенетичної структур тощо [362–371]. Основоположниками фітоінвазійного напрямку досліджень – В.В. Протопоповою, М.В. Шеверою, С.Л. Мосякіним, Р.І. Бурдою в 90-х рр. минулого ст. було показано негативний вплив синантропних видів на структури популяцій аборигенних видів та спричиненими ними трансформацію фітоценозів [362–364, 367, 368]. Серед сучасних робіт в Україні варто відмітити напрацювання О.С. Абдулоєвої та ін. [372]; Н.А. Багрикової [373, 374]; Б.І. Вихор [375]; Л.В. Зав'ялової [376]; К.О. Звягінцевої [377] тощо. Важливим досвідом є підхід до зазначених питань в Європейських країнах, де науковцями не тільки комплексно досліджено популяції таких видів, але й створено картографічну мережу, спрогнозовано ризики інвазій неаборигенних видів на різних рівнях організації фітосистем [378].

З другого боку, оцінка структур синантропних угруповань показала, що їх склад є більш однорідним ніж природної рослинності, оскільки за дії антропогенного чинника домінують більш толерантні до складених умов види. Більше того, Л.М. Абрамова зазначає, що для синантропних угруповань характерне явище конвергенції: різні природні угруповання за впливу антропогенного чинника високої інтенсивності мають схожі риси [379]. Така подібність є неповною та різниться видами-реліктами, синантропами, які диференціюють угруповання різних екотопів значеннями амплітуд екологічних чинників. Тому, на думку автора, конвергенція рослинності за антропогенного пресингу відбувається на рівні вищих синтаксонів еколого-флористичної класифікації, нижчі одиниці синтаксономічної ієрархії (асоціації, субасоціації, варіанти, фації) в різних схожих умовах можуть бути різними. Існує безліч класифікації синантропної рослинності,

проте варто виділити наступну загальновідому класифікацію з виокремленням 10 центрально-європейських класів [379] (дод. А 7).

Окремим підходом до класифікації синантропної рослинності є дедуктивний метод К. Кореску, S. Нејну, який дає змогу відобразити динамічні тенденції стадій сукцесій з багатим флористичним складом, молоді угруповання з нестійким флористичним складом, які неможливо виділити в асоціації, підпорядкувати вищим одиницям в якості угруповань, які відображають стадії розвитку сукцесій [380, 381]. Цей метод за апробацією Мусіна Л. дає змогу класифікувати також перехідні угруповання, відобразити континуальність природної рослинності, визначити проміжне положення угруповань між двома синтаксонами, які переходять один в один за впливу природних та антропогенних чинників [382]. На території України найбільш вживаною є класифікація J. Kornas [366] з видозмінами, які запропоновані В.В. Протопоповою [364]. За даними Р.І. Бурди, в спонтанній флорі України участь адвентивних видів сягає 18 %. Загальна чисельність її адвентивної фракції перевищує 900 видів, а нестабільний елемент в ній складає 30–40 %. Решта 60–70 % адвентивної фракції стали чужорідними видами, і лише певна частка серед них набули статусу інвазійних. Чужорідні види судинних рослин розповсюджені у всіх типах антропогенно трансформованих екосистем України від флор природно-заповідного фонду до флор техногенних екотопів, що не мають природних аналогів [383].

Аналіз природоохоронних флор Лісостепу України виявив високу таксономічну різноманітність адвентивної фракції: 345 видів, 2 підвиди, 7 гібридів з 222 родів та 71 родини. Частка адвентивного елемента перевищує цей показник на територіях суміжних країн. Р.І. Бурдою з співавторами встановлено середній рівень фітобіотичного забруднення (16 %) для флори Лісостепу України [383]. Деякі автори зазначають, що на пізніх стадіях сукцесії в лісових екосистемах упаковка еконіш ущільнюється, спеціалізація видів звужується, що ускладнює інвазію чужорідних рослин [384].

1.4. Науково-теоретичні та практичні основи діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем

Як відомо, в теорії екосистем багато різних методичних підходів [385], які є сумісними з теорією самоорганізації. Висновки теорії екосистем ґрунтуються, з одного боку, на ідеях нерівноважної термодинаміки з іншого – теорії екологічної сукцесії [386, 387]. Головна думка полягає в тому, що впродовж неупорядкованого комплексного розвитку екосистем їх певні характеристики та параметри неухильно зростають до стану атрактора. Науковці наголошують, що багато показників важко виміряти, тому орієнтуватись необхідно на методи кількісної оцінки екосистем. На основі оцінки біотичного та абіотичного різноманіття встановлено набір індикаторів стану екосистем (дод. А 8). Ці змінні показують основні тенденції та стадію розвитку екосистеми.

Для діагностики стану лісів важливим поняттям є термін «здоров'я лісів». Термін був запроваджений 40-60 рр. тому. В різних наукових школах багатьох країн є різні підходи до визначення цього терміну, проте головна ідея полягає в тому, що це підтримка стану лісів для нормального їх розвитку та продуктивності в довгостроковій перспективі [6, 31, 32, 388], оцінюючи їх за показниками: стан крони, ріст дерев, втрата поживних речовин, ґрунтовий потенціал, оцінка біорізноманіття тощо. В роботах європейських науковців зазначається, що «здоров'я лісових екосистем» є головним рушійним чинником осадження забруднювачів повітря, визначення ступеня евтрофікації, підкислення ґрунтів та продуктивності біогеохімічного колообігу в екосистемі [389] С.Е. Джоргенесен та ін. запропоновано концепцію екологічної оцінки здоров'я лісів. Суть якої полягає в тому, що до уваги береться колообіг речовин, рівень збалансованості вхідних та вихідних продуктів, рівень біорізноманіття тощо, та, як наслідок, загальна продуктивність і стійкість лісової екосистеми. Дана концепція в цілому відповідає теоріям екосистем, поєднуючи в собі утилітарний та екосистемний напрями [385]. Виходячи з цих принципів, Б. Ульріх [390] пропонує визначати стадії деградації лісових екосистем за структурними властивостями ґрунтових компонентів, оскільки дисбаланс колообігу мінеральних елементів є незворотнім процесом, а

зменшення лужності поєднано зі збільшенням вільної кислотності спрямовує до зрілості екосистем. О.Г. Мозолевская [184, 185] на екосистемному рівні виділяє наступну класифікацію пошкоджень лісу (дод. А 9). На думку науковця, у кожного екологічного наслідку таких пошкоджень є категорія порушень: катастрофа, лихо та порушення. Крім того двом останнім категоріям притаманні ще додаткові три підкатегорії (від 1-ї до 3-ї) залежно від ступеня їхнього виявлення. Для інтегральної оцінки стану лісу О.Г. Мозолевскою [184, 185] запропоновано також індекс стану насаджень, який враховує структуру деревостану, ступінь його послаблення тощо.

$$Is = Fp'k_i, \quad (1)$$

де $F = Q_1'f_1 + Q_2'f_2 + Q_3'f_3 + Q_4'f_4$, $Q_i'f_i$ – сума площ перерізів дерев i -ї категорії стану, які виражені як частка від 10 одиниць; f_i – коефіцієнт охопленості, листяності дерев різних категорій, як міра їхньої біологічної продуктивності; p' – збереженість лісового середовища або коефіцієнт, який відображує повноту насаджень та віковий етап насаджень; k_i – коефіцієнти, які характеризують інтенсивність впливу екстремального чинника середовища.

Серед об'єктивних методів оцінки біорізноманіття лісової екосистеми автором визначено також індекси, які оцінюють альфа- та бетта-різноманіття (індекси вирівненості, схожості, методи графічного аналізу). О.В. Беднова пропонує наступний спектр елементів структурного різноманіття лісової екосистеми щодо комплексного антропогенного впливу з розробкою бонітованої шкали (дод. А 10) [391]. О.І. Євстигнєєв [392] вважає, що за оцінки індексу структурного різноманіття необхідно враховувати наступні положення: 1) врахування просторової структури біотопа; 2) загальної кількості видів рослин для відображення флористичного багатства; 3) при дослідженні видового багатства тварин і співвідношення рясності видів прямий підрахунок усіх особин не є обов'язковим; 4) узагальнений індекс дозволить порівняти екосистеми з різною просторовою структурою та ступенем порушеності.

В.П. Ворон та ін. [10] багато уваги приділяють удосконаленню діагностики рекреагенного і, особливо, аеротехногенного пошкодження лісових екосистем (дод. А 11). Розроблено методи оцінки техногенної втрати площі асиміляційного апарату хвойних, ліхеноіндикації пошкодження деревостанів фіто токсикантами, регенерації крон дерев листяних після льодоламу. Колективом фахівців

УкрНДІЛГА розроблено: попередні нормативи гранично допустимих навантажень основних промислових фітотоксикантів для лісових екосистем України; рекомендації щодо покращання стану та посилення екологічних функцій лісів зелених зон навколо населених пунктів України; рекомендації щодо комплексної оцінки стійкості рекреаційно-оздоровчих лісів, організації їх моніторингу та оптимізації рекреаційного лісокористування в них; основні положення щодо організації та ведення лісового господарства в лісах зелених зон населених пунктів України [10]. Управління лісовими ресурсами України узгоджене з міжнародними програмами моніторингу здоров'я лісів: Програмою ЄЕК-ООН (UNECE) оцінки та моніторингу впливу забруднення повітря на ліси ICP-Forests [site: openforest.org.ua] та американською технологією моніторингу стану лісу – Forest Health Monitoring (FHM; site:openforest.org).

1.4.1. Сучасні методичні підходи до діагностики стану лісових екосистем

Основоположником вчення про індикацію є Ф. Клементс [393]. Важливий внесок зроблено також В.І. Вернадским [398], В.В. Докучаевим [399], Л.Г. Раменским [396], В.Н. Сукачевим [5], С.В. Викторовим [395], А.П. Виноградовим [394], А.М. Березиним [397] тощо. Діагностику антропогенної трансформації лісів фахівці ґрунтують на різнорівневій реакції живого на відхилення в природному довкіллі від норми, використовуючи низку якісних і кількісних індикаторів.

Ключовими положеннями біоіндикації є індикатор та індикат. Для задач діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем індикатом можуть бути структурно-функціональні елементи екосистеми, як окремо, так і разом та антропогенний чинник різного генезису та інтенсивності, масштабу впливу. А.В. Андреев наголошує, що індикатор іноді в літературі уособлюють з поняттями «показник», «параметр», «індекс», «ознака». Проте, саме індикатор вказує лише на певний процес у системі [152]. А. Shubert, Т. Braun наводять також поняття «екологічна потенція» – фактична реакція організму на впливи всіх чинників середовища [400, 401]. Індикаторні властивості організму визначає фізіологічна толерантність та екологічна потенція. Термін «біондикація» як метод оцінки біотичних та абіотичних чинників за допомогою біологічних систем вперше ввів R.

Rabe. Автор розвиваючи це поняття доходить висновку, що біоіндикатором може бути організм, популяція, угруповання, життєві функції яких корелюють з чинниками середовища [цит. за 400]. Біондикатори дають можливість виявити екологічні наслідки, проте оцінка індиката, в даному випадку антропогенного чинника, іноді є другорядною. Розглянемо більш детально біоіндикацію за дії антропогенних факторів, оскільки саме за такого впливу виявляється максимальна зміна параметрів біологічної системи, а в нашому випадку структурно-функціональної організації лісової екосистеми.

На сьогодні існує декілька класифікацій типів (форм) біоіндикацій. Неспецифічна біоіндикація – однакова реакція індикатора на різні антропогенні чинники, специфічна – на кожен антропогенний чинник характерна єдина реакція індиката [262, 400–403]. Варто також зауважити, що в літературі трапляється класифікація біоіндикації за часом реакції індикатора: рання (реакція індикатора на мінімальні значення доз та експозицій впливу) та пізня (реакція індиката за більших доз та експозицій впливу) [403]. Рання діагностика порушень може бути виявлена на молекулярному або клітинному рівні. Для синекологічних задач біодіагностики більш результативною є пізня біоіндикація. За характером впливу розрізняють пряму біоіндикацію – безпосередня зміна індикатора за прямого впливу індиката, опосередкована – зміна параметрів біондикатора після зміни інших елементів системи [402]. Виділяють 6 типів чутливості та реактивності індикатора за часом реакції (дод .А 12).

Важливим поняттям синекологічної діагностики та індикації є «стрес» організму, угруповань, екосистеми. Загалом, термін «стрес» введено в медицину Г. Сельє в 1936 р. – критичне навантаження на організм з виявленням специфічного адаптаційного синдрому. При цьому стан організму науковець охарактеризував як «стрес-реакція». Поняття медичного стресу в біології адаптував Н. Goring – реакція біологічної системи на екстремальні чинники середовища залежно від сили, інтенсивності, часу, генезису [404]. В природних умовах лісу організми, популяції, види постійно знаходяться в умовах абіотичних, біотичних та антропогенних стресорів. В таких умовах основними варіантами є ухилення та толерантність до

пластичного та пружного навантаження. Процес адаптації біологічної системи за дії інтенсивного чинника проходить кілька стадій: стійкий стан на вході, надлишкова реакція, стабілізований стан, адаптивний стан [405].

Більша вразливість організмів, популяцій, екосистем за дії антропогенних стресорів пов'язана з тим, що антропогенні чинники є реактивними, швидко утворюються, тому біологічні системи не встигають активізувати відповідні адаптаційні процеси [406]. Частим явищем є трансформація екосистеми що зазнає негативного впливу, в іншу з новими структурними елементами та властивостями. Впливаючи на діапазон толерантності, антропогенні стресори спричиняють збільшення допустимого навантаження та розпад біологічної системи [407]. Біондикаційні методи, які використовують на організменному та клітинному рівнях, неможливо застосувати в більш комплексним системах, де виявити вплив чинника менш вірогідно. Екосистеми реагують на антропогенні стресори із запізненням та в змінній формі. В такому випадку реакція елементів екосистеми є дуже складною на модифіковані вхідні сигнали стресових реакцій [408].

R. Shubert виділяє наступні рівні біоіндикації: 1 – біохімічні та фізіологічні реакції; 2 – анатомічні, морфологічні, поведінкові відхилення; 3 – флористичні, фауністичні, хорологічні зміни; 4 – ценотичні зміни; 5 – біогеоценотичні зміни; 6 – ландшафтні зміни [401].

1.4.2. Основні біоіндикаційні методи дослідження структурно-функціональних компонентів лісових екосистем за умов антропогенного впливу

1.4.2.1. Критерії вибору та класифікації біоіндикаторів

Біологічні методи дають змогу отримувати дані щодо безпосередньої реакції організмів, угруповань та екосистем на природні та антропогенні чинники, оскільки біота реагує навіть на незначні зміни зовнішніх умов [204]. Існує декілька підходів класифікації біоіндикаторів та критерії їх вибору. Зокрема, класифікація, яка базується на реактивності системи, за відхилення від норми умов середовища виділяє аккумулятивні та чутливі біоіндикатори. Аккумулятивні біоіндикатори – не мають високої реактивності та чутливості до змін, як правило, до таких

біоіндикаторів можна віднести зміну в біоценотичних процесах лісу. Чутливі біоіндикатори мають значне відхилення функцій, ознак, структур тощо від норми [401].

З іншої точки зору, біоіндикатори поділяють на специфічні (наявність характерної реакції на певний тип стресу) та неспецифічні (однотипна реакція на один або декілька стресорів). Залежно від напрямку реактивності біоіндикатори поділяють на позитивні (збільшення кількісних характеристик параметра за наростання стресу) та негативні (зменшення кількісних характеристик параметра за наростання стресу). Оцінка ознак біоіндикатора дозволила їх класифікувати на комплексні (аналіз системи біоіндикаційних ознак) та одиничні (аналіз лише одної ознаки або параметра). Також науковцями запропоновано поділ біоіндикаторів на непрямі (реакція через систему опосередкованих реакцій) та прямі (безпосередня реакція біологічної системи на антропогенний чинник) [409, 411].

В роботі Я.П. Дідуха [262] наведено поділ індикаторів на попереджувальні (швидко реагують на будь-які зміни) та діагностичні (відображають лише специфіку змін та можливість розкрити причини реакції); активні (виявлення певних ознак будови) та пасивні (виявлення певних ознак функціонування), які в свою чергу поділяють на мікроскопічні та макроскопічні.

Залежно від індикаторних ознак та задач біодіагностики виділяють класифікацію індикаторів за І. Спелленбергом [410] з доповненням А.В. Андреева [152]: Група А. Екосистемні індикатори: 1) індикатори попередження – чутливі види, які в змінених умовах є швидкореактивними; 2) детектори – види, які знаходяться в типових умовах, при дії антропогенного чинника реагують змінами в структурах популяцій (наприклад, індикаторні типи лісу); 3) ключові індикатори – види, індикаторні ознаки яких використовують для прогнозу змін стійкості, стану лісової екосистеми (наприклад, консорції); 4) індикатори значної деградації – види, які знаходяться в категорії «загрозливі» (наприклад, види Червоної книги України). Група Б. Факторні індикатори: 5) індикатори-користувачі – види, які збільшують щільність популяції за порушення умов середовища (наприклад, рудеральні види); 6) акумулятори – види, які накопичують забруднюючі речовини у власному тілі

(наприклад, мікобіота, ліхенобіота); 7) індикатори дослідів – види, які використовують як лабораторні реагенти. Група С. Індикатори здоров'я: 8) об'єкти оцінки асиметрії – види, які індукують рівень асиметрії морфологічних ознак за впливу антропогенних чинників; 9) об'єкти успішності росту – види, ознаки яких відображають дефіцит нормальних умов для розвитку. Індикатори групи А – індикатори біотичного різноманіття; Б – біотичні індикатори, за якими оцінюють вплив на індикат.

Д. Ровелл [412] виділяє наступні індикатори:

I. Екологічні індикатори, які діагностують зміни довкілля за чисельністю видів та популяцій. II. Індикатори оцінки, які діагностують природоохоронну цінність екотопів. III. Індикатори виконання, які діагностують наскільки виконано цілі стратегій, планів, проектів.

Запропоновано вісім рівнів індикації [262, 385]: наявність або відсутність певних таксонів; співвідношення між класами організмів; концентрація хімічних сполук в організмах; співвідношення організмів різних таксонів на певних трофічних рівнях; оцінка процесів розвитку екосистеми у часі; характеристика складних індикаторів розвитку екосистеми (продуктивність, стійкість, консорції тощо); холістичні показники цілісності; термодинамічні показники.

Виконуючи головний принцип діагностики – наукову коректність – ключовими вимогами до індикаторів є: відповідність індиката індикатору; наявність причинно-наслідкових зв'язків між ними; висока реактивність отриманих даних; адекватні просторово-часові шкали; високий рівень репрезентативності вихідних даних; можливість порівняння з іншими наборами індикаторів; статистична перевірка отриманих даних тощо [413]. Важливими принципами для вибору індикаторів є: простота, наукова ймовірність, технічна досяжність, попереджувальна здатність, просторове висвітлення та гнучкість [262]. Існує декілька варіантів критеріїв вибору таксонів для біодіагностики. Так, Д. Пірсон пропонує наступні критерії для оцінки придатності таксонів: досліджена, стабільна таксономія; досліджена фенологія; значна чисельність; широкий спектр екотопів; легкість в дослідженні отриманого матеріалу; характер різноманіття

таксону має відображатися в інших близьких таксонах тощо [414]. Більш розгорнутий набір ознак пропонує К. Браун: висока таксономічна та екологічна диверсифікація; види повинні або бути високого рівня ендемічності або широко диференційовані за ареалом; чітка таксономія з легкістю визначення виду; невелика флуктуація чисельності; високе функціональне значення в екосистемі; лінійна реакція таксона на порушення в екосистемі; видові асоціації тісно пов'язані з іншими видами [415].

Е. Пієлу [416], досліджуючи основні постулати екології угруповань, пропонує відокремити моніторинг біорізноманіття від проблем його вимірів. З точки зору науковця, види різних таксонів, які пов'язані з віковими деревостанами, є більш уразливими ніж види ранніх стадій сукцесій.

1.4.2.2. Індикація стану лісової екосистеми (на прикладі фіто-, дендро-, ксиліміко-, орнітоіндикації)

Серед низки еколого-біологічних досліджень вагоме положення займає питання індикації стану лісової екосистеми за структурними параметрами фіто-, міко- та зоокомпонентів, на рівні продуцентів, консументів та редуцентів.

Зміна структур лісової рослинності за антропогенного впливу є діагностичними ознаками відповідних порушень. Як зазначає О.А. Неверова, фітоіндикація як напрям біоіндикації сформувався в XIX ст. в зв'язку з необхідністю вирішення практичних задач: визначення рівня ґрунтових вод, засолення, геохімічних аномалій тощо [417]. Розглянемо стан питання фіто- та дендроіндикації стану лісів за антропогенного впливу більш детально.

Як відомо, лісовий фітоценоз складається з видів, амплітуда значень екологічних чинників яких пересікається. Кожен вид має індикаторне значення, але індикацію не можна здійснити на основі одного виду; вона відображає результуючий розподіл угруповання рослин лісової екосистеми. Тому, першочерговим фітоіндикаційним завданням є оцінка точки перетину амплітуд видів із розрахуванням відповідного показника [262].

Однією із засадних робіт з фітоіндикації є монографії Ф. Клементса [148, 393]. В.С. Николаевский існуючі методи фітоіндикації класифікує наступним чином

[418]: фенологічні, морфо-метричні, анатомо-цитологічні, фізіологічні, біохімічні, біофізичні, флористичні, генетичні, екосистемні. На основі отриманих результатів за відповідними методами існує безліч фітоіндикаційних шкал за ботанічними характеристиками [396, 419–422], фізіолого-біохімічними [417, 423–425], дендрохронологічними [426–429], популяційними та екосистемними [430, 431].

Фітоіндикаційні шкали, які дають можливість оцінити інтенсивність та режими впливу екологічних чинників опубліковані у роботах Л.Г. Раменского, [63, 396]; И.А. Цаценкина [432]; Д.Н. Цыганова [420]; Е. Landolt [421]; Н. Ellenberg [422]; D. Frank and S. Klotz [433]; G. Fekete and B. Zolyomi [434] тощо. Застосування цього методу є актуальним для встановлення зв'язків між рослинністю та елементами рельєфу [435–439], рослинним покривом і тваринним світом [440, 441], питань лісової типології [6, 3, 32, 41, 42, 65, 78, 394]; техногенних забруднень [10, 18, 20, 217, 360, 442 – 446]. Усі шкали дають змогу визначити максимальні і мінімальні значення амплітуди толерантності видів або характеристику екоморфи. Проте, на сьогодні єдиної загальноприйнятої класифікації не існує, оскільки навіть уніфіковані шкали мають певний перелік недоліків [446, 447]. Результати аналізу цієї проблематики узагальнені в багатьох роботах [262, 448, 449]. Більшість екологічних шкал дають змогу проводити діагностику на основі кількісних оцінок (інтервалів толерантності).

Окремо варто зосередити увагу на синфітоіндикації – методу індикації впливу екологічних чинників на основі аналізу рослинних угруповань. На відміну від фітоіндикаційних досліджень, які проводяться на популяційно-видовому рівні, при застосуванні цього методу враховується специфічна амплітуда кожного виду від стенобіонту до еврибіонту. Синекологічний та аутекологічний оптимуми збігаються за найсприятливіших умов розвитку рослин та наявності внутрішньовидової та міжвидової конкуренції. Таким чином, відповідно до методики синфітоіндикації, кожен вид має індикаторне значення, але індикацію можна здійснити лише за результируючим розподілом видів, які складають лісовий фітоценоз [262]. Основними методами синфітоіндикації є метод засічок і обмежень

[63, 396] та метод середніх арифметичних без врахування їх загального проективного покриття-рясності [420, 422].

Розглянемо більш детально екологічні шкали за ботанічними характеристиками. На даний час існує декілька найуживаніших шкал щодо бальної характеристики екоморф або амплітуди толерантності виду – шкали Раменського, Цаценкина, Ландольта, Елленберга, Дідуха-Плюти, Циганова [396, 420–422, 432, 436]. Я.П. Дідух в роботі з проблем біоіндикації наводить повну порівняльну характеристику щодо застосування відповідних шкал в певних умовах та залежно від мети завдання [262] (дод. А 13). Порівняльна оцінка фітоіндикаційних шкал показує, що незалежно від кількості ступенів, їхня роздільна здатність є схожою, шкали є рівноцінними, дають максимум і мінімум амплітуди толерантності видів (двозначні виміри) або характеристики екоморфи (однозначні виміри) [262].

Серед питань фітоіндикації окреме положення займає дендроіндикація. Найвідомішим методом є дендрохронологічний аналіз приросту річних кілець дерев, який застосовується для дослідження динаміки стоку річок, льодовиків, змін клімату тощо [10, 18, 20, 450 – 452]. Зокрема, в роботі М.В. Ловеліуса [453] показано залежність між інтенсивністю росту хвойних дерев на межі поширення видів та сонячною і геомагнітною активністю. Загалом, аналіз радіального приросту дерев використовується для оцінки впливу як природних чинників [426, 443, 454], так і антропогенних [10, 455, 456]. Дослідження радіального приросту є важливим не тільки з точки зору оцінки продуктивності лісових екосистем, але й як фактична основа для досліджень на популяційно-видовому рівні, зокрема для виявлення внутрішньопопуляційної диференціації особин за ступенем їхньої стійкості до дії екологічних чинників. Основними прогалинами даного метода є те, що деякі види не мають чітко виражених щорічних шарів приросту, він також неприйнятний у кліматичних умовах з невираженою зміною сезонів. Окрім того, досі методи збору та обробки дендрохронологічної інформації істотно відрізняються, що є завадою для порівняння і систематизації даних. У міру збільшення кількості негативних чинників різного генезису, динаміки і характеристик дії стає все складніше відокремити частку природних змін

радіального приросту дерев від змін радіального приросту, обумовлених антропогенним впливом.

Найбільш розвинув застосування дендроіндикації як наукового напрямку М.В. Ловеліус ще в 70-х рр. XX ст [453]. Дендрокліматичний та дендро-екологічний аналізи є інструментами для визначення кількісної реакції дерев на зміни природного середовища за умови, що реакція дерев на них може бути простежена через вимірювання величин річних кілець стовбурів дерев [457]. Дендроіндикація природної та антропогенної трансформації лісових екосистем спирається, перш за все, на дослідження циклічної динаміки приросту деревостанів. Серед низки антропогенних чинників автором проаналізовано вплив цементного пилу на насадження *Q. robur* та *Q. petraea* поблизу м. Новоросійськ. Встановлено, що після побудови в 50-х рр. XX ст. комбінату «Новоросцемент» у зоні запилення приріст дерев зазначених видів був на 70 % меншим порівняно з контролем. Дещо пізніше зменшилося пригнічення росту та розвитку на 15 %, що було пов'язано з побудовою очисних споруд на заводі [453]. Подібні результати отримані В.П. Вороном у зоні впливу Миколаївського цементного комбінату на букові ліси Передкарпаття [18]. Дендроіндикацією на прикладі *P. sylvestris* промислових викидів лісопромислового підприємства та алюмінієвого заводу м. Братська виявлено суттєве зниження приросту виду [453]. Автор наводить дані, що відхилення приросту річних кілець *P. sylvestris* на 85 % спричинено промисловими викидами підприємств. Аналогічні результати щодо різної сили пригнічення сполуками сірки і азоту радіального приросту *P. sylvestris* залежно від класу Крафта отримано В.В. Лавровим до 20-30 км від м. Черкаси [20].

С.М. Матвеев розробив принципи зонування насаджень за впливу антропогенних чинників на різній відстані від джерела забруднення. Зокрема, в міських насадженнях та насадженнях зелених зон міст зонування за радіальним принципом: до 5 км від джерела забруднення – зона сильного забруднення; 5-15 км – зона середнього атмосферного забруднення; більше 15 км – зона слабого атмосферного забруднення [458, 459]. Аналогічне зонування лісів України за ступенем їх забруднення фітотоксикантами підприємств теплоенергетики,

металургії, виробництва цементу, азотних добрив, інших хімічних речовин та синекологічної трансформації лісових екосистем здійснене фахівцями УкрНДІЛГА [10].

Негативний вплив рекреаційного навантаження на циклічність радіального приросту виявлено в багатьох роботах [429, 457–460]. Насадження I та II стадій рекреаційної дигресії мають рівномірні коливання ширини річного кільця з вираженою циклічністю. III та IV стадії – поступове зниження приросту та порушення циклічності. За максимального навантаження настає V стадія – різко підвищується амплітуда коливань, суттєво порушується циклічність приросту. Рекреаційне навантаження в молодняках знижує середній радіальний приріст, а в зрілих деревостанах – значне зниження приросту характерне лише в перші роки впливу, потім відновлюється, але з порушенням циклічності [459]. Також в літературі є дані про використання дендрохронологічної інформації для моделювання пожежонебезпечних періодів. Встановлено, що кільцева хронологія і зміна індексів ширини річних кілець залежать від коливань літньої температури. Тісний кореляційний зв'язок є між змінами температури, зміною приросту дерев та кількістю пожеж, що дає змогу використовувати дендрохронологічний метод для ретроспективної оцінки горимості лісів [461, 462]

Серед мікоіндикаційних досліджень варто зупинитись на ксиломікоіндикації. На сьогодні російськими вченими вже накопичений досвід щодо використання ксилотрофних грибів при оцінці антропогенного впливу на лісові екосистеми [463–466]. Окрім того, у зв'язку з публікацією низки монографічних робіт з систематики афілофороїдних грибів [467–480], екологічний напрям їх дослідження вбирає в себе також напрацювання з області лісознавства [481–484]. Екологічна оцінка лісових ресурсів зроблена в низці досліджень УкрНДІЛГА, УкрНДІгірліс та НЛТУУ. Проблеми, принципи та напрямки дослідження лісових екосистем викладено, зокрема, в енциклопедичній праці Г.Ф. Морозова [10]. Аналіз науково-методичної та інформаційних баз свідчить про накопичений певний досвід з оцінки фітосанітарного стану та розвитку лісових екосистем, розроблення нормативів рекреаційного навантаження, встановлених особливостей аеротехногенного

забруднення лісів [424, 485, 486]. А. А. Ячевським [487] та С. І. Ваніним [488] започаткований також мікологічний напрям в лісовій фітопатології. За кордоном переважаючим напрямком дослідження коадаптивної системи деревних рослин та ксилотрофних грибів є природоохоронний аспект [489–490]. Праці В. А. Мухіна [494, 498, 499], М. А. Бондарцевої [463, 467–469, 491, 497], М. А. Сафонова [15, 492] присвячені аналізу видової, трофічної та формаційної структури мікобіоти. Питання фізіологічного впливу ксилотрофних грибів на деревні рослини розкривають праці В. Ріпачека [493]; Н.Т.Степанової та В.А.Мухіна [494], а також О. Schmidt [484].

Мікоценоз за макро-таксономічними показниками будови філеми органічного світу; анатомічними, морфологічними і функціональними параметрами структури [495, 496] та за еволюційними характеристиками [491, 495–499] розглядається як ценотична структура в складі лісової екосистеми.

В Україні дослідженням мікорізноманіття рослинних угруповань займалася низка провідних мікологів. Серед авторів, чії праці прямо чи опосередковано стосувалися дереворуйнівних грибів, – Л. А. Яворський [500], З. К. Гіжицька [501–503] (м. Київ та його околиці), М. Ф. Сміцька [504] (букові ліси Закарпатської обл.), В. М. Соломахіна, М. М. Пруденко [505] (ліси Канівського природного заповідника), А. С. Усіченко [506] (Лісостеп в межах Харківської області). У повоєнний період з'явився фітопатологічний напрям дослідження мікобіоти, який був розвинутий М. Я. Зеровою [507–509] (Київські міські зелені насадження; Правобережжя УРСР), З. Г. Лавітською [510] (Лісостеп в межах Київської області), Е. В. Ісаєвою [511] (Середнє Придністров'я), С. Ф. Морочковським [512, 513] (Лівобережний Степ та Лісостеп УРСР), Г. С. Харкевич [514] (Донецька обл. УРСР) та ін. Фундаментальна робота з дослідження афілофороїдних грибів природних та штучних рослинних угруповань Степу України та їх екологічних особливостей здійснена І. М. Солдатовою [515], в Криму – В. П. Ісіковим [516]. Під керівництвом І.О. Дудки зроблено узагальнення багаторічних досліджень мікобіоти України – комп'ютеризація основної частини колекції грибів Інституту ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України [474]. Проте, незважаючи на

накопичений досвід у цих питаннях, особливості функціонування та розвитку коадаптивної системи деревних рослин та ксилотрофних грибів залишаються не дослідженими повною мірою.

Необхідною умовою дослідження особливостей функціонування та розвитку коадаптивної системи ксилотрофних грибів та деревних рослин є перш за все зональність дослідження. Порівняльна оцінка процесів формування структур фітоценозів і мікоценозів у окремих лісових формаціях різних природно-кліматичних зон дає можливість виявити і описати еволюційно сформовані консорційні зв'язки [496].

Найважливішим функціональним завданням ксиломікокомплексу є регуляція структур фітоценозів у процесі сукцесійного руху фітоценозу до стану найбільшої збалансованості всіх його ценотичних структур. Саме цю функцію ксилотрофних грибів слід розглядати як один з найважливіших гетеротрофних механізмів, що бере участь в еволюційному русі їхнього сукцесійного розвитку. Цей механізм поєднує процеси послаблення дерев, ураження деревостанів в кількісних і якісних показниках, накопичення деревного відпаду і швидкість його розкладання ксиломікокомплексом в єдиний збалансований процес, який відображає відповідні структурні та динамічні характеристики лісової екосистеми [15]. Дослідження закономірностей формування параметрів ксиломікокомплексу у «стійких» лісових екосистемах дасть змогу виділити кількісні і якісні параметри. Дереворуйнівні гриби виконують певною мірою функцію ендогенного регулятивного механізму у формуванні структурно-функціональних компонентів фітоценозу [16]. Показником «стійкості» лісової екосистеми є саме видове різноманіття дереворуйнівних грибів, тому значні коливання показників різноманіття ксилотрофів характеризують «нестійкі» стани лісової екосистеми.

Загальновідомим є те, що кожний вид ксилотрофних грибів має свою трофічну нішу [491, 497]. Спеціалізація ксилотрофів проявляється, перш за все, у приуроченості до певного роду деревних рослин, певного розміру та стану субстрату. А кожний вид дерева, відповідно, має свою екологічну нішу, ареал, особливості росту у певних фітоценозах, здатність створювати відповідні умови

лісового середовища. Як зазначає Сафонов [492], у лісових культурах, створених без урахування основних закономірностей формування «стійких» лісових екосистем, факультативні види ксилотрофів, які мають високий ступінь патогенності, приймають безпосередню участь у формування більш «стійких» лісових угруповань.

Серед консументів лісу видовий склад та чисельність тварин якісно відображають стан багатьох структурних елементів лісової екосистеми. Деякі автори вважають, що об'єктивним інтегральним показником стану лісових екосистем є популяційна структура видів різних категорій охорони. Найбільш вживаними кількісними показниками в такому випадку є: рясність, чисельність, щільність, відносна рясність, індекси різноманіття тощо [517]. Проте, з нашої точки зору, доцільним для задач біодіагностики є застосування фонових, ключових видів тварин.

Розглянемо більш детально стан питання застосування орнітоіндикації щодо виявлення трансформації лісів різного функціонального призначення за впливу антропогенних чинників. Деякі види дендрофільних птахів та їх угруповання є екосистемними індикаторами, оскільки, по-перше, вони виконують різноманітні екологічні функції в екосистемі, легко ідентифікуються візуально, акустично. Порушення за антропогенного впливу будь-якого генезису призводять до змін екологічних режимів у лісовій екосистемі, які, в свою чергу, зумовлюють структурно-функціональні зміни у фауні, зокрема в угрупованнях птахів [518, 519]. Так, за рекреаційного впливу зміна видового складу дерев впливає не тільки на вибір птахами місць існування, але й на загальне їх різноманіття птахів, структури угруповань, зокрема кампофілів [520–522]. В свою чергу для кампофілів значним чинником, який впливає на їх чисельність є ступінь деградації трав'янистого та чагарникового ярусів [14, 523, 523]. Для комахоїдних птахів деградація трав'янистого покриву спричиняє нестачу продовольчих ресурсів [525, 526]. Рекреагенна трансформація гніздових біотопів призводить також до зміни багатства гільдій, структури угруповань птахів, які гніздяться [527–532]. При

нестачі дупел, спричинених малою кількістю дятлів, вторинні дуплогніздники менш поширені [533–538].

Загалом, аналіз літературних даних свідчить, що ліси з складною структурою та флористичним багатством мають відповідно високе різноманіття угруповань птахів [539]. Науковці зазначають, що зміна числа видів птахів, а також формування їх угруповань залежить від типу лісу і його вертикальної гетерогенності: кількість видів птахів зменшується зі зменшенням вертикальної гетерогенності [540]. Крім того, Cagan H. Sekercioglu зазначає, що існує залежність трофічної та видової структур птахів від ярусності та складності лісу інших елементів будови лісу [541, 542]. Автор вказує на прямо пропорційну залежність між структурами угруповання птахів та впливом лісогосподарської практики. Існує також зв'язок між зімкнутістю кронового намету лісу та чисельністю птахів відкритих ділянок за рекреаційного впливу [543, 544].

Підвищення структурної складності екосистеми розширює спектр гніздових та кормових стацій птахів [545–547]. Оскільки, різні представники угруповань птахів по-різному використовують елементи лісового ландшафту [548] Відсутність фрагментації лісового ландшафту, зрілість деревостанів призводять до збільшення спектру видової та екологічної структур птахів. Наявність хижих птахів залежить від стану екотопу [549]. Якщо зімкнутість деревного намету менша 0,6 збільшується відносна рясність птахів, які харчуються на стовбурах дерев [550]. Загалом, неоптимальна для відповідних лісорослинних умов зімкнутість деревного намету, збільшення відстані між деревами та слабкий розвиток підліску впливають істотно на структури птахів [551].

Важливим чинником є не стільки структура фітоценозу, скільки лісівничі параметри та санітарний стан деревостану [520–522, 552, 525–527]. Надто фрагментоване лісове середовище призводить до зменшення популяцій малочисельних видів та видів, які мають великі гніздові ділянки, і підвищує ризик зникнення цих популяцій [522, 541, 542; 553, 554–556]. Нижні яруси фітоценозу стають небезпечними для життя птахів за впливу свійських тварин [14, 522– 524], тому проходить перерозподіл елементів специфічної структури угруповання на

більш високі яруси насаджень. Іншим несприятливим антропогенним чинником є зміна корінних мішаних лісів невідповідними лісовими монокультурами. Це спричиняє зменшення видового багатства, щільності орнітонаселення та його біомаси на третину, що свідчить про зменшення об'єму екологічних ніш [549, 557–559]. В мегаполісах вагомим чинників впливу на орнітофауну є зміна природних місць існування [560–562].

1.4.2.3. Індикація динаміки лісових екосистем

Аналіз наукової літератури показав, що в умовах зростаючого урбанізаційного впливу структурно-функціональна організація лісових насаджень зелених зон (приміської і внутрішньоміської частин) порушується, ставлячи під загрозу їхню здатність належно забезпечувати екосистемні послуги [563–569]. Серед усіх структурних елементів урбоекосистеми трав'яна рослинність є одним з найбільш чутливих індикаторів змін екологічних умов, тому питання антропогенної трансформації трав'яного ярусу у містах давно привертають значну увагу науковців. Однією з основних проблем є зникнення типових видів та поява адвентивних та рудеральних рослин. Результати досліджень показали, що адвентивні рослини швидко стають домінуючими видами, спричиняючи не тільки порушення видової структури трав'яного шару, але й зменшення біорізноманіття в цілому [570–575]. Це спричинено здатністю нехарактерних видів рослин змінювати ґрунтові умови, збільшувати рН, вміст азоту тощо [570, 576]. Інші автори також доводять, що в порушених умовах міста насадженнях суттєво збільшується частка інвазійних та адвентивних видів порівняно з природними лісами [577–579].

Для адекватної оцінки наслідків впливу рекреаційної діяльності на трав'яний ярус важливо встановити інтенсивність рекреаційного впливу, оскільки, залежно від стадії рекреаційної трансформації травостою змінюється співвідношення життєвих форм рослин у біоморфологічному та екоморфічному спектрах. На високих стадіях рекреаційної трансформації частка однорічних рослин значно збільшується порівняно з багаторічними, порушуються структури надземних і підземних пагонів [186]. При цьому, збільшення кількості видів за інтенсивної рекреаційної трансформації відбувається за рахунок збільшення внеску саме

однорічних рослин [580]. Домінування видів з довгокореневищними підземними пагонами та видів з повзучими надземними пагонами спричинено адаптацією рослин до сформованих порушенням ґрунтових умов. За даними Б.М. Миркина та Л.Г. Наумової [581] піонерними рослинами за рекреагенного впливу є лугові трави (*Dactylis glomerata*, *Geranium pratense*, *Aegopodium podagraria*, *Poa annua*, *Plantago major* тощо). Зміна фітосоціологічного спектру – на зміну видів класів *Molinio-Arrhenatheretea* та *Trifolio-Geranietae*, які витісняють види класу *Plantagineteae majoris* та *Artemisietae vulgaris*. Аллогенні рекреагенні сукцесії за характером близькі до сукцесій пасовищної дигресії. В цілому, будь-яка геоботанічна характеристика рекреаційної дигресії лісової екосистеми передбачає виявлення тенденцій щодо змін в трав'яно-чагарниковому ярусі з поступовим «облученням» за збільшення трансформації.

Іншою важливою адаптивною здатністю рослин нижніх ярусів лісів є зміна життєвої форми в умовах антропогенних трансформацій лісових екосистем. J. Antos і D. Zobel виявили, що зміна представленості життєвих форм у фітоценозі є характерною для гетерогенного лісового середовища [582]. Це збігається з відомими даними щодо збільшення внеску терофітів у антропогенно трансформованих екотопах [367, 368]. Встановлено також зменшення внеску кріптофітів вздовж градієнту збільшення рекреаційної трансформації фітоценозу [583]. Екоморфи відображають ставлення організмів до екологічних чинників. В антропогенно трансформованому фітоценозі екоморфи створюють основу для оцінки його структури, стійкості та різноманіття. Аналіз різних екологічних груп трофотопу за умов рекреаційного впливу в різних типах лісів показав, що значне варіювання внеску різних екогруп, зокрема гідроморф, трофоморф та аероморф є характерним тільки для дуже порушених ділянок.. На менш трансформованих ділянках різниця у співвідношення екогруп несуттєва [584–586].

Для оцінки стану лісів зелених зон міст розроблено багато шкал, більшість з яких характеризує стан едифікаторного, трав'яно-чагарникового ярусів, мережу стежок, лісову підстилку. Узагальнена характеристика стадій дигресії з детальним описом представлена у дод .А 14 [587]. Окрім того, в умовах зеленої зони міста

виявлено не тільки зміну у внеску кожної екогрупи, але й процеси ксерофітизації та десільватизації [186)].

Важливим індикатором різноманіття рослин по відношенню до впливу абіотичних чинників є екологічна валентність видів. Л. Жуковою та ін. показано, що для природних лісів характерним є домінування стеновалентних та гемістеновалентних фракцій за едафічними умовами [588].

Приуроченість рослин до певного екотопу відображає тип їх екологічної стратегії, яка змінюється впродовж всього онтогенезу особин [37, 581, 589]. На останніх стадіях антропогенної трансформації характерне домінування видів з перехідними та змішаним типами стратегій [590, 591]. М. Karel показав, що значення індексів різноманіття видів та екологічних груп знижується при посиленні антропогенного впливу [592]. Встановлено, що значно змінюються видова та екологічна структури трав'яного шару лісових екосистем за інтенсивної трансформації [593]. З посиленням рекреаційного впливу відчутно знижується також узагальнена міра фіторізноманіття [594].

Динамічні процеси в лісах, спричинені пірогенним чинником, є вторинними автогенними сукцесіями. Багато науковців відновлювальні сукцесії після пожеж та рубок відносять до однакового типу та схожих стадій демутацій. Проте, дослідники виділяють від 3 до 8 стадій цих процесів, залежно від мети дослідження. Так, О.В. Смірнова [24] з популяційних позицій пропонує виділяти 5 стадій: 1 – формування покоління раннесукцесійних видів дерев; 2 – розпад деревостанів раннесукцесійних видів; 3 – середня стадія, формування першого покоління пізньосукцесійних видів; 4 – пізня стадія, розпад покоління пізньосукцесійних видів; 5 – квазіклімакс, ускладнення еколого-ценотичної структури трав'яного ярусу. А.П. Шенников [440] виділяє 4 стадії постпірогенної трансформації: 1 – формування трав'янистих рослинних угруповань з домінуванням *Chamerion angustifolium* та видів роду *Calamagrostis*; 2 – формування деревного ярусу з видів роду *Betula* L., *Populus* L., *Alnus* L., *Pinus* L.; 3 – формування змішаного лісу; 4 – формування корінного типу лісу. Окрім того автори вказують, що першочерговим для визначення стадій сукцесії є встановлення рівня інтенсивності пожежі. Після

пожеж високої інтенсивності відновлення трав'яного ярусу відбувається лише насіннєвим шляхом через проміжні ініціальні та серійні синузії [595]. Найбільше варіювання трав'янистих видів є на перших постпірогенних стадіях, пізніші стадії більш однотипні [596].

В Гірському Криму, де перш за все страждають від пожеж соснові ліси через погодні умови та надсухі лісорослинні умови, змінюється вміст азоту та вуглецю в ґрунті, підвищується його зольність, що, в свою чергу, спричиняє розвиток на першій стадії сукцесії видів роду *Rubus* L., та листяних дерев видів *Quercus* L., *Acer* L. [92] В сформованих нових екологічних умовах сосна кримська не здатна відновитись без лісовідновлювальних заходів. Площа соснових лісів у Гірському Криму за останні 100 років скоротилася в декілька разів [597]. Я.П. Дідух зазначає, що індикатором пожеж в соснових лісах Лісостепової зони є розвиток *Sambucus racemose* в місцях обвуглення кори сосни. Також автором відмічено збільшення внеску нітрофілів (*Chelidonium majus*, *Geranium robertianum*, *Urtica dioica*) у фітоценозах [91]. Нагальним для порівняння результатів є питання щодо виявлення характерних змін за впливу пірогенного чинника на інші типи лісу, а також на уже досліджені – в інших природних зонах (див. розділ 3).

Іншим потужним динамічним екологічним чинником є випасання худоби, яке призводить до пасовищної дигресії екосистем: спричинює домінування у фітоценозі представників родин *Poaceae*, *Cyperaceae*, *Juncaceae*. Випасання призводить до домінування у фітоценозі представників родин *Poaceae*, *Cyperaceae*, *Juncaceae*. За поїдання надземної частини рослин злаковники здатні відновлюватись за рахунок інтеркалярного росту. Також випасання худоби супроводжується витоптуванням вразливих видів і сприяє розростанню дернинних злаковників та видів з плагіотропними пагонами, що перешкоджає росту видів, які мають довге кореневище або ортотропні пагони [262].

Загалом, динамічні процеси в лісовій екосистемі, спричинені антропогенної трансформацією, супроводжуються тріадою дигресивно-стабілізуючих процесів: вульгаризацією (спрощенням видового складу), дигресивною метастабілізацією (адаптацією екосистем до антропогенних умов довкілля) та екологічною

поляризацією деградуючого ландшафту. Ці процеси сприяють не тільки негативним перетворенням екосистеми, але й адаптують види до умов антропогенних неоекотопів. Концепція стабільного функціонування дестабілізуючих екосистем А.К. Ібрагімова та А.І. Широкова за деякими положеннями є протилежною положенню щодо виключного пріоритету корінних екосистем в стабілізації екологічного режиму антропогенно-змінених територій [598].

1.4.3. Напрями розвитку біодіагностики стану лісів

Існує досить велика кількість напрямів біодіагностики стану лісів, яка ґрунтується на біоіндикації. Проте всі вони спираються на напрями, розроблені Елленберг Н. [422] для оцінювання антропогенного впливу на екосистеми: 1) винос органічних та неорганічних речовин з екосистеми (наприклад, вплив водної ерозії); 2) надходження до екосистеми типових органічних та неорганічних речовин (наприклад, процеси вторинного заболочення); 3) отруєння екосистеми, надходження нових для бюджету екосистеми органічних та неорганічних речовин (наприклад, пірогенний чинник); 4) зміна спектральної характеристики видів з домінуванням інтродуцентів (наприклад, інтенсивний вплив рекреагенного чинника).

Системи Дж. Ялласса та Г. Зукоппа [599, 600] базуються лише на флористичних критеріях та понятті гемеробності як окремого напрямку розвитку біодіагностики. Основними критеріями є: 1) частка терофітів; 2) частка неофітів; 3) елімінація видів природної флори. Існуючі сьогодні гемеробні серії або рослинні ряди відображають різний рівень інтенсивності впливу на лісову екосистему [601]. Збільшення ступеня гемеробності є наслідком інтенсивного антропогенного впливу на екосистеми. Сукцесійні природні зміни свідчать про зрілість екосистеми [149]. За шкалою гемеробності виокремлюють не тільки фітоценози, але й окремі екологічні групи організмів. Виходячи зі ступеня гемеробності рослинних угруповань та інтенсивності антропогенного впливу, можна прогнозувати стан та розвиток лісової екосистеми.

Актуальним напрямом дослідження стану лісових екосистем є кількісне вираження індикації та математичне моделювання, відхилення домінування якісних характеристик екосистеми (таксономічні ознаки, біологічні характеристики тощо). С.Е. Джоргенесен [385] пропонує класифікацію індикаторів за такого підходу: 1) індекси, які оцінюють індикаторні види; 2) індекси, що ґрунтуються на екологічних стратегіях; 3) індекси, які оцінюють міри різноманітності; 4) індикатори, що ґрунтуються на біомасі видів; 5) індикатори, що об'єднують усю екологічну інформацію.

Загалом, розвиток пріоритетів біодіагностики стану лісів базується на генезисі антропогенного впливу на них. За механічного впливу на біорізноманіття лісу актуальним є оцінювання стану педосфери за фітоіндикаційними, мікоіндикаційними та дендроіндикаційними дослідженнями. Зміни водно-сольового режиму та едафо-літогенної основи варто виявляти за станом педосфери, гідросфери, літосфери – денроіндикація, фітоіндикація, бріоіндикація, ліхеноіндикація, зооіндикація. Наслідки фізико-хімічного впливу дає біодіагностика стану атмосфери, педосфери – переважно методами ліхеноіндикації, біоіндикації та фітоіндикації.

Висновки до розділу

Лісові екосистеми завдяки великій біомасі, ємності, пертиненційності, тривалості життєвого циклу та складності структури є найвпливовішим природним компонентом суходолу біосфери. За недотримання екологічних норм природокористування в урбанізованих і промислово розвинених районах ліси зазнають комплексного антропогенного навантаження багатьох чинників різного походження, природи, відмінних механізмів і режимів впливу у прості і часі, що знижує їх продуктивність, стійкість та екологічний потенціал, призводить до деградації і навіть загибелі.

Різноманітні чинники, взаємодіючи між собою та з природними чинниками, спричиняють адитивні, сумативні та синергічні ефекти пошкодження лісів. Це істотно ускладнює оцінювання наслідків дії кожного із негативних чинників, з'ясування частки його впливу в інтегральному ефекті. Зазвичай, методи

дослідження стану лісових та інших екосистем зосереджені на певних структурних компонентах екосистем. Це проявилось у розвитку низки груп наукових методів дослідження, які істотно відрізняються за принципами організації, критеріями і методичними прийомами здійснення дослідних дій. Аналіз наявних методів діагностики антропогенного порушення структурно-функціональної організації лісових екосистем показав, що найменш розвиненими є міждисциплінарні принципи наукового аналізу, зокрема системний аналіз – стосовно лісових екосистем – синекологічні підходи дослідження. Застосування системного підходу в якості синекологічного аналізу проявів антропогенної трансформації лісових екосистем дає змогу синтезувати наявні різні за змістом методичні підходи різних наукових шкіл біології, здійснювати порівняльний аналіз і синтез нових знань про структурні компоненти лісових екосистем і їх динаміку за впливу різних чинників і їх комплексів.

Для вирішення наявних методологічних проблем біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем необхідно за різними критеріями оцінити сучасний стан, механізми їх зміни, які спричинені екологічними загрозами, а біотичну індикацію провести за екосистемними індикаторами. З другого боку, розроблення засад синмікоіндикації та методу оцінки стану трансформованих лісових екосистем за зміною зв'язків між угрупованнями рослин і птахів дасть можливість не тільки удосконалити методи діагностики антропогенних змін структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми, але й розвинути теоретичні аспекти консорціології.

РОЗДІЛ 2. МЕТОДОЛОГІЯ, ПРОГРАМА, МЕТОДИКА, УМОВИ ТА ОБ'ЄКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1. Методологія дослідження

Лісові екосистеми завдяки великій біомасі, ємності, пертиненційності, тривалості життєвого циклу та складності структури є найвпливовішим природним компонентом біосфери у регулюванні потоків речовини, енергії та інформації, у підтриманні природного стану, продуктивності і розвитку наземних екосистем, їх біорізноманіття, функцій, структурних взаємозв'язків та механізмів внутрішньої і зовнішньої взаємодії [2, 3, 5, 6]. В умовах постійного зростання антропогенного навантаження на природне довкілля все актуальнішими стають дослідження трансформації структурно-функціональної організації лісових екосистем. Відбувається їх послаблення та порушення екосистемних зв'язків, зниження їхньої стійкості та продуктивності, прискорюються еволюційні темпи розвитку, що призводить до деструкції лісового покриву, зниження його екологічної ролі, що призводить до погіршення умов існування біоти, зокрема її адаптації до зміни екологічних умов. З цих позицій, комплексне дослідження особливостей антропогенної трансформації лісових екосистем різного походження та цільового призначення дасть змогу розробити синекологічні основи діагностики антропогенних змін структурно-функціональної організації лісових екосистем. Визначення рівня аналізу будь-яких проблем або їх рамок – таксономічних рівнів в ієрархії доцільно проводити за масштабами явищ, враховуючи принцип холізму НПС та взаємовплив екосистем [2]. Найдосконалішим методологічним підходом щодо вивчення природи, у т.ч. збереження біорізноманіття є екосистемний підхід, в основі якого лежить адекватне віддзеркалення особливостей структурно-функціональної організації природних систем, їх динаміки нормального та порушеного розвитку [2]. Розвиток природних екосистем відбувається завдяки сукупності, єдності, взаємозалежності зовнішніх і внутрішніх умов, взаємодії властивостей об'єкту та його середовища. Для успішного аналізу прояву негативних внутрішніх або зовнішніх змін екосистем необхідно одночасно аналізувати всі ключові рівні

організації живого [1]. Як показує аналіз наукових досліджень, більшість лісових екосистем різного функціонального призначення зазнають зазвичай у різному співвідношенні впливу антропогенних, антропогенно-природних та природних чинників, які, взаємодіючи, призводять до синергічних ефектів [2, 6, 31,32]. У біодіагностиці лісових екосистем варто надавати перевагу дослідженням інтегральним характеристикам екосистем, що віддзеркалюють стан їх цілісності та розвиток – структурі, продуктивності, стійкості, динаміці. Фрагментарні дослідження на нижчих щаблях без належної ув'язки зі структурою і станом вищих підсистем можуть призвести до помилкових висновків. Це зумовлено тим, що з підвищенням ступеня ієрархії структури екосистем зростає складність їхньої організації та зв'язків з довкіллям, що істотно змінює значимість інформації, одержаної на елементарних рівнях, а також надає іншого контексту прямій, специфічній індикації змін за дії певних екологічних чинників. Крім того, вивчення на основних рівнях організації стану живого дає змогу дотримуватись принципів емерджентності, функціональної інтеграції та ієрархічної організації біосфери та систем її гомеостазу, тобто не порушувати цілісності природи. Такий екосистемний підхід дає можливість виявити зміни міжпопуляційних та внутрішньопопуляційних взаємовідносин, взаємовідносин абіотичної та біотичної складових певних екосистем, загалом – охарактеризувати трансформацію їхньої структури під впливом екологічних чинників.

2.2. Наукова гіпотеза та програма дослідження

В результаті аналізу теоретичних та науково-методичних джерел, стану опрацьованості вибраної наукової проблеми сформулювали наукову гіпотезу із чотирьох умозаключень, на якій ґрунтували дослідження.

- 1) Ефект антропогенної трансформації лісових екосистем розподіляється специфічно на усіх рівнях організації життя. Для його адекватної оцінки необхідне застосування синекологічних методів наукового пошуку з урахуванням ефектів нейтралізації, сумації, синергії та емерджентності.
- 2) Інтегральний ефект трансформації екосистем різною мірою залежить від: а) виду чинників, їх структури, інтенсивності та режиму впливу; б) типу екосистеми, її

генезису, структури, біологічної стійкості, що істотно зумовлено ступенем відповідності її біоти певному екотопу, відмінності будови екосистеми та її розвитку від природного еталону (корінного типу лісу).

- 3) Для синекологічного аналізу ознаками (або індикаторами) стану лісових екосистем, вірогідно, будуть(є) характеристика найвразливіших їх функцій та найчутливіших і раритетних видів, а також видів-едифікаторів, фонових видів, лісоутворювачів, детермінантів консорцій та їхніх концентрів, ключових учасників/представників симбіозу, мутуалізму, коадаптації та інших еволюційно сформованих системних зв'язків (прямих і опосередкованих; енергетичних і неенергетичних), адвентивних, рудеральних, інтродукційних видів. Вибір пріоритетних критеріїв та індикаторів оцінки стану лісових екосистем залежить від типу лісу та їхнього функціонального призначення.
- 4) Для ретроспективного аналізу, визначення місця екосистеми в її розвитку, прогнозу та оцінки тренду її динаміки, крім структури фітоценозу та фітоіндикації стану екотопу за зазначеним показниками, інформативними є зміни зв'язків між біотичними таксонами і зміни напрямів сукцесії.

Виходячи із завдань дослідження та наукової гіпотези, наукову проблему доцільно вирішувати за такою методологічною схемою (рис. 2.1).

Програма дослідження:

1) Проаналізувати сучасні напрями дослідження лісової рослинності та моделі будови і розвитку лісових екосистем; з'ясувати методологічні проблеми біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем вибраних природних зон України за рівнями організації життя;

2) побудувати порівняльні ряди екологічних загроз лісам різного функціонального призначення у досліджуваних регіонах за критеріями: 1) частоти виникнення, трапляння/або/просторового поширення екологічних чинників; 2) тривалості їхнього впливу; 3) здатності пошкоджених лісів відновитися; 4) повноти охоплення структури екосистеми тощо;

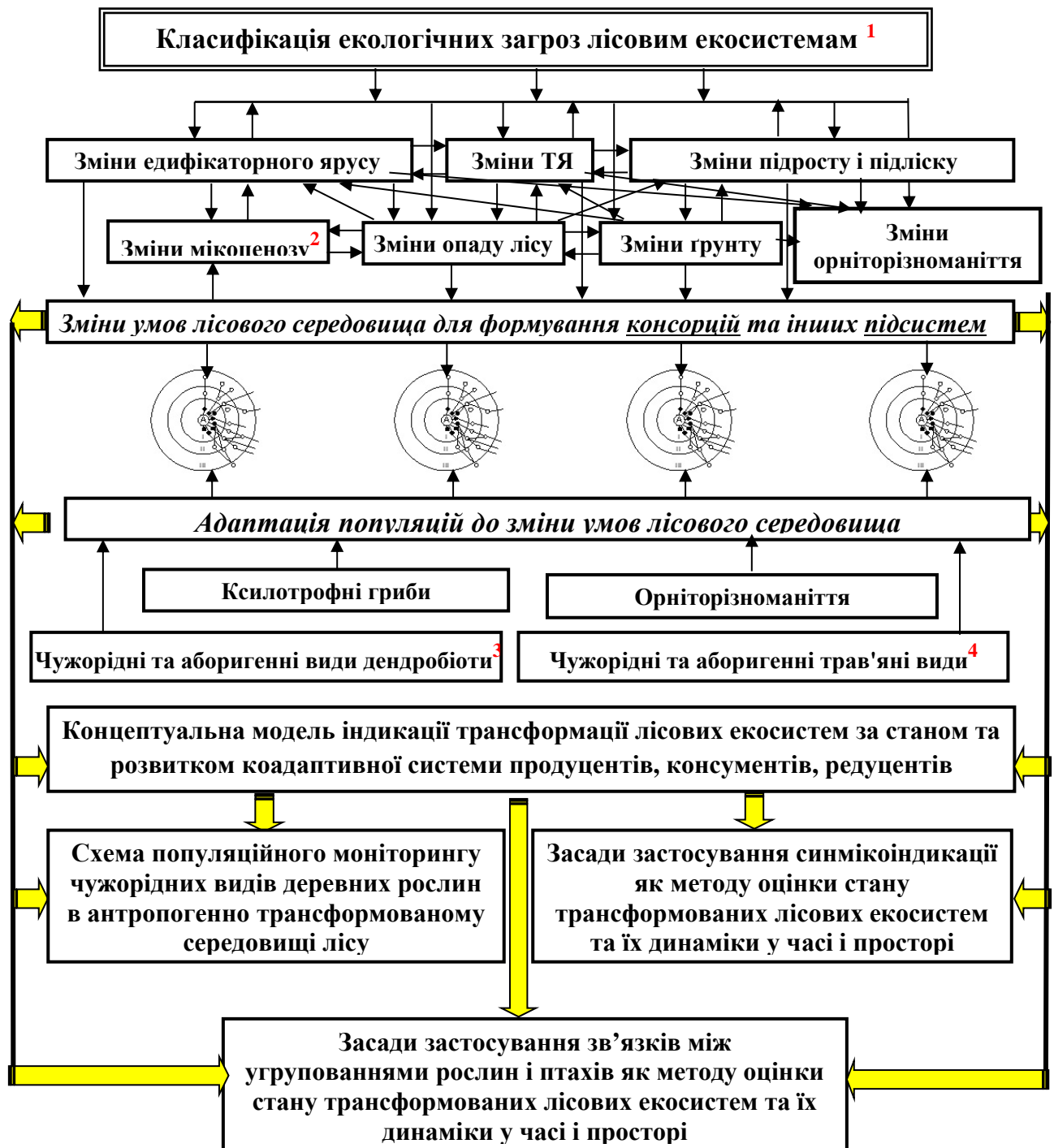


Рис. 2.1 Схема дослідження наукової проблеми: ¹класифікація екологічних загроз лісовим екосистемам за В. А. Stein [215]; ²зміни структур ксиломікоценозу; ³зміни структур орніторізноманіття; ТЯ – трав'яний ярус

3) з'ясувати сучасний стан лісових екосистем, що зазнають характерних видів антропогенного впливу різних природних зон України в умовах антропогенного впливу на засадах збалансованого розвитку;

4) охарактеризувати сучасний стан та механізми трансформації структури лісових екосистем різних природних зон України внаслідок: урбанізації, рекреагенного впливу на біорізноманіття, вирубки лісів, випасу худоби, лісових пожеж та едафічних змін (водна ерозія ґрунту, видобуток корисних копалин, осушення торфовищ та вторинне заболочування); промислового забруднення.

5) встановити адаптивну стратегію популяцій чужорідних видів рослин різних життєвих форм та стратегію популяцій аборигенних раритетних трав'яних видів у трансформованому довкіллі;

6) розвинути теоретичні аспекти консорціології, трансформованих лісових екосистем у контексті їх динаміки у часі і просторі;

7) розробити засади синмікоіндикації як методу оцінки рівня трансформації лісових екосистем;

8) розробити методику оцінки стану трансформованих лісових екосистем, та їх динаміки у часі і просторі за зміною зв'язків між угрупованнями рослин і птахів;

9) удосконалити методи діагностики антропогенних змін структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми.

2.3. Методика дослідження

З'ясування стану питання за оглядом літературних, статистичних та обліково-фондових джерел та аналіз одержаних результатів здійснювали з використанням системного, факторного, диференційованого, кореляційного, кластерного та порівняльного аналізів. Встановлювали розподіл у просторі лісової екосистем діагностичних ознак та синекологічних ефектів негативного впливу діяльності людини. Виявляли, класифікували та оцінювали екологічні загрози певним елементам лісових екосистем, встановлювали та аналізували «причинно-наслідкові зв'язки».

Антропогенні порушення лісів різного функціонального призначення досліджували через прямий і опосередкований вплив за таким алгоритмом: 1) виявлення найбільш значущих екологічних загроз у різних природних зонах України певним структурно-функціональним компонентам лісових екосистем та їх наслідки; 2) оцінка змін в едифікаторному ярусі, підрості і підліску, трав'яному ярусі, лісовому опаді, ґрунті, ксилемікорізноманітті, орніторізноманітті за впливу рекреації, урбанізації, лісових пожеж, водної ерозії ґрунту, осушення територій, вторинне заболочування, видобутку корисних копалин, промислове забруднення; 3) діагностика трансформації лісових екосистем з використанням «індикаторів попередження», «індикаторів значної деградації», «ключові індикатори» та «детектори» (рис. 2.2); 4) встановлення адаптивних стратегій популяцій чужорідних та аборигенних видів рослин різних життєвих форм у трансформованому лісовому середовищі; 5) концептуальна модель індикації трансформації лісових екосистем за станом та розвитком консортивних зв'язків продуцентів, консументів, редуцентів (на прикладі рослин, грибів, птахів); 6) одержані результати використовували для удосконалення методів діагностики антропогенних змін структурно-функціональних компонентів різних типів лісу в межах певних функціональних категорії лісів залежно від виду і ступеня їх антропогенного порушення.

Для виявлення просторових зон поширення антропогенного впливу та оцінки змін екологічних умов у екосистемах вибирали репрезентативні просторові об'єкти (урочища, лісові масиви) та лісові екосистеми (ділянки лісу, лісопарку, парку, тощо). Місцезнаходження підібраних для дослідження об'єктів, їх таксон, таксаційну і екологічну ідентичність та ступінь антропогенної дигресії попередньо визначали за матеріалами лісовпорядкування та іншими обліково-фондовими документами у відповідних установах. На місцевості, в зелених зонах, у певних лісових місцях найбільш характерні для цілі дослідження об'єкти лісу вибирали візуально, рухаючись відповідними маршрутами у ландшафті з використанням карти лісовпорядкування та навігаційної системи GPS.

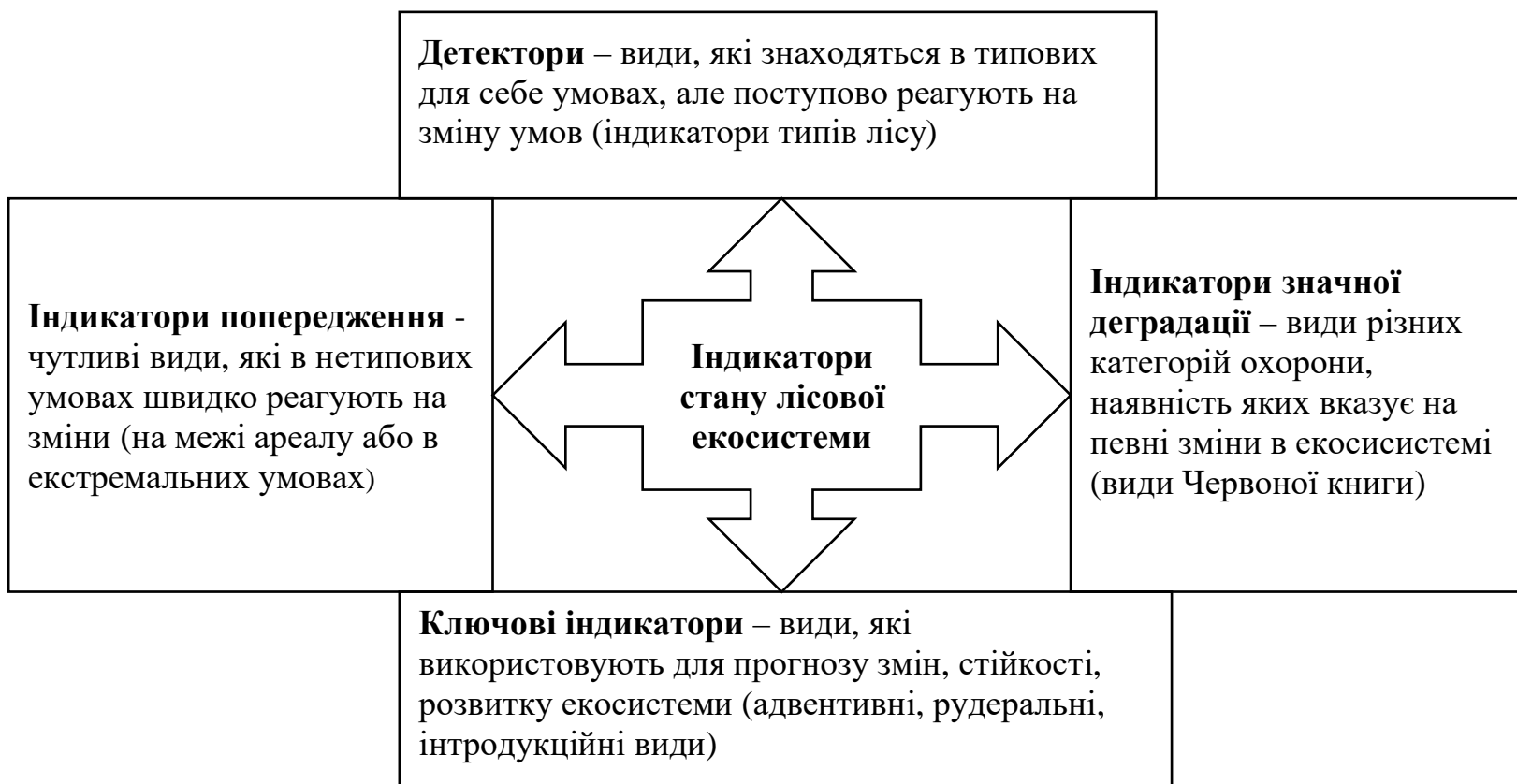


Рис. 2.2 Схема індикації трансформації лісової екосистеми за I. Spellenberg [410]

Відповідно до принципів порівняльної екології в лісівничо-таксаційно ідентичних і характерних деревостанах на різній відстані від джерела загрози закладали екологічні профілі (екопрофілі) за градієнтами зниження певного негативного впливу від джерел екологічних загроз (міста, вулиці, промислового підприємства, епіцентру лісової пожежі, місця видобутку корисних копалин) з урахуванням рельєфу, характеристики фітоценозів та інших ландшафтознавчих умов. Екопрофіль – це низка тимчасових пробних площ (ПП) або модельних ділянок екосистеми візуально визначеного різного впливу чинника: інтенсивний (сильний) – ПП1, середній (помірний) – ПП2, слабкий (контроль) – ПП3.

Методика дослідження структурно-функціональних компонентів лісу за впливу екологічних чинників різного генезису. Екологічні загрози (негативні екологічні чинники) лісам України класифікували і ранжували за особливостями впливу, дотримуючись датського підходу [215]. Саме цей підхід дає можливість оцінити не тільки генезис чинника, але й інтенсивність, масштаб та відновлюваність лісової екосистеми після зняття впливу. У цьому підході зазначено, що основні екологічні загрози можуть виникати від впливу 34 чинників, умовно поділених автором на 6 груп (табл. 2.1): 1) 1–5 – зміна водно-сольового режиму; 2) 6–14 – механічний вплив на біорізноманіття; 3) 15–23 – фізико-хімічний вплив; 4) 24–31 – зміна едафо-літогенної основи; 5) 32–33 – забруднення; 6) 34 – природні загрози. Кожну екологічну загрозу оцінювали за трьома критеріями: інтенсивності дії, масштабу дії та відновлюваності екосистем чи їхніх елементів після істотного зменшення впливу або зникнення загрози. Інтенсивність дії оцінювали в балах: 1 – слабка, 2 – помірна, 3 – значна, 4 – сильна, 5 – дуже сильна. Масштаб дії чинника: 1 – локальний, 2 – в межах певного типу екосистем, 3 – регіональний, 4 – загальний для району дослідження, 5 – глобальний. Відновлюваність екосистем: 1 – швидке відновлення пошкоджених її структурних елементів/елемента, відразу після зняття впливу; 2 – впродовж року, 3 – впродовж 10 років, 4 – відновлення погане, 5 – зовсім не відновлюється.

Таблиця 2.1

Основні екологічні загрози лісовим екосистемам України:

джерела виникнення, умови розвитку та особливості прояву [215]

Зміна водно-сольового режиму	Механічний вплив на біорізноманіття	Фізико-хімічне забруднення	Зміна едафолітогенної основи	Біолого-генетичне забруднення	Природні загрози
1. Засолення 2. Опріснення 3. Заболочування 4. Повінь 5. Осушення	6. Випас 7. Рекреаційне навантаження 8. Пожежі 9. Рубки 10. Збір ягід та лікарських рослин 11. Браконьєрство 12. Урбанізація 13. Заліснення територій невідповідними для умов культурами 14. Орання	15. Комунально-побутові відходи 16. Звалища 17. Транспорт 18. ЛЕП 19. Промислові забруднення 20. Сільськогосподарські забруднення 21. Військові забруднення 22. Гідробудівництво 23. Радіоактивне забруднення	24. Ерозія 25. Кар'єри 26. Опустелювання 27. Селі 28. Зсуви 29. Абразія 30. Вилучення ґрунтів 31. Видобуток корисних копалин	32. Біологічне забруднення 33. Генне забруднення	34. Вітровали

Для оцінки загального впливу загроз на екосистеми розраховували відповідний індекс перемноженням оцінок інтенсивності, масштабу загроз та відновлюваності екосистем. Залежно від отриманого результату значення індексу всі загрози класифікували в 3 класи: клас I (значення індексу від 1 до 20) – слабкий (помірний) вплив; клас II (значення індексу від 21 до 40) – середній вплив; клас III (значення індексу більше 41) – сильний вплив. Досліджували ті потенційні екологічні загрози, які є антропогенними чинниками трансформації лісового середовища.

Дослідження структури деревостану та підліску. Дослідження структурно-функціональних компонентів фітоценозу (деревостан, підріст, підлісок) проводили комплексно й одночасно на екопрофілі за загальноприйнятими у лісознавстві та ботаніці методами [37, 40, 602, 603]. Лісівничо-таксаційну, біометричну і санітарну оцінку деревостанів здійснювати подеревно, попородно і за ярусами деревостану середньозваженими значеннями показників. Зімкнутість деревного намету як едифікатора умов екосистеми встановлювали візуально. Механічно пошкодженими вважали дерева та чагарники, які мають зрубану або спилянну гілку, рану на стовбурі до камбію або виражені ознаки цих пошкоджень незалежно від часу їх нанесення.

Стан деревостанів встановлювали за «Санітарними правилами в лісах України» [604]. Для цього категорію санітарного стану усіх дерев визначали візуально за сукупністю біоморфологічних ознак: густота крони і наявність сухих гілок; колір і характер розподілу листків, пошкодженість їх комахами і збудниками хвороб; стан стовбурів. Індекс стану деревостанів розраховували як суму добутків показника категорії стану на кількість дерев у наявній категорії, поділену на загальну кількість обстежених дерев. Здоровими (I) вважаються деревостани з індексом 1-1,5, ослабленими (II) – 1,51-2,50, дуже ослабленими (III) – 2,51-3,50, такими, що всихають (IV), – 3,51 – 4,50, «свіжим сухостоєм» (V), – 4,51 – 5,50, «старим сухостоєм» (VI) – 5,51 – 6,50. Зони погіршення санітарного стану та віталітетної та вікової структур деревостанів визначали за таксаційними показниками деревостанів на ПП і середньозваженими індексами (Iс) санітарного стану деревостанів. Віталітетний аналіз деревостанів здійснювали за співвідношенням особин різного розвитку (за класами Крафта) у групах дерев певних категорій (I–VI) їхнього стану. За В.В. Лавровим [20]

розраховуючи середньозважений клас Крафта (СКК) певної категорії стану деревостану. Він відображає горизонтальну площину локалізації пошкодження дерев у вертикальному профілі деревостану та дає змогу уникнути впливу на показник стану деревостанів на екопрофілі неоднакової інтенсивності лісогосподарських заходів у них, вибірки різної кількості дерев, які мають неоднаковий санітарний стан.

Якісну оцінку взаємовідносин між особинами модельних видів дерев здійснювали через розрахунок індексу внутрішньовидової конкуренції за основними морфо-метричними параметрами деревостанів (IK_1 – індекс конкуренції за середнім значенням діаметру на висоті 1,3 м; IK_2 – індекс конкуренції за середнім значенням висоти; IK_3 – індекс конкуренції за середнім значенням діаметру крони [605]:

$$IK_1 = \Sigma D_{1,3j} / D_{1,3i}; \quad (1)$$

$$IK_2 = \Sigma H_j / H_i; \quad (2)$$

$$IK_3 = \Sigma D_{крj} / D_{крі}, \quad (3)$$

де $\Sigma D_{1,3j}$ – сума діаметрів конкуруючих дерев на висоті 1,3 м (см); $D_{1,3i}$ – діаметр на висоті 1,3 м центрального дерева (см); ΣH_j – сума висот конкуруючих дерев (м); H_i – висота центрального дерева (м); $\Sigma D_{крj}$ – сума діаметрів крон конкуруючих дерев (м); $D_{крі}$ – діаметр крони центрального дерева (м).

В роботі А.С. Касаткіна [606] показано залежність індексів конкуренції від фітомаси та приросту стовбура дерев з врахуванням його таксаційних характеристик. Оцінку фітомаси фракцій дерев модельних видів *Q. rubra*, *Q. robur* здійснювали за методикою А.С. Исаева [607]. Модель А.С. Исаева, яка описує розподіл фітомаси деревних рослин по фракціям, базується на теоретичних міркуваннях щодо екологічної конкуренції за ресурси між фракціями дерева. Відповідно до методики, опис розподілу фітомаси дерев в насадженнях по фракціям здійснюється на основі уявлення про конкуренцію окермих органів рослини за ресурси. Ранг фракції фітомаси коренів брали 2. Для оцінки якості моделі, яка застосовувалася, використовували коефіцієнт детермінації. Дані запропонованої теоретичної моделі конкуренції збігаються з натурними польовими розрахунками.

Дослідження природного поновлення лісу (підріст). Його оцінювали за кількістю дерев певних деревних порід у підрості, ступенем їх життєздатності під

наметом деревостану різної зімкнутості. Облік природного поновлення лісу та парків проводили за методикою М.М. Горшеніна [608]. У рівнинних умовах під наметом лісу закладали 200 облікових площадок на 1 га розміром 1x1 м при висоті підросту до 1,5 м та 50–100 облікових площадок (2x2 м) при висоті підросту понад 1,5 м. У гірських умовах під наметом лісу і на зрубках облік поновлення проводили на облікових стрічках шириною 2 м. На кожній обліковій площадці за породами і групами віку підраховували кількість сходів і рослин підросту. За віком природне поновлення поділяли відповідно до шкали В.Г. Нестерова [609] (табл. 2.2). Великий вплив на проростання насіння і формування сходів має склад підстилки, її щільність і товщина, ступінь розкладання, тому для визначення цих показників застосували методику С.С. П'ятницького [610].

Таблиця 2.2

Шкала оцінки успішності природного поновлення головних лісоутворюючих порід

Категорія успішності поновлення	Кількість надійного підросту, тис. шт·га ⁻¹			
	1-рік	2-3-роки	4-7-роки	8-15-років
Добре	більше 40	10	6	4
Задовільне	26-40	6-10	3-6	2-4
Недостатнє	15-25	3-5	1-2	0,5-1
Незадовільне	менше 15	менше 3	менше 1	менше 0,5

Дослідження трав'яного ярусу. На екопрофілях, пробних площах, модельних ділянках його досліджували методами ботаніки та геоботаніки [37, 40, 611]. Із флористичного складу трав'яного ярусу виділяли види та угруповання, які потребують особливої охорони на території України як таксони біорізноманіття [612, 613]. Види рослин визначали за методикою Д.Н. Доброчасової [614]. Назви родин вказані за системою А. Тахтаджяна [615]. Латинські назви таксонів рослинності наведені за С.Л. Мосякіним, М.М. Федорончуком [616]. У фітоценотичних таблицях покриття видів здійснено в балах за шкалою Браун-Бланке або за шкалою Б.М. Міркіна [37]. Життєві форми наведені за Раункієром [37, 617]. Біоморфологічну структуру наведено за І.Г. Серебряковим [618]. Екоморфічний аналіз здійснювали за [619, 620] з доповненнями за «Екофлора України» [621–624]. Типи екологічних стратегій описували за схемою Раменського–Грайма [396, 621–625]. Зміну

екологічних умов виявляли за екологічною структурою трав'яного ярусу, використовуючи відповідні шкали [436].

Розрахунок бальних показників в інтегральному ефекті впливу провідних екологічних факторів здійснювали за допомогою програми ECODID на основі геоботанічних описів, відповідних шкал та методу синфітоіндикації. Усього проаналізовано 12 екологічних факторів: вологість ґрунту (Hd), змінність зволоження ґрунту (fH), кислотність ґрунту (Rc), сольовий режим (Sl), вміст карбонатів (Ca), вміст нітрогену в ґрунті (Nt), аерація ґрунту (Ae), терморежим (Tm), континентальність (Kn), омбро- (Om) та кріорежими (Cr), освітленість (Lc).

Індекс адвентизації трав'яного покриття встановлювали як частку заносних видів від загальної чисельності видів на певній тестовій ділянці [12]. Екологічну валентність видів встановлювали за Л.Н. Жуковою [588]. Індекс толерантності (It) розраховували як сумму екологічних валентностей, поділену на суму шкал. Стенобіонти (СБ) – види, в яких $It < 0,34$, гемістенобіонти (ГСБ) – $It < 0,46$, мезобіонти (МБ) – $It < 0,56$, геміеврибіонти (ГЕБ) – $It < 0,67$, еврибіонти (ЕБ) – $It > 0,67$.

Оцінку морфометричних параметрів популяцій модельних видів проводили, дотримуючись відповідних методик [823] (табл. 2.3-2.5). З кожної популяції відбирали по 25–30 особин. Для детальнішого опису генеративних органів обраховано індекс щільності суцвіття (P). Для оцінки мінливості ознак використано коефіцієнт варіації (CV, %). Ступені варіювання ознак, згідно з рекомендаціями Г.Ф. Лакіна [626], приймали у таких межах: $V > 25\%$ – високий; $V = 11–25\%$ – середній; $V < 10\%$ – низький. Для оцінки стану популяції проводили віталітетний аналіз із використанням одномірного підходу за стандартною методикою [627, 628]. Індекс якості популяції (Q) визначали:

$$Q = 0,5 \times (a + b), \quad (4)$$

де a – кількість особин вищого класу віталітету, b – кількість особин середнього класу віталітету. Популяція вважається процвітаючою за умов коли $Q > c$, рівноважною коли $Q \approx c$ і депресивною якщо $Q < c$. Індекс розмірної пластичності виду (ISP) у межах досліджуваних популяцій розраховувався як відношення максимального до мінімального значення. Для оцінки морфологічної цілісності

рослин використано індекс морфологічної інтеграції (цілісності) за Ю.А. Злобіним [627].

$$I = \frac{B}{(n^2 - n)/2} \times 100,$$

де I – індекс морфологічної інтеграції; B – кількість у матриці статистично достовірних (на рівні ймовірності 0,95) коефіцієнтів кореляції; n – загальна кількість оцінених морфометричних параметрів.

В межах ценопопуляції для *Schoenus ferrugineus* L., враховуючи його статус охорони, дослідження проводили за принципом неушкодження.

Рівень антропогенної трансформованості рослинного покриву визначали за методикою П.Л. Горчаковського [587].

Методи оцінки стану ґрунту. Оцінка стану поверхні ґрунту за рекреаційного впливу. Серед низки проявів рекреагенного порушення поверхневого шару ґрунту поява стежок – один із наглядних показників невдалості інфраструктури рекреаційно-природних комплексів та вад екологічної культури відвідувачів. На ПП рекреаційну дигресію ґрунту встановлювали за методикою А.Ф. Полякова та ін. [629], характеризуючи його поверхневий шар за категоріями: 1 – ґрунт неушкоджений; 2 – підстилка розпушена (поодинокі проходи); 3 – стежка в підстилці; 4 – стежка, дорога без підстилки; 5 – стежка або дорога з розмивами; 6 – наноси, розмиви, утворені під час спуску рекреантів. Визначали стадії дигресії ґрунту: I – за якою 3, 4, 5 й 6 категорії порушеності займають до 2 % площі ділянки; II – від 2 до 10 % площі; III – від 10 до 25% площі; IV – від 26 до 40 % площі; V – понад 40 % площі ділянки.

Таблиця 2.3

Досліджувані морфо-метричні параметри модельного виду *Lamium purpureum* L.

№ п/п	Морфо-метричні ознаки	Умовне позначення
1	Висота рослини (см)	h
2	Кількість квіток на рослині (шт.)	N_{Fl}
3	Кількість листків на рослині (шт.)	N_l
4	Кількість пагонів (шт.)	N_s
5	Середня площа окремого листка (см ²)	a_l
6	Загальна листкова поверхня (см ²)	$A = a_l \cdot N_l$
7	Діаметр стебла (мм)	d

Таблиця 2.4

Досліджувані морфо-метричні параметри модельного виду *Schoenus ferrugineus* L.

№ п/п	Морфо-метричні ознаки	Умовне позначення
1	довжина генеративного пагона (см)	L
2	довжина суцвіття (см)	LI
3	довжина прицвітного листа (см)	Lb
4	довжина ості (см)	La
5	довжина першого колоска (см)	L1s
6	довжина другого колоска (см)	L2s
7	довжина третього колоска (см)	L3s
8	кількість колосків	Ns
9	діаметр стебла (см)	d
10	довжина листків (см)	Ll
11	ширина листків (см)	Wl
12	щільність суцвіття	P

Таблиця 2.5

Досліджувані морфо-метричні параметри модельного виду *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch.

№ п/п	Морфо-метричні ознаки	Умовне позначення
1	Висота рослини (см)	h
2	Кількість квіток на рослині (шт.)	N_{Fl}
3	Діаметр стебла (мм)	d
4	Довжина усиків (см.)	Lm
5	Кількість розгалужень усиків (шт.)	Nmr
6	Довжина листків (см)	Ll
7	Ширина листків (см)	Wl
8	Довжина суцвіття (см)	Ls

Брали до уваги структуру доріжково-стежкової мережі: її поширення по території, елементах рельєфу, співвідношення довжини та щільності доріг і доріжок з різним покриттям, доцільних і недоцільних стежок. Враховували, яка частина і яка частка відповідає мотивованим потребам відвідування певних об'єктів і територій, а також виправдана іншими необхідностями комунікації. Їх варто вважати «доцільними стежками» та враховувати як відповідний елемент доріжково-стежкової мережі дендропарку. Решту стежок, що свідчать про порушення норм відвідування дендропарку, які є наслідками нерегульованої рекреації, віднесемо до категорії «недоцільні стежки».

Зони стадій рекреаційної дигресії – помірну (I), середню (II) та інтенсивну (III) – виділяли за показниками «частка витопаності живого надґрунтового покриву, лісової підстилки і поверхні ґрунту» (стежки та інші деградовані ділянки).

Оцінка стану ґрунту за умов впливу пірогенного чинника. Пірогенну деградацію торфового ґрунту досліджували на напівстаціонарних дослідних ділянках на осушувально-зволожувальній системі «Суйми» у межах ФГО Малого Полісся на території с. Дермань II Здолбунівського району Рівненської області (заплава витоків р. Устя). Площа родовища, яке відноситься до лісових земель становить близько 47 га, з яких 0,07 га вигоріли в результаті локальної торфової пожежі 2011 р. антропогенного походження. Використано такі методи: порівняльно-географічний, порівняльно-профільний, ґрунтових ключів, аналітичний, статистичний. Зразки ґрунту для лабораторного аналізу відбирали з усіх генетичних горизонтів у межах профілю. У відібраних зразках ґрунтів досліджували: гігроскопічну вологу, щільність будови торфу, рН сольового та водного розчинів, вміст CaCO_3 , гідролітичну кислотність, зольність торфу. Аналіз проб води проводили загальноприйнятими в гідрохімічних дослідженнях методами. В польових умовах досліджували також видовий склад рослин непорушеного торфовища та через рік після пожежі на пірогенних утвореннях. Зв'язок між висотою нагара та діаметром стовбура здійснено за П.А. Цветковим [630].

Оцінка стану ґрунту за впливу водної ерозії. Ступінь водної еродованості ґрунту на пробних площах досліджували за середніми морфометричними

параметрами ярів: глибина, ширина, довжина певного яру, відстань між ярами та об'єм ерозійних утворень, ступінь розчленування ярами території [631]. Ступінь ерозійності території був розрахований за А. Клюкін та Є. Толстих [632]. За показники водної ерозії ґрунту приймали ступінь трансформування території, основні характеристики інтенсивності ерозії та динамічні зміни ґрунтів. Для оцінки втрати ґрунту за впливу ерозії було використано Універсальне рівняння втрати ґрунту (USLE) [633].

$$A = R \times K \times L \times S \times C, \quad (5)$$

де A – середньорічна втрата ґрунту, R – коефіцієнт ерозійності опадів, K – фактор ерозії ґрунту, L – коефіцієнт довжини нахилу, S – коефіцієнт схилу, C – коефіцієнт покриття рослинністю. R – постійний показник для певної місцевості, розрахований за М. Заславським [636]. Інформація, необхідна для визначення значень коефіцієнта K , була отримана із бази даних «Ерозія і деградація ґрунту України» [634]. Значення L , S , C були розраховані відповідно до ДСТУ «Визначення потенційної небезпеки ґрунту від ерозії в Україні» [635]. Площу ПП розраховували з урахуванням крутизни нахилу. Лінійні розміри ланок гідрографічної мережі, елементів ерозії ґрунту, визначали рулеткою, а вугломірні – висотоміром «ИУ-1 М».

Методи збору і оцінки мікологічного матеріалу. Наявність у лісі ксилотрофів виявляли за авторською методикою на рівні органу, деревної рослини, популяції (виду), біогрупи (або ярусу), фітоценозу (рис. 2.3). Мікологічний матеріал збирали з урахуванням онтогенетичних особливостей грибів. Карпофори одного виду гриба на декількох субстратах одного дерева (різні екологічні ніші) вважали єдиним видом, а не різними. Натомість, один субстрат, вкритий карпофорами кількох видів афілофороїдних грибів, зараховували до різних знахідок. Кожну знахідку фотографували у свіжому стані фотокамерою Nikon Coolpix L830. Гербарні зразки плодових тіл грибів збирали на модельних ділянках, які мають специфічні ознаки певного фітоценозу. За загальноприйнятою методикою в мікології за обрахункову одиницю вважали дерево-живитель, на якому буде зібрано плодові тіла певних видів. Збір матеріалу проводили у період видимого росту та формування плодових тіл ксилотрофних грибів впродовж усього вегетаційного періоду. Кожен виявлений вид

фотографували у свіжому стані до процедури гербаризації. Види, що легко ідентифікуються “*in osulo nudo*” та не потребують додаткових мікоморфологічних досліджень, до гербарію не залучалися. Занотовано: колір, запах, структура плодових тіл, реакція їх на механічне пошкодження (зміна кольору, виділення соку); ординація на субстраті. В лабораторних умовах гербарні зразки висушували у паперових пакетах на відкритому повітрі. Дослідження мікроструктури плодових тіл проводили за допомогою світлового мікроскопа при збільшенні від $\times 40$ до $\times 1000$. Для дослідження препаратів використовували: 10% р-н гідроксиду калію та 80% р-н молочної кислоти (для пом'якшення тканини сухого гербарного зразка і відновлення розмірів гіф та ін. мікроструктур); реактив Мельцера (для виявлення амілоїдної і декстриноїдної реакції) та барвник метиленовий синій в 60% молочній кислоті (для покращення візуалізації прозорих, незабарвлених структур, виявлення ціанофільних елементів).

Визначення видової належності зібраних зразків проводили за сучасною літературою [437, 467—480, 637]. В лабораторних умовах гербарні зразки висушували у паперових пакетах на відкритому повітрі. Дослідження мікроструктури плодових тіл проводили за допомогою світлового мікроскопа при збільшенні від $\times 40$ до $\times 1000$. Для дослідження препаратів використовували: 10% р-н гідроксиду калію та 80% р-н молочної кислоти (для пом'якшення тканини сухого гербарного зразка і відновлення розмірів гіф та ін. мікроструктур); реактив Мельцера (для виявлення амілоїдної і декстриноїдної реакції) та барвник метиленовий синій в 60% молочній кислоті (для покращення візуалізації прозорих, незабарвлених структур, виявлення ціанофільних елементів).



Рис. 2.3 Авторська схема ксиломікологічних досліджень

Визначення видової належності зібраних зразків проводили за сучасною літературою [437, 467—480, 637]. Номенклатури грибів проводили за актуальними он-лайн базами даних (myscobank.org). Встановлювали таксономічну структуру, поширеність паразитичних грибів оцінювали за часткою дерев з характерними плодовими тілами від загальної кількості дерев на досліджуваних ділянках.

Аналіз трофічної структури афілофороїдних грибів здійснено за трофічною приуроченістю до деревних порід (I–III трофічні групи): евритрофи I-го порядку (EI, консорти як листяних, так і хвойних дерев), евритрофи II-го порядку на листяних (EIIл) та стенотрофи (C, консорти переважно одного роду деревних рослин). Розрізняли та морфометрично оцінювали такі категорії мертвих субстратів едифікатора консорції – сухостій, повалені стовбури, велике та дрібне гілля, а також пеньки зрубаних дерев. Просторову структуру афілофороїдних грибів аналізували за їх розподілом за мікогоризонтами: ґрунтовим, надґрунтовим, комлевим, стовбуровим та кроновим (рис. 2.3). Для всіх видів грибів-консортів встановлювали частки їхніх знахідок у мікогоризонті.

Методи збору і оцінювання орнітологічного матеріалу. Дослідження птахів проводили впродовж травня-червня 2016-2019 рр. загальноприйнятим методом обліку птахів на маршрутах [637–639] зі стандартною для лісових насаджень шириною облікової лінії – 100 м. Для ділянок, фрагментованих на біотопи шириною 100 м і менше, проводили замір площі ділянки і перераховували щільність птахів на отриману величину. Вздовж ПП закладали маршрути довжиною, рівною протяжності дослідної ділянки, і шириною доступної облікової лінії 100 м. Для визначення середньої щільності гніздування птахів вираховували стандартне відхилення. Порівнювали відносну кількість екологічних груп птахів, які є показовими для оцінки угруповань, а саме: число видів птахів, які підлягають охороні відповідно списків міжнародних конвенцій та списку регіонально рідкісних видів; частки екологічних груп угруповання [14, 640 – 644]. Оцінювали екологічну структуру угруповань птахів у різних за орнітологічною характеристикою біотопах їх існування залежно від вибору птахами мікростацій для облаштування гнізда [14, 524, 640].

Види птахів розподіляли в різні екологічні групи залежно від вибору ними місць для влаштування гнізда [14, 640–645]. До групи лімнофіли входять навколоводні і водоплавні птахи, які населяють різноманітні сирі місцеперебування. Дендрофіли – птахи деревно-чагарникового комплексу. У представників цього екологічного угруповання існують різні форми зв'язку з лісовою середовищем: ті, які гніздяться у кронах дерев, та ті, які гніздяться у дуплах. Птахи, що гніздяться в дуплах, в свою чергу діляться на первинних, тобто тих, які видовбують дупла (*Picidae*) і вторинних – тих, які селяться в уже готових дуплах. Кампофіли – птахи, що гніздяться і годуються на землі. Склерофіли – види, пов'язані з вертикально розчленованим рельєфом, гніздяться в тріщинах скель, ґрунту, пнів, в норах. За типом харчування: комахоїдні птахи – харчуються безхребетними (*Scolopacidae*, *Motacillidae*, *Sylviidae*, *Muscicapidae*), зерноїдні птахи (*Columbidae*) харчуються виключно плодами рослин, птахи зі змішаним типом харчування – поїдають як безхребетних, так і плоди рослин (*Picidae*, *Paridae*, *Fringillidae*), міофагі – хижі птахи і сови (*Falconiiformes*, *Strigiformes*), іхтіофагів – харчуються рибою (*Ardea cinerea*, *Alcedo atthis*), всеїдні птахи (*Corvidae*) поїдають всі можливі види їжі [14].

Індекс синантропізації угруповань птахів, що гніздяться, оцінювали за формулою запропонованою Jedryczkowski [646] для модельних лісів залежно від градієнту деградації рослинного угруповання.

$$Ws = L_s/L_o, \quad (6)$$

де: L_s – кількість синантропних видів, L_o – загальна кількість видів птахів, які одночасно створюють синантропні і природні популяції, виділені у групу гемісинантропів, та птахів, які в Україні гніздяться лише в урбанізованих умовах – у групу облігатних синантропів [646].

Для опису структури лісових рослинних угруповань як кормової и гніздові стаций птахів та ксилемікорізноманіття розраховано індекси вертикальної та горизонтальної гетерогенності (IVН, ІНН) [541, 542, 647, 648]. IVН є індексом різноманіття Шеннона-Уівера для вертикального розподілу рослинності. ІНН розраховується:

$$IHH = \frac{S.D. \cdot AD}{AD_{ave}}, \quad (7)$$

де AD – відстань між деревами; AD_{ave} – середня відстань між деревами.

Рівень антропогенного навантаження на орнітокомплекс ботанічних садів оцінювали за методикою Шупової Т.В. [524] з доповненнями, виходячи з даних про аеротехногенне забруднення, рекреаційне навантаження, рівень урбанізації, шумовий чинник, щільність населення тощо. Враховували частку трансформованої території (2 бали за кожні 1-10 % площі території), частку території, яка підлягає суцільній забудові (5 балів за кожні 1-10 % забудованих ділянок від загальної площі), частка території, яка підлягає неконтрольованому впливу населення (2 бали за 1-10 %), відвідуваність пробної площі людьми (1 бал за 1-10 ос/км маршруту), наявність собак та котів без нагляду хазяїв (1 бал за 1-3 тварини на км маршруту).

Методи оцінювання показників біорізноманіття лісових екосистем. Математичну обробку результатів досліджень біорізноманіття здійснювали за індексами оцінювання багатства рослин та птахів, дотримуючись відповідних рекомендацій [649, 650]. Оцінку α -різноманіття проводили за допомогою індексів різноманіття. Обраховували низку загальноприйнятих індексів, які виражають залежність між числом видів та їх щільністю. Оскільки жоден з розроблених на сьогодні індексів не є універсальним, ми аналізували: індекси різноманіття Менхініка, Маргалефа, Шеннона та Макінтоша; індекси домінування Бергера-Паркера та Макінтоша; коефіцієнти рівномірності розподілу видів Макінтоша і Пієлу та дані відносної кількості індикаторних видів в угрупованні, формули яких надані у роботі Е. Magurran [649].

1) відносну рясність виду в угрупованні визначали:

$$Pi = Ni/N, \quad (8)$$

2) індекси домінування:

$$d = \llbracket Ni \rrbracket_{max}/N \quad \text{Berger-Parker, (9)}$$

$$U = ((N - U))/((N - \sqrt{N})), U = \sqrt{(\sum \llbracket N_i \rrbracket^2)} \quad \text{McIntosh, (10), (11)}$$

3) індекси різноманіття:

$$H = -\sum p_i \log_2 p_i \text{ Shannon, (12)}$$

$$D_{Mn} = S/\sqrt{N} \text{ Menchinick, (13)}$$

$$D_{Mg} = ((S - 1))/\ln N \text{ Margalef, (14)}$$

4) індекси вирівненості (рівномірності розподілу видів):

$$E = H'/\ln S \text{ Pielou, (15)}$$

$$U_s = \sqrt{(\sum [N_i]^2)}, E = (N - U)/(N - N/\sqrt{S}) \text{ McIntosh, (16), (17)}$$

де N_i – щільність кожного виду; N – загальна щільність (кількість особин/га); S – загальна кількість видів; P_i – частка кожного виду; U – індекс різноманіття Макінтоша; H' – індекс різноманіття Шеннона; λ – індекс домінування Сімпсона.

Як відомо, β -різноманіття характеризує ступінь відмінностей або схожості місць існування або вибірок з точки зору їх видового складу угруповань [201]. Основними підходами до встановлення бета-різноманіття є оцінка змін видового різноманіття за градієнтом зміни впливу екологічного чинника та порівняння видового складу різних угруповань. Обидва підходи застосовано у роботі. Порівняння видового складу угруповань здійснено за індексом Жаккара:

$$I_j = c/(a + b - c) \quad (18)$$

де a – кількість видів на першій ПП; b – кількість видів на другій ПП; c – кількість видів спільних для першої та другої ПП.

Серед методів факторного багатовимірного аналізу застосовано кластерний аналіз та аналіз головних компонентів. Графічно ієрархічну класифікацію подано у вигляді дендрограм (OriginPro 9.0). Для оцінки дистанції зв'язку було вибрано Евклідову відстань. Для візуалізації даних PCA аналізу використано ортогональне проєціювання на площину (OriginPro 9.0).

2.4. Природно-кліматичні умови регіонів дослідження (географічне положення, геологія, рельєф, клімат, гідрологія, ґрунти, рослинність)

2.4.1. Лісостепова зона

Лісостепова зона простягається від Передкарпаття до західних кордонів Середньоросійської височини. Найбільш типовими ландшафтами зони є лучно-степові низовинні і піднесені низинні та піднесені ландшафти (в минулому широколистяно-лісові). Своєрідними рисами відрізняються товтрові, лучно-степові заболочені та засолені, лісостепові борові ландшафти. Протяжність зони з заходу на схід становить 1100 км, площа 202 тис. км² (34 % території України) [651]. Тип клімату – помірно-континентальний (дод. Б 1) [652].

Ріки належать до басейнів Дніпра, Сіверського Дінця, Дністра, Південного Бугу та Західного Бугу. Середня густота річкової сітки становить 0,19 км/км² і зменшується із заходу на схід. На Правобережжі вона досягає 0,20 км/км², а на схід від Дніпра – всього 0,18 км/км². У межах басейнів найбільших рік середня густота річкової сітки розподілена наступним чином: у басейні Дністра – 0,24 км/км², Південного Бугу – 0,14 км/км², Дніпра – 0,13 км/км², Сіверського Дінця – 0,15 км/км². Основними річками зони є Дніпро, Дністер, Південний Буг, Сула, Псел, Сіверський Донець та Ворскла. За характером водного балансу та гідрологічного режиму поверхневих вод територія зони лежить в межах зони достатньої водності (Західна, Правобережна Дністровська та Лівобережна Дністровська області) [653–656]. Зональні типи ґрунтів – чорноземи типові та сірі лісові ґрунти. Природна рослинність представлена залишками остепнених луків і лугових степів на плакорах, дубових і дубово-грабових масивів, на лівобережжі Дніпра – дубово-кленово-липових лісів. Середня залісеність зони становить 12,5 %, розораність – 75-85 %. Зона характеризується складним чергуванням широколистяно-лісових ландшафтів з опідзоленими ґрунтами та лучно-степових ландшафтів з глибокими чорноземами [657].

В межах лісостепової зони України виділяють 4 фізико-географічні провінції: Західноукраїнську; Дністровсько-Дніпровську; Лівобережно-Дніпровську та Середньоруську. Об'єкти проведеного дослідження знаходяться в межах Дністровсько-Дніпровській провінції, тому зупинимося детально на описі природних умов саме цієї провінції.

Дністрово-Дніпровська лісостепова фізико-географічна провінція – частина Східно-Європейської в межах лісостепової зони. Охоплює центральну і південну частину Подільську височини та Придніпровську височину. Територія сформувалась на лесах підвищеного рельєфу, що перекривають кристалічні породи Українського щита в умовах достатнього зволоження і розвитку зсувних процесів. Коефіцієнт зволоження – 1,4-2,0. Існують деякі відмінності у височинних ландшафтах провінції. У межах Київського плато, північної частини Придніпровської височини переважають північно-лісостепові ландшафти, у межах південної частини – південно-лісостепові. В центральній частині домінують височинні ландшафти з сірими лісовими ґрунтами, які утворилися під широколистяними лісами. Для півночі також характерно плоскі і слабохвилясті рівнини з опідзоленими чорноземами, що сформувалися під лучними степами. Поширені також вододільні рівнинно-хвилясті місцевості з глибокими малогумусними чорноземами і еродованими сірими лісовими ґрунтами. У межах провінції виділяють 8 фізико-географічних областей. Середньобузька височинна область, Центрально-Придніпровська височинна область, Київська підвищена лісостепова область, Південно-Подільська височинна область, Південно-Придніпровська, Придністровсько-Східно-Подільська, Північно-Західно-Придніпровська та Північно-Східно-Придніпровська височинні області [651, 658–660]. Польові дослідження проводили в межах 4 областей, детальний опис яких представлено у дод. Б 2 [651, 659, 660]. Основними екологічними загрозами регіону є промислове забруднення, видобуток корисних копалин, надмірне рекреаційне навантаження, прямий та опосередкований вплив сільського господарства [2].

2.4.2. Зона мішаних лісів

Українське Полісся (зона мішаних лісів) простягається з заходу на схід на 750 км, площа становить понад 113 тис. км² (19 % території України). Територія має низовинний рельєф, що сформувався за участі воднольодовикових та алювіальних відкладів. Походження природно-територіальних комплексів Полісся пов'язано з крайовими зонами антропогенових материкових зледенінь і сучасними фізико-географічними умовами. За фізико-географічним районуванням зона Полісся розглядається як фізико-географічна провінція мішаних лісів фізико-географічної

зони Східно-Європейської рівнини. Провінція охоплює Поліську та Придніпровську низовини [651, 658–661]. В геоструктурному відношенні пов'язана з Українським щитом, Волинсько-Подільською монокліналлю та Дніпрово-Донецькою западиною. Клімат помірно континентальний з теплим вологим літом та м'якою зимою. Континентальність клімату зростає з заходу на схід з зменшенням зволоженості та кількості опадів. Пересічна температура січня $-3-4^{\circ}\text{C}$, липня $+17+19^{\circ}\text{C}$. Річний радіаційний баланс становить $44-46$ ккал/см². Тривалість вегетаційного періоду – $190-205$ днів. Тривалість безморозного періоду – $150-160$ діб. Середня річна сума опадів – $550-650$ мм, випаровуваність не перевищує $400-450$ мм. Коефіцієнт зволоження $1,9-2,8$. Максимальна висота – Овруцька височина (316 м над рівнем моря). Для поліських ландшафтів характерна велика зволоженість і розвиток процесів заболочування (до 70%) [652, 660]. Значна зволоженість зумовила розвиток підзолистого і болотного процесів ґрунтоутворень та формування лугової, болотної та лісової рослинності. Основною причиною погіршення якості земельних ресурсів регіону є інтенсивна осушувальна меліорація, яка спричинила зниження рівня ґрунтових вод [662, 663]. Ріки зони – поліського типу, належать до басейнів Чорного та Балтійського морів. Найбільш густа річкова мережа – на заході Полісся. За характером водного балансу та гідрологічного режиму поверхневих вод територія зони лежить в межах зони надмірної водності [653–656, 664].

Найпоширеніші ландшафти: алювіально-зандрові низовини з дерново-слабопідзолистими ґрунтами під борами та суборами; низовинні болота; моренно-зандрові рівнини з дерново-слабопідзолистими та середньо-підзолистими ґрунтами під грабовими суборами; терасні піщані рівнини з дерново-слабопідзолистими ґрунтами у комплексі з дерновими та торфо-болотними ґрунтами під суборами і борами; слабо-дреновані долини з дерново-підзолистими і глейовими ґрунтами; низовинні торфовища; вільхові чагарники; лісові та лучно-болотні заплави. Негативні риси поліських ландшафтів – заболоченість земель, низька природна родючість ґрунтів, розвиток процесів інфільтрації і розвіювання незакріплених рослинністю піщаних ґрунтів тощо. Переважають поліські ландшафти. Річна кількість опадів – $550-700$ мм рт.ст., коефіцієнт зволоження – $1,8-2,8$. Найбільш поширеними природно-

територіальними комплексами є зандрові рівнини з підзолистими ґрунтами, які вкриті мішаними лісами, моренно-горбисті місцевості з дерново-підзолистими ґрунтами та мішаними лісами. Значні площі зайняті долинними місцевостями з дерново-підзолистими та болотними масивами. У межах провінції виділяють 6 фізико-географічних областей: Київське Полісся, Мале Полісся, Житомирське Полісся, Волинське Полісся, Чернігівське Полісся та Новгород-Сіверське Полісся області [651, 658–661]. За геоботанічним районуванням Поліська провінція – частина Східно-Європейської широколистяної геоботанічної провінції. В межах провінції виділяють 7 геоботанічних округів: Ковельсько-Сарнеський (Західно-Поліський), Полісько-Придніпровський, Коростенсько-Житомирський (Центрально-поліський), Київський, Чернігівсько-Новгород-Сіверський (Східно-Поліський), Малополіський та Луцько-Рівненський (Волинський). Провінція вкрита сосновими та широколистяно-сосновими лісами. Найбільші площі займають соснові та дубово-соснові ліси, значно менші – грабово-дубово-соснові, грабово-соснові, вільхові і дубові. Поширені вторинні березово-соснові та березові ліси, окремими групами трапляються ялинові ліси. Загальна площа земель, вкритих лісов становить 4001, 6 тис. га. Частка штучних насаджень становить 46,3 %. Залісеність зменшується в напрямку з півночі на південь. Залісеність становить – 30 %, заболоченість – 6,3 % області [658]. Лучна рослинність представлена заплавними луками – болотистими, торфянистими та справжніми. Серед боліт переважають евтрофні – осокові, осоково-гіпнові. Рослинність значною мірою змінена. Детальна характеристика природних умов Волинського та Київського Полісся наведена у дод. Б 3. [651, 665].

2.4.3. Українські Карпати та Закарпатська низовинна область

Українські Карпати – молоді середньовисотні гори, які утворилися під час альпійської складчастості, середні висоти коливаються в межах 1200-1600 м, представляють собою частину гірської системи Карпат, довжина становить 280 км, ширина 100 км. У геоструктурному відношенні відповідають Карпатській покривно-складчастій споруді, в геологічній будові переважає крейдово-палеогеновий фліш, трапляються виходи юрських вапняків, палеозойських кристалічних сланців. Територія Українських Карпат згідно з геоморфологічним районуванням належить до

Карпатської Української геоморфологічної області денудаційно-тектонічних гір. Структурно Українські Карпати належать до Альпійсько-Гімалайського складчастого поясу. Переважно, це пісковики, сланці, мергелі. З льодовикового періоду тут збереглися такі форми рельєфу, як кари і цирки. [666–668]. Гори представлені складною системою територіальних одиниць, що створюють низькогірний, середньогірний, високогірний та передгірний яруси. До високогірного ярусу належать гірські ландшафти з максимумом відносних перевищень до 1500 м (масиви Чорногора, Свидовець). Гірські пасма мають простягання, близьке до субмеридіонального і називаються Зовнішніми Карпатами (Бескиди, Горгани та Покутсько-Буковинські Карпати), Вододільно-верховинські Карпати, Полонинсько-Чорногірський хребет, Рахівські і Чивчинські гори. Найвищою частиною Українських Карпат є масив Чорногора. Ландшафти середньо-гірнополонинські представлені масивами Полонинського хребта. Зовнішнє пасмо – середньо-гірноскибові ландшафти (перевищення до 1000 м) найтипівіше виражені в Бескидах та Покутсько-Буковинських Карпатах. Вздовж південного краю простягаються середньогірно-давньовулканічні ландшафти. Ландшафти низькогірного ярусу простягаються всередині гір. Межгірно-верховинські ландшафти пов'язані з головним Карпатським вододілом. Північний схід Українських Карпат становлять низькогірно-скибові ландшафти у міжріччях Дністра, Стрию, Лимниці тощо. Горбовино-улоговині ландшафти характерні для міжріч Тиси, Боржави, Латориці на Закарпатській низовині [651, 666–669].

За кліматичним районуванням гори належать до кліматичної підобласті Українських Карпат. Клімат помірно-континентальний, теплий, з циклонічним і антициклонічним вторгненням атлантичного повітря. Температура у липні у передгір'ї +18+20°C, у високогір'ї +8+10°C, у січні -3-6°C, та -8-9°C відповідно. Кількість опадів від 500-800 мм у передгір'ї до 1600-2000 мм на найвищих хребтах [652]. У цих умовах сформовано густа гідрографічна сітка – витoki Дністра, Пруту та Тиси. Усі річки в основному мішаного живлення з переважанням дощового. Висотна ландшафтна диференціація рослинного та ґрунтового покриву виражається в пануванні субальпійських лук та пустищ з гірсько-лучно-буроземними ґрунтами на

полонинах; субальпійське криволісся з гірської сосни, зеленої вільхи у карах та високих водозборах; смеркових та буково-ялицево-смерекових лісів з бурими гірсько-лісовими ґрунтами на схилах хребтів високополонинських та скибових ландшафтів; букових лісів з гірськолісовими буроземами на схилах середньогірно-полонинських та давньовулканічних ландшафтів. На низькогір'ї збереглися осередки дубових лісів. В долинах річок поширені луки, характерні угруповання верби, вільхи. Середня лісистість становить близько 50 %. За характером рослинного покриву територія Карпат належить до Східно-Карпатської гірської геоботанічної підпровінції. За фізико-географічним районуванням територія належить до Карпатської гірської фізико-географічної області [651, 666–670]. Дослідження впливу водної ерозії проводили в Покутсько-Буковинських Карпатах. Покутько-Буковинські Карпати знаходяться у зовнішній смузі Карпат Українських, у межах Івано-Франківської та Чернівецької областей. Простягаються з північному заходу на південний схід від верхів'я р. Лючки до кордону з Румунією на 75 км. Ширина становить до 25 км. У рельєфі Покутсько-Буковинських Карпат виділяють низькогір'я (800 м) і крутосхилі середньогір'я (до 1483 м., г. Ротило). Гори являють собою систему паралельних хребтів, розділених річковими долинами Пістиньки, Рибниці, Черемошу, Серету та ін. Складаються з флішу. Схили до 800 м вкриті переважно буковими та буково-ялино-ялицевими лісами, до висоти 1150 м – буково-ялиновими лісами, вище – ялинові ліси та гірські луки. Розораність становить 15-18 % [667].

В геоструктурному відношенні Закарпатська низовина знаходиться у межах південно-західної частини Українських Карпат та Закарпатського прогину. У геологічній будові вирішальну ролі відіграє складно-дислокована осадова товща флішу крейдово-палеогенового віку. Закарпатський прогин виповнений неогеновими моласами. З зоною глибинного Закарпатського розлому пов'язані ефузивні і інтрузивні породи, що складають вулканічний хребет. Антропогенові відклади утворюють суцільний покрив піщано-галечних відкладів у долинах Тиси і Латориці. В гірській частині залягають малопотужні елювіально-делювіальні утворення і алювіальні відклади терас. 80 % території зайнято гірськими хребтами, міжгірними улогами і долинами. Виділяють середньогірний, низькогірний і рівнинний рельєфи.

Гірські хребти витягнуті з північного заходу на південний схід. В північній і північно-східній частині області лежить Вододільний хребет, Ужоцький та Верецький перевали. На півдні системи від вододільних хребтів простягається Полонинський хребет, розчленований на окремі масиви (полонини Боржава, Красна, Полонина-Руна), хребет Свидовець, гора Чорногора та Рахівські гори. На південь від Полонинського хребта лежить Березне-Ліпшанська долина, яка відокремлює його від Вулканічного хребта. Південно-західна частина зайнята Закарпатською низовиною заввишки 105-120 м з похилом до р. Тиси [651, 666–670].

Клімат помірно-континентальний, формується під впливом сонячної радіації, переважання південно-західних повітряних мас та гір, які захищають від проникнення арктичних повітряних мас. Територія відноситься до 2 агрокліматичних районів – Карпатського з вертикальною кліматичною зональністю та Закарпатського вологого з теплою зимою. У Закарпатській низовині зима тепла, температура в січні -2°C , в липні – від $+19^{\circ}\text{C}$ до $+21^{\circ}\text{C}$. У середньо-гірській частині зима прохолодніша – температура в січні від -5°C до -9°C , іноді бувають морози до -30°C , літо прохолодне (від $+9^{\circ}\text{C}$ до $+13^{\circ}\text{C}$). У горах температура знижується з висотою. Безморозний період становить 120-190 днів, сума активних температур на низовині становить $3500-3600^{\circ}\text{C}$, у передгір'ї до 2500°C , на вершинах – $600-1000^{\circ}\text{C}$. Розподіл опадів зумовлюється впливом висоти та форм рельєфу. Стійкий сніговий покрив в низовині фіксується на початку січня, в горах – в грудні. Серед несприятливих метеорологічних чинників – сильні зливи і грози [651, 652].

На території Закарпаття протікає 152 річки довжиною 10 км кожна. Річки належать до басейну р. Тиси, яка утворюється від злиття р. Білої Тиси та р. Чорної Тиси. Майже всі річки беруть початок в горах. За своїм режимом верхні та середні ділянки річок є гірськими, натомість нижні течії річок в основному є рівнинними. Середня густота річкової сітки $1,7 \text{ км/км}^2$, у горах – $2,0 \text{ км/км}^2$, на рівнинні – $1,3 \text{ км/км}^2$. Живлення дощове, ґрунтове та змішане. Для річок Закарпаття характерні паводки після злив. Також на території Закарпаття знаходиться 137 озер, льодовикового та загатного походження, найбільше – Синевир [653–655]. Ґрунти – буроземі кислі та дерново-буроземні (58,6 %), буроземно-підзолисті (10,6 % - на

виположених формах рельєфу горбів та пасом у передгір'ї і на високих терасах гірських річок), лучно-буроземні на нижніх терасах гірських річок, дерново-опідзолені ґрунти і поверхнево-оглеєні їхні види (12,3 %) та дерново-підзолисті і лучні на рівнині [671].

Територія Закарпаття лежить в межах Центральноєвропейської широколистянолісової геоботанічної провінції. Висотна поясність рослинності чітко виражена. 50 % території зайнято лісовими площами. На Закарпатській низовині поширені грабово-дубові, а також дубові ліси, в передгір'ї та горах на висоті до 700 м – дубові ліси, на висоті до 1300 м – букові ліси, 1500–1550 м – ялинові ліси з домішкою бука, ялиці та кедрової сосни. Вище лісового поясу – альпійський та субальпійський, де домінують зеленівільхові та ялівцеві чагарники, чорницеві пустища, мохово-лишайникові та гірсько-лучні угруповання. Лучна рослинність представлена в основному в річкових долинах, на гірських схилах і на гребенях хребтів. Лучні угіддя становлять 17,7 % [651, 658]. У гірській частині екологічною загрозою є землетруси (8–9 балів), інтенсивне вивітрювання, зсуви, осипища і обвали. На р. Тисі часто утворюються сельові потоки, в горах – снігові лавини. Сильні вітри викликають вітровали та буреломи. На схилах, де вирублений ліс, поширено площинний змив та лінійний розмив. Інтенсивна ерозійна та аккумулятивна діяльність річок, особливо під час паводків, характерна для Закарпатської низовини. Окрім того варто відмітити проблему повторного заболочування земель [659].

2.4.4. Кримські гори

Кримські гори займають крайній південь Кримського півострова, простягаються з заходу на схід на 180 км. У рельєфі виділяються три гірські пасма: головне з висотами 1200–1500 м, внутрішнє з висотами 400–600 м та зовнішнє з висотами 250–350 м. Схили асиметричні: південні – круті і уривисті, північні – пологі, що пов'язано з розмиванням м'яких порід в гірських нашаруваннях, які складаються з пластів різної твердості. Довгі і похилі схили зовнішнього і внутрішнього пасом збігаються з напрямом залягання вапняків, круті схили – наслідок руйнування мергелів і глин. Між куєстовими пасмами в результаті ерозії утворилися зниження. Головне пасмо Кримських гір найвище, складається з дислокованих та мемуорфізованих осадових порід – глинистих сланців,

пісковиків, вапняків і становить суцільний ланцюг плоских безлісних масивів. Характерною рисою Кримських гір, особливо Головного пасма, де поширені вапнякові породи, є наявність різноманітних карстових форм рельєфу. Всі пасма глибоко розчленовані поздовжніми і поперечними річковими долинами, які місцями мають каньйоноподібну форму. Узбережні схили Головного пасма закінчуються Південним берегом Криму, де поширені ерозійні, зсувні та вулканічні форми рельєфу [651].

За кліматичним районуванням територія належить до кліматичної області Гірського Криму та кліматичної області Південного Берегу Криму. На Південному березі Криму переважає континентальний клімат з рисами субтропічного. Температура у січні $+1+4^{\circ}\text{C}$, у липні $+20+25^{\circ}\text{C}$. Річний радіаційний баланс досягає $2332\text{--}2448$ МДж/м². Річна сума опадів в передгір'ї становлять 500–600 мм. У Кримських горах формується поверхневий та підземний стоки півострова. Річки короткі, з нерівномірним стоком, їхні долини каньйоноподібні, найбільші річки – Альма, Бельбек, Кача, Салгир, Чорна. Згідно з гідрогеологічним районуванням Кримські гори належать до Гірського Криму гідрогеологічної області.

Для регіону характерна висотна поясність ґрунтово-рослинного покриву. В передгірно-лісостеповій зоні поширені ксерофітні ліси і шибляки, подекуди – *Arbutus andrachne* L., *Cistus tauricus* J.Presl et C.Presl, *Ruscus ponticus* Tourn. ex L. Поширені паркові насадження з кипариса, кедра, платана та ін. Всього лісами вкрито 340 тис. га. В горах налічується понад 2200 видів рослин, з яких 10 % є ендеміками. Структура ландшафтної поясності визначається положенням Південного Берегу Криму на північній окраїні субтропічного фізико-географічного поясу, близькістю Чорного моря, будовою і орієнтуванням гірських пасом. Переважають схилі підкласи ландшафтів з вертикальною поясністю (дубово-грабові, шиблякові передгірні, лісові низько- і середньогірські, субсередземноморські прибережно-схилі) та лучні яйлинські. Кримські Гори поділяються на фізико-географічні області: Кримську передгірну лісостепову фізико-географічну область, Головне гірсько-лучно-лісове пасмо Кримських гір і Кримську південнобережну субсередземноморську фізико-географічну область.

У гірській частині та на Південному Березі Криму основними екологічними загрозами є наслідки водної ерозії, урбанізація, пожежі, надмірне рекреаційне

навантаження [597]. У Гірському Криму загальна кількість зсувів становить 1422 одиниці. Основними чинниками, що сприяють розвитку та активізації зсувів є інтенсивність та направленість сучасних тектонічних рухів, евстатичний підйом рівнів Чорного моря, абразійна діяльність, особливості літологічного складу порід, рельєф, господарська діяльність тощо. За механізмом зміщення вони відносяться до зсувів-ковзання із захопленням порід корінної основи, зсувів-зрушення, а також зсувів-течії в поверхневих відкладах (за даними ДНВП «Геоінформ України» станом на 2014 рік, режим доступу http://www.geoinf.kiev.ua/SZHORICHNYK_2014.pdf). За розмірами вони переважно невеликі, довжиною до 150 м, в окремих випадках – до 2000–2500 м. Майже половина всіх зсувів Гірського Криму розташована між мисом Айя та м. Алушта. Характерними для Південного узбережжя є зсуви-ковзання, що формуються в плейстоценових відкладах, які зміщуються по поверхні флішу. Зміщенню сприяє значна водопроникність пухких відкладів та підживлення їх внаслідок розвантаження підземних вод з масивів яйл.

2.5. Характеристика об'єктів дослідження

2.5.1. Характеристика об'єктів за умов впливу антропогенних чинників різного генезису

2.5.1.1. Дністрово-Дніпровська лісостепова фізико-географічна провінція

На території Центрального та Правобережного Лісостепу досліджували вплив урбанізації, промислового забруднення, видобутку корисних копалин, рекреаційного навантаження та осушення на ліси різного функціонального призначення. На прикладі урочища «Голендерня» ДДП «Олександрія» здійснювали діагностику рекреаційної та урбаністичної трансформації лісових екосистем (ліси наукового, природоохоронного, історико-культурного призначення). ДДП «Олександрія» розташований у північно-східній частині Правобережного Лісостепу, на околиці м. Біла Церква Київської області (висота 80–106 м над рівнем моря). Детальна характеристика об'єкту ПЗФ наведена у дод. В 1 [672, 673] В останній декаді червня 2013 р. було закладено екопрофіль за градієнтом інтенсивності рекреаційного навантаження та інших антропогенних чинників (дод. В 2). Профіль проходив від узлісся лісового масиву (вул. Лісова приватної забудови) до р. Рось з контролем в

його центрі – ядрі лісового масиву з найбільш збереженим перестійним деревостаном *Q. robur* віком 213 років (виділ 5). Ця ділянка ідентична ділянці ДДП «Олександрія», відомій у літературі як «Вікова діброва» [673], що має значення для певного співставлення і передбачення вірогідних наслідків рекреаційного навантаження. Таксаційна характеристика деревостану наведена у дод. В 3. В межах екопрофілю, довжиною 816 м, були виділені чотири зони (дод. В 2), в кожній закладено та описано пробні площі (ПП) по 0,12 га.

В Центральному Лісостепу в лісах наукового, природоохоронного, історико-культурного призначення досліджували також вплив рекреаційного чинника в межах НПП «Холодний Яр». НПП «Холодний Яр» з 1968 р. – комплексна пам'ятка природи республіканського значення (853 га). Територія «Холодного Яру» розміщується в межах двох адміністративних районів Черкаської області – Чигиринського та Кам'янського та двох лісництв ДП «Кам'янське лісове господарство» – Креселецького та Грушківського (Кресельське л-во, кв. 31–37, 41, 42, 48, 49, 54, 55, 57, 59). Природний лісовий масив має добре збережений оригінальний яружно-балковий рельєф, численні природні джерела. Детальна ботанічна характеристика НПП наведена у дод. В 4. Вплив рекреації на НПП досліджували на прикладі найбільш навантаженого Скверу. В ідентичних за лісівничо-таксаційними показниками насадженнях X класу віку було закладено екопрофіль з трьох ПП на різній відстані від туристичного пікнікового майданчика і основної лісової дороги: у зонах інтенсивного – ПП1, середнього – ПП2 та помірного – ПП3 рекреаційного навантаження (дод. В 5).

Вплив випасу худоби, вирубки лісів та осушення аналізували на території басейну р. Тясмин, що є правою притокою Дніпра, розташованого у південній частині Лісостепової зони України. Територія дослідження відноситься до Черкасько-Чигиринського та Єлизаветградсько-Онуфріївського геоботанічних районів, середньо-придніпровської та Лівобережно-придніпровської підпровінції Східноєвропейської провінції [658]. За нормами України, це середня річка: довжина водної артерії становить 164 км, площа басейну 4730 км², значна частина якої припадає на заплаву. Рельєф розчленований інтенсивною ерозією льодовикових і сучасних поверхневих вод.

Після м. Сміла річка впадає в сучасну Ірдино-Тясминську низину, яка за часів останнього зледеніння була правим рукавом древнього Дніпра, про що свідчить зрізаний ярами високий берег, який тягнеться нині уже суходолом від м. Канева до м. Чигирини, та Мошногірський кряж. Річка Тясмин, яка є правою притокою р. Дніпро, бере початок від с. Красносілля і протікає Придніпровською височиною на висоті 200–225 м над рівнем моря, поблизу сіл Перші та Другі Бірки Олександрівського р-ну Кіровоградської обл. Загалом протікає на території північно-східної частини Кіровоградської та південно-східної частини Черкаської областей і впадає в Кременчуцьке водосховище біля с. Андрусівки. Довжина водної артерії дорівнює 194 км, площа басейну 4730 км² [658], значна частина якої припадає на заплаву. Басейн р. Тясмин розташований на території двох геоморфологічних районів: Придніпровської височини (верхня течія річки) та Дніпровської терасової рівнини (середня та нижня течії) та характеризується помірно-континентальним кліматом. Середня річна температура повітря коливається в межах 6–7,2°C, середня кількість опадів становить 530 мм/рік. Детальна геоморфологічна, ботанічна характеристика об'єкту дослідження наведена у дод. В 6 [674–680]. У першій та другій декадах липня 2012 р. було закладено екопрофіль довжиною 48,2 км за картографічно та візуально визначеним градієнтом антропогенної дигресії (дод. В 7). Екопрофіль складався із семи ПП, закладених на різній відстані від захисної дамби, що на березі водосховища, тобто від гирла річки до її входу в Ірдино-Тясминську низину: у нижній з підтопленнями частині долини річки (ПП1, ПП2; ділянка С); найбільш рекреаційно, пасовищно та інженерно (випрямлене русло) трансформованій середній частині (ПП3–ПП5; ділянка В); та верхній, менше зміненій частині досліджуваної території (ПП6, ПП7; ділянка А). Усі ПП розташовані на місці раніше осушених та вилучених з активного використання луків, що стали пасовищами: ПП1 (49.063285; 32.757336) та ПП2 (49.068598; 32.749316) – на лівому березі південніше с. Орбіта, відповідно 2,3 і 3,6 км від гирла Тясмина (захисної дамби), поруч з берегозахисними лісосмугами з *P. nigra* та *A. saccharum*, відстань до річки 12,5 м; ПП3 (49.139106; 32.498994; 26,1 км від дамби), ПП4 (49.153053; 32.456952; 27,7 км) та ПП5 (49.163298; 32.432232; 29,5 км) – на правому березі між с. Медведівка і с. Новоселиця, відстань до річки 17,5 м; ПП6

(49.260888; 32.175679; 47,7 км) та ПП7 (49.274593; 32.122121; 50,5 км від дамби) розташовані біля с. Нечаївка, відстань до річки 7,5 м.

Дослідження рекреагенної дигресії лісів зеленої зони (рекреаційно-оздоровчі ліси) міст Центрального Поділля проводили на прикладі одного з найбільших міст Центрального Поділля – м. Вінниця. Місто Вінниця є обласним центром, розташоване на правобережжі Дніпра, в лісостеповій смузі України. Місто простягається по обидва береги середньої течії Південного Бугу майже на 10 км. Площа території міста становить 6094 га. Перші відомості про природу та історичний розвиток території дослідження наведені В. Марчинським [681]. У минулому територія міста була вкрита грабово-дубовими лісами та іншими рослинними угрупованнями формації *Querceta roboris*. За сучасним геоботанічним районуванням територія належить до Літинського геоботанічного району Центрально-Подільського округу Подільсько-Бесарабської підпровінції Східноєвропейської провінції Європейської широколистяної області. Рослинність представлена типовими видами західноєвропейського помірно-вологого й помірно-теплого клімату, а також видами континентального клімату [658]. Дослідження здійснювали на території ДП «Вінницьке лісове господарство» Вінницького лісництва в одному з найпоширеніших типів лісу – свіжа грабова діброва (Д₂–ГД), що сформувався на темно-сірих опідзолених ґрунтах та чорноземах опідзолених. Судячи з фондових документів лісовпорядкування, ці ліси певною мірою відображають характер рекреаційної дигресії міст Центрального Поділля. В ідентичних за характеристикою деревостанів було закладено екопрофіль з чотирьох ПП біля організованих місць відпочинку навколо озера Стоцького з різним рекреаційним впливом: ПП1 – інтенсивний вплив; ПП2 – середній вплив; ПП3 – помірний вплив; ПП4 – слабкий вплив.

2.5.1.2 Полісся (Київське, Волинське та Мале Полісся)

На території Полісся досліджували пірогенну деградацію торфового ґрунту та лісові пожежі на напівстаціонарних дослідних ділянках на осушувально-зволожувальній системі «Суйми» у межах фізико-географічної області Мале Полісся на території с. Дермань II Здолбунівського району Рівненської області

(заплава витоки р. Устя). Площа родовища становить близько 47 га, з яких 0,07 га пробної ділянки вигоріли внаслідок локальної торфової пожежі 2011 р. Об'єктом дослідження були осушений меліорований торфовий ґрунт (контроль, вересень 2010 р.) та пірогенно-деградований торфовий ґрунт (наступний рік після пожежі, червень 2012 р.). Дослідження проводили у свіжому сосново-дубовому суборі (категорія захисні ліси). По периферії частково осушеного лісового торфовища деревний ярус утворювала *P. sylvestris*, *B. pubescens*, *P. tremula*, *Salix cinerea* Willd, *Salix starkeana* Willd. У трав'яному ярусі домінував занесений до Червоної книги України сашник іржавий (*Schoenus ferrugineus* L. – з проективним покриттям 80 %), а також *Molinia caerulea* (L.) Moench. Т – 10-15 %) та *Carex flava* L. – 10 %). У формуванні травостою також брали участь *Carex brizoides* Juslen, *Carex vaginata* Tausch, *Lysimachia vulgaris* L., *Phragmites australis* L. Моховий покрив був сформований *Drepanocladus sendineri*, *Phylonotis calcarean*. Також поширеними були зарості інвазійного виду *Solidago canadensis* L.

Окрім того на території Західного Полісся досліджували також вплив наслідків осушувальної меліорації та видобутку корисних копалин. За методом пунктирної трансекти у міру віддалення від осушених торфовищ з наявною системою замулених меліоративних каналів, де почалися процеси вторинного заболочення, було закладено екопрофіль з 6 трансект по 3 ПП в кожній (загалом 18 ПП): 1) загальнозоологічний заказник «Локоття»; 2) Лісове болото «Зайване»; 3) Урочище Вутишно; 4) Лісове болото «Сотно»; 5) Лісове болото «Бабінець»; 6) Лісове болото «Болітце»; 7) ботанічний заказник «Градіївський» (дод. В 8). Кожна ПП на трансекті була закладена з віддаленням від осушеного торфовища на відстанях: 50–100 м, 100–200 та 200–300 м. Усі досліджувані об'єкти розташовані у межах Південно-Поліської геоморфологічної області пластово-аккумулятивних низовинних рівнин, Волинське Полісся (дод. А 9). Геоморфологічний район: Волинська моренно-водно-льодовикова, слабо хвиляста, погордована, слабо розчленована рівнина [682]. Місцевість характеризується рівнинним рельєфом, наявністю густої гідрографічної мережі зі слабким урізом і малими повздовжніми ухілами, розвитком болотних екосистем і заболочених земель, пануванням піщаних відкладів, близьким заляганням

грунтових вод [683–685]. Головними об'єктами поверхневих вод є річка Веселуха та озеро Локоття. Основними типами ґрунтів є дерново-підзолисті, опідзолені, дернові та болотні [683]. Флора об'єднує західно- та східноєвропейські елементи. Основними типами лісу є свіжі дубово-соснові субори та бори. Серед суходільних луків найбільш поширені крупнозлаково-різнотравні і дрібнозлаково-різнотравні формації [665]. Характерною особливістю території є розвиток мезотрофних березово-сфагнових, сосново-сфагнових, сосново-березово-сфагнових угруповань з перехідною фазою розвитку та змішаним ґрунтово-атмосферним, водно-мінеральним живленням. Більш ґрунтова характеристика об'єктів дослідження наведена у дод. В 9, лісівничо-таксаційна характеристика модельних трансект ПП – дод. В 10, В 11.

Аналіз пірогенної деструкції вибраного для дослідження свіжого дубово-соснового субору (рекреаційно-оздоровчий тип лісу, Волинське ОУЛМГ, Маневицьке лісництво, 19 квартал, 138 виділ) проводили на наступний рік після пожежі, жовтень 2011 рік, на території Волинського Полісся. Тип пожежі – змішана, спричинена пожежею, розташованого поруч осушеного торфовища. Було визначено 3 зони ураження: сильна, середня та помірна. У виділених зонах було закладено по 1 пробній площі: ПП1 – змішана пожежа, стовбур обвуглений, є згорілі гілки 1-3 галузження, хвоя відсутня або жовта, підлісок та підріст відсутній; ПП2 – змішана пожежа, стовбур обвуглений, проте нагар в крону майже не заходить, подекуди жовта хвоя, підлісок та підріст подекуди знищений; ПП3 – низова пожежа, нагар лише на стовбурі, зелена хвоя, крона не уражена, підлісок та підріст не уражені. Ґрунти – дерново-слабопідзолисті з яскраво виявленим гумусовим горизонтом. Деревостан складається з *P. sylvestris* віком 60-80 років, продуктивністю I класу бонітету. У підліску панує *Q. robur* віком 10-20 років висотою 2-8 м.

2.5.1.3 Покутсько-Буковинські Карпати, Прикарпаття та Закарпатська низовинна область

Наслідки впливу повенів та надмірного рекреаційного навантаження досліджували на території природного комплексу заповідного урочища «Боржава», Закарпаття (ліси наукового, природоохоронного, історико-культурного призначення), яке має унікальне біорізноманіття: понад 237 видів флори та 117 видів

фауни, з яких 22 видів флори та 21 видів фауни занесені до додатків Конвенції про охорону дикої флори і фауни, природних середовищ існування в Європі та до додатків Конвенції про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори, що перебувають під загрозою зникнення (CITES) [686–689]. Пануючим типом лісу у заповідному урочищі є волога заплавно-ясенева діброва, яку підстеляють сірі лісові та заплавні лучні ґрунти (просторі незначні зниження серед загального рівнинного рельєфу низовини) [687]. Річка Боржава, що протікає в заповідному урочищі і є улюбленим місцем відпочинку, бере початок на південно-західному схилі полонини Боржава, яка розміщена на Полонинському хребті. Довжина річки – 112 км, площа водозбору 1450 км², гірський характер має тільки у верхній частині біля с. Довге, протікаючи по гірській V-подібній долині у південному напрямі. Швидкість течії 0,6-1,2 м/сек, середні витрати 10,1 м³/сек [687]. За літературними даними, заплавні діброви заповідного урочища за агрокультурний період зазнавали істотних кількісних і якісних змін впродовж майже двох століть [686–689]. Згідно з Л. Фекете (1888), в кінці минулого століття на цій території було 1,5 тис. га насінневого та 0,8 тис. га порослевого походження дубових лісів. Сьогодні ці показники скоротилися майже в 3 рази та, як наслідок, в останні роки ХХ ст. бурхливо розвивається на освоєних територіях урочища «Боржава» рекреаційна діяльність. Для виявлення та оцінки рекреаційних змін рослинного покриву в ідентичних за лісівничо-таксаційними показниками насадженнях, що вирізняються за градієнтом рекреаційної трансформації було закладено екопрофіль з трьох пробних площ (ПП1 – контроль; ПП2 – середня зона; ПП3 – інтенсивна зона) в червні 2013 року (дод. В 12). Оскільки непорушених ділянок у заповідному урочищі немає, контролем вважали найменш трансформовану пробну площу ПП1, яка найбільш віддалена від джерела екологічної загрози – місць відпочинку, пляжу на березі р. Боржава.

Оцінка впливу водної ерозії внаслідок вирубування лісів проводили в Покутсько-Буковинських Карпатах. Досліджувана територія знаходиться в межах водозбору гірської річки Товарниці. Ця річка є правою притокою річки Черемош. Площа водозбору Товарниці займає близько 47,5 км² (дод. В 13). Дана місцевість була обрана тому, що вирубка лісів впливає на ерозію ґрунтових вод, що є типовим для

Покутсько-Буковинських Карпат. Клімат континентальний, теплий з циклонічним та антициклонічним впливом. Схили вкриті переважно *Q. robur*, *Picea abies* L. та *Abies alba* L. [689–691]. Екопрофіль з чотирьох ПП, залежно від градієнта ерозійної трансформації на різних висотах та різної крутизни схилу в середній частині водозбору річки Товарниця (категорія захисні ліси). За рекогносцирувальними спостереженнями ПП було розподілене на чотири типи за інтенсивністю ерозії ґрунтів, позначені як незначна ерозія, слабка ерозія, помірна ерозія та інтенсивна ерозія. ПП1 (48.155283, 25.101772) розташована на інтенсивному еродованому схилі; крутизна схилу - 31°. ПП2 (48.151090, 25.103317) знаходиться на помірному еродованому схилі; крутизна схилу 22°. ПП3 (48.148333, 25.108209) – слабо еродований схил; крутизна - 14°. ПП4 (48.150286, 25.121856) знаходиться на незначно еродованому схилі; крутизна схилу - 4°.

Дослідження впливу урбанізації проводили на території одного з найбільш відвідуваних, курортних міст Прикарпаття – м. Трускавець. Обстеження території міста було проведено 15 червня–30 липня 2016 р. маршрутним методом (категорія рекреаційно-оздоровчі ліси). Місто Трускавець (9°16'40" пн. ш., 23°30'28" сх. д.) розташоване в Дрогобицькому районі, на південний захід від обласного центру. Площа території міста становить 820 га. Територія Трускавця знаходиться у внутрішній зоні Передкарпатського прогину, а на південному заході межує зі Скибовою зоною Карпатської складчастої області. Згідно з фізико-географічним районуванням Трускавець розташований у межах Дрогобицького передгір'я Дністровського Передкарпаття [689]. Домінують хвойні та листяні ліси. Клімат міста помірний, середньорічна температура становить +7,3°C. Середньорічна сума опадів – 760–820 мм. На території міста знаходиться об'єкт природо-заповідного фонду – парк-пам'ятка садово-паркового мистецтва «Курортний парк» площею 78,0 га, в межах якого було закладено екопрофіль для дослідження впливу інтенсивності урбанізації на рослинний покрив.

2.5.1.4 Південний берег Криму

Рекогносцирувальне обстеження у 2014 році (через 7 років після досліджень 2007 року) водозборів південного макросхилу Криму підтвердило попередні дані, що

ерозійні утворення починаються у зоні частково деградованих лісів. Станом на 2014 рік більшість ерозійних утворень сконцентровано на Ускутському водозборі у нижній прибережній зоні. Ускут – річка на південно-східному березі Криму довжиною річки 12,7 км, площа водозбору 75,1 км². Витік річки знаходиться біля перевалу Кок-Асан, на схилі Карабі-яйли Головного пасма Кримських гір. Водний режим характеризується періодичним стоком, викликаним дощами і осінньо-весняним сніготаненням [692]. У верхній, середній і нижній частині Ускутського водозбору, на різній крутизні схилу у 70–75-річних шибляках різного ступеня ерозійної деградації було закладено екологічний профіль з трьох пробних площ (дод. В 14). ПП1 знаходиться у лісистій слабо ерозійно порушеній зоні, ПП2 вибрана на середньо деградованому схилі, ПП3 – на прибережному сильно еродованому схилі. Тип лісу – суха грабінникова судіброва (С1-гбДск). Деревостани однарусні, сформовані *Quercus petraea* (Matt.) Liebl., *Carpinus orientalis* Mill. та *Pyrus elaeagnifolia* Pall. У підліску домінують *Cotinus coggygria* Scop., *Cornus mas* L., *Crataegus pojarcoviae* L.

Вплив рекреаційної діяльності на території Південного берегу Криму досліджували на прикладі ландшафтного заказнику загальнодержавного значення «Байдарський» (дод. В 15) [693]. Найбільші за площею зони регульованої та нерегульованої рекреації знаходяться в межах Чорноріченського та Орлиновського лісництв. Саме на території Орлинівського лісництва було закладено екологічний профіль з 3 пробних площ у найбільш популярному місці для відпочиваючих – урочище «Бізюк» (квартал 59, виділ 15-17) (дод. В 16). Площа місця відпочинку в урочище становить 32,7 га, що на 28,2 % більше порівняно з даними за 2008 рік [694]. Тип лісу – свіжа дубово-грабова субучина. Вік природних насаджень – 60–80 років. ПП1 розташована в зоні нерегульованої рекреації, 5 відкритих галявин (3,7 га), 3 місця для розведення вогнищ. ПП2 розташована у зоні регульованої рекреації, 1 відкрита галявина (0,5 га), відсутність вогнищ. ПП3 розташована у зоні регульованої рекреації, контроль, галявин та вогнищ немає. Дослідження проводили 15–25 червня 2016 року.

2.5.2. Характеристика об'єктів дослідження, підібраних для аналізу адаптації рослин різних життєвих форм

Для дослідження адаптивної стратегії фанерофіта *Q. rubra* модельними було обрано ділянки в природних лісах та лісових культурах, паркових насадженнях різних природних зон України, зокрема Лісостепу, Полісся та в Українських Карпатах. У межах Полісся дослідження проводили на Боярській лісо-дослідній станції (БЛДС) (Київське Полісся). Площа лісів БЛДС складає 21,1 тис. га та розташована в околицях м. Боярка Києво-Святошинського району Київської області. Лісові культури за участі інтродукованих популяцій *Q. rubra* в її межах займають площу 2 275 га [695–697]. Згідно з лісорослинним районуванням територія дослідження належить до Полісся, межуючи зі лісостеповою зоною. Ґрунти дерново-слабопідзолисті глеюваті, за механічним складом глинисто-піщані, на флюсі огляціальних пісків, що підстилаються мореною [695]. Залежно від складу деревостану, було закладено екопрофіль з п'яти пробних площ у Плесецькому лісництві БЛДС (свіжий субір) та екопрофіль з трьох ПП у лісовому заказнику загальнодержавного значення «Дзвінківський» (судіброва) (дод. Г 1, Г 2).

У межах Лісостепу особливості адаптації аборигенних та інтродукованих популяцій роду *Quercus* L. за градієнтом антропогенної трансформації досліджували на території ДП «Кам'янський лісгосп» (Креселецьке лісництво, ботанічний заказник «Касьянове», 2017 рік) у південній частині Черкаської області. На відстані 13 км від території дослідження знаходиться Кам'янський машинобудівний завод. Дослідження проводили в місцях масового відпочинку. На момент проведення дослідження територія не мала статусу ботанічного заказнику місцевого значення. Насадження за участі *Q. rubra* займають 22, 5 га (1,1 % від загальної площі насаджень) (<https://kamyankalis.gov.ua/pro-nas/korotka-dovidka.html>). Тип лісу – свіжа грабова діброва (Д₂ГД). В ідентичних за лісівничо-таксаційними показниками середньовікових насадженнях *Q. rubra* було закладено екопрофіль з трьох ПП на різній відстані від туристичного пікнікового майданчика (організованої зони відпочинку) і основної лісової дороги: у зонах інтенсивного – ПП1, середнього – ПП2 та помірного – ПП3 рекреаційного навантаження (дод. Г 3).

Модельними ділянками в Українських Карпатах було обрано ділянки Закарпатської низовинної області в лісових культурах Свалявського лісового

господарства в околицях м. Свалява (Закарпатська область), де цілий рік також є постійний потік рекреантів та відпочиваючих. Залежно від різного складу деревостану, за градієнтом антропогенної трансформації було закладено екопрофіль з трьох ідентичних ПП у Свалявському (помірний вплив), Ганьковицькому (середній вплив) та у Полянському лісництвах (високий вплив) у свіжій буковій діброві (D₂-бкД) (дод. Г 4, Г 5). Даний тип лісу є доволі поширеним до 500 м н.р.м. ПП розташовані в басейні р. Латориця, яка бере початок на схилі Вододільного хребта Верецького перевалу на висоті 800 м н.р.м., впадає в р. Бодрог – правобережну притоку р. Тиси. Довжина р. Латориці в межах області 144 км (загальна довжина 191 км), площа водозбору 4900 км² (загальна площа водозбору 7860 км²). Ґрунти дерново-підзолисті на алювії низьких терас Притисенської низовини на середньосуглинистих терасах з ускладненою поверхнею, частими мікроформами рельєфу у вигляді невисоких горбів та понижень. Гумусово-елювіальний горизонт неглибокий, безструктурний і розпилений. Елювіальний горизонт чітко відокремлений, сильно вилугуваний, пористий. Ґрунти малогумусні, у верхньому шарі містять до 2,8 % перегною, кислотні та слабо забезпечені доступними для рослин формами азоту та фосфору [658, 668, 669]. За геоботанічним районуванням ПП екопрофілю розташовані в окрузі букових лісів, райони грабово-букових і букових Дубриницько-Свалявських лісів Закарпатської геоморфологічної низовинної області (дод. Г 5). Фітоценотичне ядро складають свіжі букові діброви, які представлені асоціацією маренкових дібров, а на затінених місцях вологі букові діброви з домінуванням у трав'яному покриві *Dentaria bulbifera* L.

Для порівняння особливостей адаптації інтродукованих популяцій видів роду *Quercus* L. та стан рослинного покриву за градієнтом антропогенної трансформації досліджували в об'єкті ПЗФ України, на території заповідного урочища «Боржава» Закарпатської низовинної області (див. п. 2.5.1.3 Покутсько-Буковинські Карпати та Прикарпаття). *Q. rubra* (самосів) на території ПП заповідного урочища є лише в невеликій кількості (дод. Г 6).

Для дослідження особливостей адаптації популяцій *Q. rubra* (вік А=60–70 pp.) за градієнтом антропогенної трансформації середовища мегаполісу модельними було

обрано ділянки в парках м. Києва (червень 2014 року). Залежно від різного складу деревостану, за градієнтом трансформації, було закладено екопрофіль з чотирьох ПП у парку «Дружба народів» (ПП1, помірний вплив), Солом'янського ландшафтного парку (ПП2, середній вплив), лісопаркової зони масиву «Виноградар» (ПП3, інтенсивний вплив) і парку культури та відпочинку «Перемога» (ПП4, інтенсивний вплив) (дод. Г 7, Г 8). Місто Київ розташоване на межі лісової та лісостепової зон на правому та лівому берегах р. Дніпро (50°28 пн.ш. та 30°29 сх.д.) Площа території мегополісу становить 835,6 км², з яких 43,6 тис. га становлять парки. Більш детальна характеристика об'єкту наведена у дод. Г 9 [658, 698, 699].

Для аналізу адаптивної стратегії модельного мезофанерофіта *Parthenocissus inserta* (А.Керн). Fritsch підібрано лісові біотопи у межах Правобережного Лісостепу (Полісько-Придніпровський край) Вінницької області та Центрального Лісостепу (Північно-Східно-Придніпровська височина) на території Черкаської області. ПП відрізняються між собою екологічними умовами, структурою ценозу та ступенем антропогенної трансформації. Всього біло закладено 9 пробних площ та проаналізовано 9 ценопопуляцій. ПП1-ПП2 закладені на території Вінницького лісництва, 32 квартал, 5 та 7 виділи, тип лісу – Д₂ГД (свіжа грабово-дубова діброва), ПП3 – зелена зона м. Вінниця (парк «Дружби народів»). ПП4-ПП5 закладені на території Дахнівського лісництва, 11 квартал, тип лісу – свіжий дубово-сосновий субір В₂ДС. ПП6 – Черкаський міський парк «Сосновий бір». Дослідження проводилися в червні–липні 2016 р.

Для аналізу було адаптацій інтродукованого хамефіта *Lamium purpureum* L. підібрано лісові біотопи у межах Правобережного Лісостепу (Полісько-Придніпровський край) на території Київської та Вінницької областей, які певною мірою відображають характер антропогенної трансформації лісів зелених зон міст. ПП були закладені на градієнті антропогенної трансформації, відрізняються між собою екологічними умовами, структурою ценозу та ступенем антропогенної трансформації. Всього закладено 6 пробних площ та проаналізовано 6 ценопопуляцій. Номер ПП відповідає номеру ценопопуляції. ПП1 (ценопопуляція I) та ПП2 (ценопопуляція II) закладені на території Вінницького лісництва, 62 квартал, 11 та 12

виділи, тип лісу – Д₂ГД (свіжа грабово-дубова діброва). ППЗ (ценопопуляція III) та ПП4 (ценопопуляція IV) закладені на території Уманського лісництва, 6 квартал, 2 виділ, тип лісу – Д₂ГД (свіжа грабово-дубова діброва). ПП5 (ценопопуляція V) та ПП6 (ценопопуляція VI) – на території Фастівського лісництва, 23 квартал, 11 виділ, тип лісу – С₂ГДС (свіжий грабово-дубово-сосновий сугруд). Дослідження проводилися в червні 2017 року.

Для оцінки адаптації раритетного гемікриптофіта *Shoenus ferrugineus* L. спочатку було проведено аналіз фондів документів та гербарію, на основі яких було підібрано біотоми на території Волинського та Малого Полісся, відображають характер антропогенної трансформації карбонатних евтрофних боліт за участі *S. ferrugineus*. ПП були закладені на градієнті антропогенної трансформації вздовж меліорованих каналів та річок, осушених боліт та об'єктів природо-заповідного фонду. ПП знаходились в межах болотних екосистем: Дермань-Острозького НПП, в околицях с. Мости (ПП1); с. Дермань II, заплави витоків р. Устя, осушувально-зволожувальна система «Суйми» (ПП2); ботанічного заказника загальнодержавного значення «Бушанський» (ПП3); ботанічного заказника місцевого значення «Кемпа» (ПП4); гідрологічного заказника «Урочище М'ятин» (ПП5); околиць смт Олесько (ПП6) та с. Зарваниця (ПП7) (дод Г. 10). Вони відрізняються між собою екологічними умовами, структурою ценозу та ступенем антропогенної трансформації. Дослідження проводилися в червні 2012 року.

2.5.3. Характеристика об'єктів, підібраних для аналізу консортивних зв'язків продуцентів, консументів та редуцентів

Характеристика об'єктів, підібраних для аналізу консортивних зв'язків продуцентів та редуцентів (на прикладі ксилотрофних грибів). За обліковими, фондovими документами та шляхом рекогносцирувальних обстежень відібрано модельні, характерні об'єкти в антропогенно порушених, природних, напівприродних та заповідних лісах Полісся України, Правобережного Лісостепу та на прикладі зелених зон міст Києва, Білої Церкви та Умані. А саме: в природних лісів Київської області (Димерське ЛГ, Фастівське ЛГ, БЛДС) з урахуванням різних умов місцезростань, лісових культурах Київської області (ДДП «Олександрія» НАНУ),

м. Києва за градієнтом рекреагенної трансформації (парки «Перемога», «Дружби народів», «Урочище Совки», ім. Максима Рильського, «Нивки», «Сирець», Солом'янський ландшафтний лісопарк). У Правобережному Лісостепу досліджували рекреаційний вплив на ліси свіжої кленової діброви – (D_2 -клД) в ур. «Білогрудівська Дача» (зелена зона м. Умань; 45–90-річні деревостани *Q. robur*), у культурфітоценозах Національного ДП «Софіївка» НАНУ (ур. «Дубинка» та «Горішник»), а також вплив комплексу антропогенних чинників на зелену зону м. Біла Церква (D_2 -гД): об'єкт ПЗФ (ур. «Голендерня» ДДП «Олександрія»; *Q. robur* 213 р.), захисні і рекреаційно-оздоровчі ліси ур. «Товста» (*Q. robur* 70–110 р.) і «Кошик» (*Q. robur* 80–170 р.). У якості модельних ділянок екологічних профілів підбирали лісові культури та природні ліси з листяними (твердолистяні, м'яколистяні) та хвойними породами.

Для аналізу віталітетної, фітосанітарної, вікової структури деревостанів та видової, систематичної, трофічної структури ксилемікокомплексу І екопрофіль закладено на найбільш трансформованих ділянках лісу на території Київського Полісся (ПП1) та Київської височинної області (ПП2). ПП1 знаходиться на території Катюжанського лісництва у Димерському ЛГ (м. Димер Вишгородського району). Тип лісу – грабово-соснова судіброва на темно-сірих опідзолених ґрунтах та чорноземах опідзолених. ПП2 – на території Фастівського лісництва у Фастівському ЛГ (м. Фастів Фастівського району), тип лісу – свіжа грабова судіброва, ґрунти дерново-середньопідзолисті супіщані (дод. Д 1). Обидві ПП екопрофілю відносяться до північної атлантико-континентальної кліматичної області, категорія лісів – захисні, рекреаційно-оздоровчі ліси. Дані відносно дослідження мікобіоти на екопрофілі для цих типів лісу відсутні.

Для проведення дослідження у якості модельної трансформованої території приграничних природних зон було обрано територію БЛДС у м. Боярка Києво-Святошинського району, яка згідно з фізико-географічним районуванням України знаходиться на межі Київського Полісся та Київської височинної області. Територія лісів БЛДС складає 21,1 тис. га. Клімат характеризується високою кількістю опадів та відносно високими середньорічними температурами. Ґрунти дерново-слабопідзолисті глеюваті, за механічним складом глинисто-піщані, на флюві

огляціальних пісків, що підстилаються мореною [695]. Дані відносно дослідження мікобіоти на території БЛДС для цього типу лісу відсутні. В останні роки ліси БЛДС зазнають інтенсивної антропогенної трансформації, яка проявляється в порушенні структурно-функціональної організації лісової екосистеми. З урахуванням даних облікових і фондових документів з характеристики лісів БЛДС та шляхом рекогносцирувальних обстежень у другій декаді вересня 2013 року нами було обрано найбільш трансформовану ділянку лісу БЛДС в межах 43 кварталу (17 виділ), яка межує з м. Боярка та має найвищий ступінь рекреаційної дигресії. Тип лісу – свіжий дубово-грабово-сосновий сугрудок (С₂–ГДС). Породний склад головного намету деревостану – 7С3Д_з, деревостан двоярусний. *P. sylvestris* у першому ярусі домінує за кількістю особин, значно вищий за *Q. robur*. Другий ярус сформований *C. betulus* та *T. cordata*, поодинокими куртинами поширений *A. platanoides*, породний склад 7Г₃ЗЛп_д+Кл_г, од. Кл_п. Підріст головних лісоутворювальних порід краще розвинений на розріджених, менш деградованих ділянках. Доволі поширені і добре розвинені на дослідженій території значні куртини підліску *S. nigra*, *P. avium*, *C. sanguine* (дод. Д 2).

Аналіз консортивних зв'язків ксиломікобіоти та дерев проводили також у ДДП НАН України «Олександрія», який є одним з найвизначніших та найбільших (290 га) дендрологічних парків на території України [700]. Дендропарк розташований у північно-східній частині Правобережного Лісостепу, в околицях м. Біла Церква Київської області (висота 80–106 м над рівнем моря). Слід відмітити, що тільки в останні роки саме через введення інтродуцентів та створення декоративних ландшафтних композицій в межах вікової діброви, ландшафтний парк зазнає інтенсивної антропогенної трансформації, яка проявляється в порушенні структурно-функціональної організації, що в свою чергу суттєво впливає на консортивну систему *Q. robur* та ксилотрофних грибів. Рекогносцирувальним дослідженням у вересні 2013 р. нами встановлено, що найбільш потужного антропогенного впливу зазнали штучно створені дубові насадження, розташовані в межах 12 кварталу парку. Вони представлені невеликими розірваними біогрупами *Q. robur* віком 220–240 років (всього 2100 особин) на загальній площі 44,6 га [701]. На території парку було

закладено ЗПП (дод. Д 3). На території Національного ДП «Софіївка» НАН України дослідження консортивних зв'язків *Quercus*-ксиломікокомплекс та *Corylus*-ксиломікокомплекс проводили на історичних ділянках парку «Дубинка» (12 квартал) (ПП1) та ділянці «Фундук» (28 квартал) (ПП2) (дод. Д 4). Територія парку заходиться у Середньо-Дніпровсько-Бузькому окрузі Лісостепової Правобережної провінції України. Ґрунт обох ПП – чорнозем опідзолений важкосуглинковий на лесі. Деревостан на ПП1 ділянки «Дубинка» має III бонітет, що зумовлено невідповідністю лісорослинних умов для *Q. robur* [702].

Дослідження трансформованих дубових лісів здійснено на прикладі лісових масивів ур. «Товста» та «Голендерня» зеленої зони м. Біла Церква, де найпоширенішими є мішані твердолистяні, середньовікові, переважно складні за будовою і різноманітні за формою насадження, що зростають на опідзолених чорноземах і легко- та середньо-суглинистих сірих і темно-сірих лісових ґрунтах. Ур. «Товста» (2057 га) розташоване на півночі міста, ліворуч шосе та залізниці напряму Б. Церква – Фастів. Основними лісоутворювальними породами ур. є *Q. robur*, *A. platanoides*, *B. pendula* та *U. foliacea*. У північно-східній частині масиву росте продуктивне насадження із інтродукованого виду – *Phellodendron amurense* Rupr. Дві ПП закладали у смузі відведення залізниці в характерних рекреаційно-оздоровчих і захисних дубових деревостанах, що відрізняються за положенням відносно транспортних шляхів і населених пунктів, а також за санітарним станом, структурою та іншими лісівничо-таксаційними показниками. Усі деревостани – середньовікові, переважно мішані, 1-2-ярусні з розвинутим підростом і підліском.

Ур. «Голендерня» (103,7 га) розташовано у північно-східній частині Правобережного Лісостепу, на першій надзаплавній терасі правого берега р. Рось, на околиці м. Біла Церква. Тип лісу – свіжа грабова діброва на сірих лісових супіщаних ґрунтах. ППЗ – це екопрофіль (трансекта) довжиною 816 м, закладений за градієнтом інтенсивності рекреаційного навантаження у найпоширенішому (29,2 га; 1/3 урочища) і найхарактернішому деревостані *Q. robur* (виділ 5) лісового масиву від його узлісся, що межує з приватною забудовою міста, до р. Рось. Екопрофіль перетинає три типи садово-паркового ландшафту – парковий, лісовий та лучний, виділені і

описані Ю.О. Клименком [672]. Лісовий тип зберігся лише у центрі, ядрі лісового масиву (GPS- координати: 49.80268158390604, 30.067884922027588). Таксаційна характеристика деревостану екопрофілю трьох ПП наведена у дод. Д 5.

На території мегаполісу Києва відібрано модельні, характерні лісові культури за градієнтом рекреагенної трансформації від 1 (найменший рівень) до 7 балів (парк «Сирецький гай», ПП1; Солом'янський ландшафтний лісопарк, ПП2; парк «Перемога», ПП3; парк «Дружби народів», ПП4; парк ім. Максима Рильського, ПП5; лісопарк «Урочище Совки», ПП6; парк «Нивки», ПП7) (дод. Д 6). Детальна характеристика досліджених парків та лісопарків на території м. Києва представлена у дод. Д 7.

Наслідки впливу рекреації на консортивні зв'язки ксилотрофних грибів та основних лісотвірних порід досліджували також на прикладі дібровних лісів зеленої зони м. Умані. Місто обласного значення Умань, що на Черкащині, має площу 4787 га і розташоване на Придніпровській височині, де зливаються річки Кам'янка і Уманка, що відносяться до басейну Південного Бугу. Згідно з даними лісовпорядкування (2004 р.) (матеріали Навчально-наукової станції Уманського Національного Університету Садівництва), рельєф Уманського району рівнинний, місцями розчленований долинами і ярами, є виходи на денну поверхню кристалічних порід. Лісорослинні умови сприятливі. Серед лісової рослинності переважають середньовікові мішані дубові та ясеневі насадження I класу бонітету, що зростають в найпоширенішому типі лісу – свіжій грабовій діброві. До складу деревостанів входять також *C. betulus*, *A. platanoides*, *A. campestre*, *P. nigra*, *P. alba*, *T. cordata*, *P. sylvestris* та інші види. Чагарникові фітоценози й яруси лісів формують: *C. avellana*, *E. angustifolia*, *E. verrucosa*, *C. mas*, *V. opulus*, *H. rhamnoides*, *B. vulgaris*, *C. oxyacantha*.

Серед лісових масивів лісопаркової, приміської частини зеленої зони міста, що збереглися після фрагментації лісового покриву внаслідок активної господарської діяльності у минулому, характерним щодо рекреаційної дигресії є Білогрудівський ліс. У свій час він з'єднувався з так званим Грековим лісом, який пізніше був вирубаний, лише невелике його урочище Дубинка збереглося у складі дендропарку «Софіївка» [703]. Сучасне приміське урочище «Білогрудівська Дача» (462,4 га)

розташоване за автошляхом Київ–Одеса, північно-східніше від Умані, між с. Піковець та с. Дмитрушки. Більш ґрунтовна характеристика наведена у дод. Д 8.

Оцінку консортивних зв'язків афілофороїдних грибів з *Q. robur* здійснено також в межах Національного ДП «Софіївка» НАНУ, який є об'єктом ПЗФ України м. Умані. Основою Національного дендропарку «Софіївка» є лісові культури аборигенних рослин. В цьому контексті цікавою історичною ділянкою є паркове насадження «Дубинка». У роботі Косенко І.С. [704] зазначено, що центральну частину діброви займає група вікових дерев *Q. robur*. Насадження «Дубинка» у своїй структурі містить також дерева інших порід, частка яких становить 8,1 % [705]. На цей час масив «Дубинка» нараховує 904 дерева, з яких 789 дерев *Q. robur* у генеративному стані віком близько 200 років, та 40 дерев у віргінільному. Ділянка «Дубинка» розташована у 12 та 16 кварталах парку. Дослідження проводили у 12 кварталі, в якому розміщено 90 % насаджень ділянки «Дубинка» 17–22 червня 2015 року (дод. Д 9, ПП1). За складом і умовами росту лісова ділянка близька до природних сухих дібров (Д₂), характерним для Лісостепу України. Продуктивність дубових деревостанів невисока, що прямо залежить від невідповідних для дуба лісорослинних умов цієї ділянки. Панівним є III бонітет, але з віком дубів бонітет погіршується [702]. ПП2 закладена в насадженнях ліщини деревовидної віком 60–80 років (*Corylus colurna* L.) (дод. Д 9, ПП2). Насадження горішника ведмежого розташоване в 7 кварталі дендрологічного парку «Софіївка» та займає площу 3, 15 га. Окрім *C. colurna* росте клен польовий, ясень звичайний та подекуди липа серцелиста. Підлісок розвинений слабо і представлений в основному *S. nigra*.

Консортивні зв'язки афілофороїдних грибів та *Q. robur* досліджували також у місцях промислового добування граніту та рекреаційної діяльності. ВАТ «Білоцерківський кар'єр» добуває граніт з 1961 р. та розташоване на правому березі р. Рось, всередині лісового масиву ур. «Кошик», де виходить на поверхню гранітний щит. Урочище має площу 199 га, лісові землі – 150, а вкрита лісом площа налічує 132,5 га (88,3 %). Переважають (49,1 % території) деревостани *Q. robur* (40,1), значно менше *P. sylvestris* (4,5), *R. pseudoacacia* (2,0) та *F. pennsylvanica* (1,8). За середньозваженою оцінкою, в урочищі зростають дубняки віком 109 років, висотою

21,7 м, діаметром 33,1 см, вони мають клас бонітету П,3 та відносний запас сухостою – 6,8 м³/га. Для аналізу впливу кар'єру (глибина 80 м, площа 18,1 га), рекреації на лісовий масив урочища та консортивні зв'язки афілофороїдних грибів з *Q. robur* було обрано сім таксаційно різних деревостанів *Q. robur*, що зростають на горбистому мезорельєфі у найпоширенішому типі лісу (D₂-гД, свіжа грабова діброва) урочища на різній віддалі (25–195 м) від кар'єра у зонах інтенсивного та середнього його впливу (дод. Д 10). Ґрунт – сірий лісовий супіщаний, на глибині 1–4 м підстелений гранітним щитом. Контролем слугував типологічно ідентичний деревостан в центрі урочища «Голендерня» ДДП «Олександрія» НАНУ (3,9 км від кар'єра), який зазнає рекреаційного навантаження.

Консорції деревних рослин та ксилотрофних грибів досліджували на модельних територіях найбільших за площею осередків природних та напівприродних лісів у м. Києві, що належать до об'єктів ПЗФ України (дод. Д 11, Д 12). ПП1 розташована в урочище «Голосіївський ліс» НПП «Голосіївський» у природній грабовій діброві (груд) на сірих лісових суглинках у Лісостеповій підпровінції дубових лісів [706]. Загалом дендрофлора урочища нараховує понад 250 видів дерев і кущів. ПП2 розташована в ур. «Теремки» НПП «Голосіївський», яке на відміну від ПП1, знаходиться на окраїні м. Києва, у природній грабовій діброві на світло-сірих лісових ґрунтах у Лісостеповою підпровінцією дубових лісів. ПП3 знаходиться у тій самій геоботанічній підпровінції, що й ПП1 та ПП2, на території ур. «Лиса гора», рослинність якого представлена комплексом грабово-дубових лісів на сірих та світло-сірих лісових ґрунтах, що сформувалися на схилах лесових горбів і займають більшу частину площі урочища [707, 708]. Рослинність є вторинною, що нині представлено грабовою дібровою, що утворилася на місці дібров внаслідок масових вирубок. ПП4 знаходиться у заказнику «Біла діброва» на лівому березі р. Дніпра, відноситься до Остерського геоботанічного округу лівобережного Полісся на дерново-слабопідзолистих ґрунтах, які утворилися на давньоалювіальних та моренних відкладах [686]. Ця територія має ряд невисоких піщаних горбів, що є рештками розмитої Дніпром та Десною борової тераси, вкритої бором і суббором. Детальна лісівничо-таксаційна характеристика ПП представлена в дод. Д 13.

Характеристика об'єктів, підібраних для аналізу консортивних зв'язків продуцентів та консументів (на прикладі птахів). Оцінку зв'язків та індексів різноманіття між угрупованнями птахів та структурою лісового фітоценозу, аналіз консортивних зв'язків птахів та дерев в залежності від інтенсивності антропогенного впливу здійснено на прикладі природних та напівприродних лісів м. Києва (рекреаційно-оздоровчі та природоохоронні ліси), зеленої зони м. Вінниця (рекреаційно-оздоровчі ліси) та ботанічних садів обох міст.

Модельними територіями найбільших за площею осередків природних та напівприродних лісів мегаполісу м. Києва, що належать до об'єктів ПЗФ України було обрано: ур. «Голосіївський ліс» (природне походження рослинності) та ур. «Теремки» (природне походження рослинності) НПП «Голосіївський», ур. «Лиса гора» (напівприродне, вторинне походження рослинності) Історико-культурної пам'ятки-музею «Київська фортеця» та парк «Нивки» пам'ятки садово-паркового мистецтва загальнодержавного значення (напівприродне, вторинне походження рослинності) (дод. Е 1). На усіх модельних територіях для відпочинку людей прокладені доріжки, облаштовані дитячі та спортивні майданчики, наявні декілька споруд. В ур. «Теремки» знаходиться база наукових досліджень Інституту Зоології ім. І.І.Шмальгаузена НАНУ, в ур. «Голосіївський ліс» - лікарня НАН України, на околиці парку «Нивки» - станція електропоїздів приміського сполучення, ур. «Лиса гора» - складна система бастіонів часів другої світової війни. В ідентичних за характеристикою деревостанів було закладено екопрофіль з чотирьох ПП з різною інтенсивністю антропогенного впливу: ПП1 – слабкий вплив (ур. «Теремки»), ПП2 – помірний вплив (ур. «Голосіївський ліс»), ПП3 – середній вплив (ур. «Лиса гора»), ПП4 – інтенсивний вплив (парк «Нивки»). Деревостани на ПП екопрофілю є двохярусними, однакового вікового класу (60–80 років). На всіх ПП перший ярус сформований *Q. robur* та *C. betulus*, другий – *T. cordata*, *A. platanoides*, *A. campestre*. Куртини підліску представлені *E. europaeus*, *E. verrucosa* та *S. nigra*. Зімкнутість деревного намету знижується з 0,8 на ПП1 до 0,4 ПП4 за рахунок зменшення частки дерев *Q. robur* та *C. betulus* (дод. Е 2). Запас деревини також зменшується з

посиленням рекреаційного впливу: 139,1–98,6 м³/га (*Q. robur*), 81,2–57,1 м³/га (*A. campestre*), 66,4–28,7 м³/га (*C. betulus*), 63,5–46,2 м³/га (*T. cordata*).

Дослідження здійснювали також у зеленій зоні м. Вінниця, на території Вінницького лісництва, в одному з найпоширеніших типів лісу – свіжа грабова діброва (Д₂–ГД), що сформувався на темно-сірих опідзолених ґрунтах та чорноземах опідзолених. Біля організованих місць відпочинку навколо озера Стоцького та міського лісопарку в ідентичних за характеристикою деревостанах було закладено екологічний профіль з чотирьох ПП з різною інтенсивністю рекреаційного впливу: ПП1 – інтенсивний вплив; ПП2 – середній вплив; ПП3 – помірний вплив; ПП4 – слабкий вплив (дод. Е 3). Деревостани на ПП екологічного профілю є двохярусними, однакового вікового класу (50–70 років). На всіх ПП перший ярус сформований *Q. robur* та *C. betulus*, другий – *A. platanoides* та *T. cordata* (дод. Е 4). Поширені і добре розвинені значні куртини підліску *A. tataricum*, *C. avellana*, *E. verrucosa*, *S. nigra*, *Thelycrania sanguinea* L., *A. campestre*, *P. communis*, *M. sylvestris* лише на ПП3 та ПП4.

На модельних територіях паркових частин БС обох міст дослідження здійснювали протягом 2016–2018 років. Два БС розташовані в м. Київ – БС НУБіП України та БС імені акад. О.В. Фоміна КНУ ім. Т. Шевченка та один в м. Вінниця – БС «Поділля» (Вінницький державний аграрний університет) (дод. Е 5–Е 7). БС НУБіП України, розташований в південній частині м. Київ. Площа БС становить 53 га. Основна частина дендрарію розташована на 9,5 га. БС ім. акад. О.В. Фоміна розташований в центрі міста (площа 22,5 га). БС «Поділля» – парк-пам'ятка садово-паркового мистецтва загальнодержавного значення у м. Вінниця. БС знаходиться у південно-західній частині міста на північному і південному схилах р. Вишні. Загальна площа БС «Поділля» становить близько 70 га. [709]. Координати розташування ПП на території БС: ПП1 – 50°26'35.0"N 30°30'19.1"E, ПП2 – 49°12'46.4"N 28°24'46.3"E, ПП3 – 50°22'55.5"N 30°30'06.9"E.

РОЗДІЛ 3. ДІАГНОСТИКА СТАНУ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ РІЗНОГО ПОХОДЖЕННЯ, ТИПІВ ТА ЦІЛЬОВОГО ПРИЗНАЧЕННЯ ЗА УМОВ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ

3.1. Діагностика рекреагенної трансформації лісових екосистем різних природних зон України

В Україні рекреаційна діяльність є одним з головних, важко регульованих антропогенних чинників, який призводить не тільки до суттєвої трансформації, а іноді до деградації лісових екосистем, особливо в зелених зонах міст і населених пунктів, в місцях відпочинку. Загальновідомо, що внаслідок рекреації за поширенням переважає механічний вплив людини на лісові екосистеми, який проявляється у вигляді витоптування підстилки, ущільнення поверхневого шару ґрунту, механічного пошкодження рослин деревостану та трав'яного ярусу [186, 242–244, 748, 749]. Значно руйнівними, ніж механічний вплив є лісові пожежі, більшість з яких виникають з вини рекреантів особливо в сухих гігротопах та в періоди посух [10, 18, 217, 218, 237]. Наслідками рекреаційного впливу є погіршення санітарного стану деревостанів, їх зрідження, зміни зімкненості підросту й підліску, розмежування стежками нижніх ярусів фітоценозу, трансформація та деградація трав'яного ярусу тощо. Це у сукупності призводить до змін екологічних режимів у лісовій екосистемі, які в свою чергу доволі часто обумовлюють структурно-функціональні зміни рослинних угруповань. Внаслідок розмежовування стежками та іншими витоптаними ділянками нижніх ярусів відбувається фрагментація фітоценозів, зміна їх видового складу і будови. Зважаючи на значний перелік різноякісних змін різних структурних компонентів екосистеми та неоднакову їх загрозу для неї, інтегральну оцінку негативних наслідків впливу рекреаційної діяльності на ліси необхідно здійснювати на синекологічному рівні з урахуванням усіх значимих системотвірних чинників, а також явища (властивості) емерджентності [710]. Останнє орієнтує на вибір для дослідження певного ієрархічного рівня (рівнів) організації екосистеми та аналіз кількісних і якісних змін, перш за все, найбільш значимих для неї компонентів [2].

Аналіз впливу рекреагенного чинника на лісові екосистеми різних природних зон України лісів природоохоронного, наукового, та історико-культурного призначення лісу показав, що найбільші інтенсивність і масштаб цього впливу характерні для Гірського Криму, що є наслідком привабливості місць відпочинку, близькістю акваторії моря, розвинутою інфраструктурою для відпочинку (рис. 3.1). Натомість, для Покутсько-Буковинських Карпат та Прикарпаття рекреаційна діяльність є більш організованою, що обумовлено добре розвинутою інфраструктурою для відпочивальників в останні роки, тому за масштабом дії досліджуваного чинника цей регіон має лише 2,5 бали. Для території Закарпаття та Центрального та Правобережного Лісостепу інтенсивність дії чинника є приблизно однаковою. Найменші інтенсивність і масштаб впливу рекреагенного чинника серед проаналізованих природних регіонів характерні для Західного Полісся. За узагальненим індексом впливу чинника максимальний бал має Гірський Крим, далі, за зменшенням значення цього показника досліджувані природні регіони можна розмістити у такий ряд– Центральний та Правобережний Лісостеп, Закарпаття, Покутсько-Буковинські Карпати, Прикарпаття та Західне Полісся. Зупинимося на синекологічній діагностиці наслідків впливу рекреагенного чинника на модельні об'єкти найбільш трансформованих регіонів більш детально.

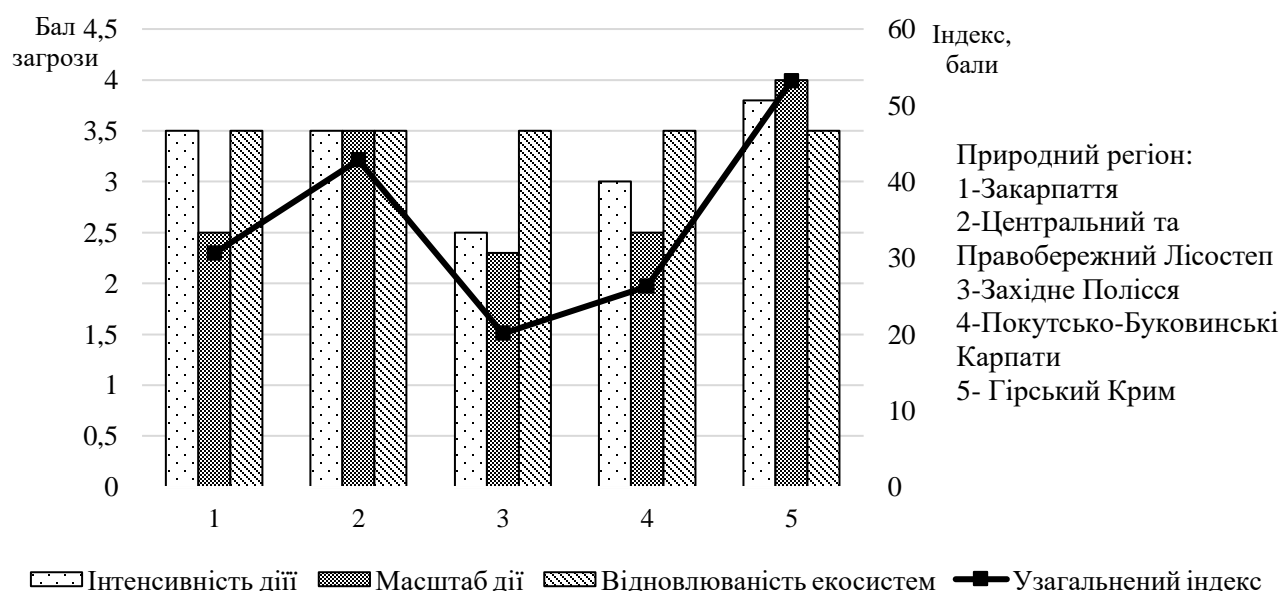


Рис. 3.1 Оцінка впливу рекреагенного чинника як екологічної загрози для лісів різних природних регіонів

3.1.1. Ліси природоохоронного, наукового та історико-культурного призначення

Ліси природоохоронного, наукового та історико-культурного призначення є найціннішими в екологічному, економічному, науковому, естетичному та рекреаційному значенні. Роль особливо цінних для збереження лісів продовжує постійно зростати в сучасних умовах масштабів та інтенсивності антропогенного впливу, насамперед через те, що вони є осередками збереження біорізноманіття. Застосування екосистемного підходу при дослідженні зазначених категорій лісів дасть можливість охарактеризувати трансформацію їхньої структури під впливом екологічних чинників. Це в свою чергу дасть змогу удосконалити методи діагностики антропогенних змін структурно-функціональної будови лісової екосистеми. Важливим є коректний, належний підбір біоіндикаторів трансформації даних лісів. Дослідження проводили на модельних територіях природоохоронної категорії лісів Центрального та Правобережного Лісостепу, Закарпатської низовинної області та Гірського Криму (дод. У).

3.1.1.1 Дністрово-Дніпровська лісостепова фізико-географічна провінція

Сприятлива для життя і тому доволі щільно заселена людьми Лісостепова зона, а зокрема її центральна частина – Дністрово-Дніпровська лісостепова ФГП виділяється значною рекреаційною трансформацією лісів природоохоронного, наукового та історико-культурного призначення [2, дод. У]. Серед цих лісів особливої уваги заслуговує НПП «Холодний Яр» (підрозділ 2.5.1). Вплив рекреаційної діяльності на НПП досліджували на прикладі «Скверу учасників партизанського руху» (екoproфіль з трьох ПП: у зонах інтенсивного – ПП1, середнього – ПП2 та помірного – ПП3 рекреаційного впливу; розділ 2.5.1.1,). Деревостани на ПП екологічного профілю мають такий породний склад: на ПП1 = 6ДЗЯс1Г+Кл; на ПП2 = 3Д6Яс1Г+Кл; на ПП3 = 3Д6Яс1Г+Кл (дод В 5). Встановлено, що у першому ярусі деревостанів зростають *Q. robur* з домішкою *F. excelsior*. Хоча *Q. robur* домінує за кількістю дерев, проте *F. excelsior* значно вищий та іноді пригнічує особини *Q. robur*. Подекуди трапляються *U. glabra*, *B. pendula*, *P. tremula*. Другий ярус сформований *C. betulus*, *F. excelsior*, *Q. robur*. Куртинами

поширені *A. platanoides* і *A. campestre*, *T. cordata*, *P. communis*, *M. sylvestris* (4Г4Я2Д+Клг, од. Клп, Гр, Яб). Проте, на рекреаційно навантажених ділянках співвідношення порід дещо змінюється до 5Г4Я1Д+Кл, од. В3 і навіть до 5Г5Яс+Кл. Підріст головних лісоутворювальних порід краще розвинений у зріджених і менш деградованих деревостанах, проте доволі поширені і розвинені значні куртини підліску *C. avellana*, *Euonymus verrucosa* Scop., *S. nigra*; подекуди трапляються *A. tataricum*, певною мірою гальмують його розвиток *Crataegus ucrainica* Pojark., *Sorbus aucuparia* L. та *R. canina*. В міру зростання впливу з помірного (в) до інтенсивного (а) рівня зімкненість намету знижується з 0,88 до 0,80 за рахунок зменшення частки і розміру дерев *F. excelsior*. За графіками залежності висоти від діаметра дерев (рис. 3.2) видно, що рекреаційний вплив пригнічує динаміку приросту дерев *Q. robur* у висоту: 1) чим більша інтенсивність рекреації, тим менше зростання висоти дерев (в) $H_d=65\text{см}-H_d=30\text{см}=34-26=8$ (м); (б) $H_d=65\text{см}-H_d=30\text{см}=33-26=7$ (м); (а) $H_d=65\text{см}-H_d=30\text{см}=31-25=6$ (м)); 2) зменшується (порушується) залежність висоти дерева від його діаметра ($R^2_{\text{пп3}}=0,97$; $R^2_{\text{пп2}}=0,84$; $R^2_{\text{пп1}}=0,74$), особливо у великих дерев. У *C. betulus* (рис. 3.3) подібні зміни спостерігаються щодо пригнічення росту у висоту: 1) (в) $H_d=40\text{см}-H_d=20\text{см}=25-17=8$ (м); (б) $H_d=40\text{см}-H_d=20\text{см}=24-17=7$ (м); (а) $H_d=40\text{см}-H_d=20\text{см}=23-17=6$ (м)); Проте залежність висоти дерева від його діаметра не зменшується: ($R^2_{\text{пп3}}=0,86$; $R^2_{\text{пп2}}=0,85$; $R^2_{\text{пп1}}=0,90$). У *F. excelsior* (рис. 3.4) зазначених порушень таксаційних показників приросту дерев не виявлено: 1) (в) $H_d=65\text{см}-H_d=30\text{см}=35-27=8$ (м); (б) $H_d=65\text{см}-H_d=30\text{см}=35-27=8$ (м); (а) $H_d=65\text{см}-H_d=30\text{см}=35-27=8$ (м)); проте залежність висоти дерева від його діаметра не зменшується: ($R^2_{\text{пп3}}=0,81$; $R^2_{\text{пп2}}=0,82$; $R^2_{\text{пп1}}=0,81$). Ступінь рекреаційного впливу на мішані дубові деревостани залежить від частоти влаштування і розмірів місць відпочинку, густоти мережі доріг та стежок. Зокрема про це свідчать показники механічного пошкодження дерев (рис. 3.5). У зоні інтенсивного рекреаційного впливу пошкоджено 82,8 % дерев, сумарна площа механічних пошкоджень дерев – 3489 см². У зоні середнього впливу частка пошкоджених дерев майже в 2,5 рази, а загальна площа пошкоджень – втричі менша. На найвіддаленішій ділянці, що зазнає помірного впливу, пошкоджених

дерев і ран в 10 разів менше. В зонах інтенсивного і середнього рекреаційного навантаження змінюються едафічні умови, внаслідок чого погіршуються: середні висота, діаметр стовбурів і густота підросту. Санітарний стан деревостанів також погіршується з наближенням до пікнікових майданчиків і лісових доріг від ослабленого ($I_c=1,7$ на ПП3) до дуже ослабленого ($I_c=2,9$ на ПП1 (табл. 3.1).

У зоні інтенсивного впливу здорових дерев лише 23 %, решта – різною мірою ослаблені, у т.ч. 8,5 % – сильно ослаблені. Тоді як, у зонах помірної і середнього впливу частка дерев I категорії стану складає більше третини. Показник СКК (2,3–2,5) свідчить, що в міру віддалення від об'єктів рекреації участь содомінантів у категорії «здорові дерева» зростає з 30 до 50 %. Хоча загальна кількість ослаблених дерев зменшується з 2/3 до 1/3, проте зростає в 10 разів (з 3 до 31%) кількість середньо ослаблених особин III КК. І якщо в зоні помірної рекреаційного впливу немає дерев, які відмирили б, то за середнього впливу їх 4,8 %, а в умовах сильного – 8,5 %. Причому це не тільки дерева IV КК, половину з них за сильного навантаження складають особини III класу (СКК=3,5) (табл. 3.1). У зоні інтенсивного рекреаційного використання НПП сформувались густа мережа стежок (22 % площі), доріг з розмивами і наносами (78 % площі) (дод Ж 1; ПП1). У зоні помірної впливу ґрунт на 76 % площі неушкоджений, трапляються поодинокі проходи і незначні стежки.

Таблиця 3.1

Санітарний стан дубових деревостанів екологічного профілю у «Сквері учасників партизанського руху» НПП «Холодний Яр»

ПП	Розподіл дерев за категоріями стану*								I _c
	I		II		III		IV		
	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	
1	2,3	23,0	2,2	37,1	3,0	31,4	3,5	8,5	2,9
2	2,4	37,2	3,3	41,8	3,0	16,2	4,0	4,8	1,8
3	2,5	34,2	3,1	62,8	3,0	3,0	-	-	1,7

* Примітка: дерев V і VI категорій стану не виявлено

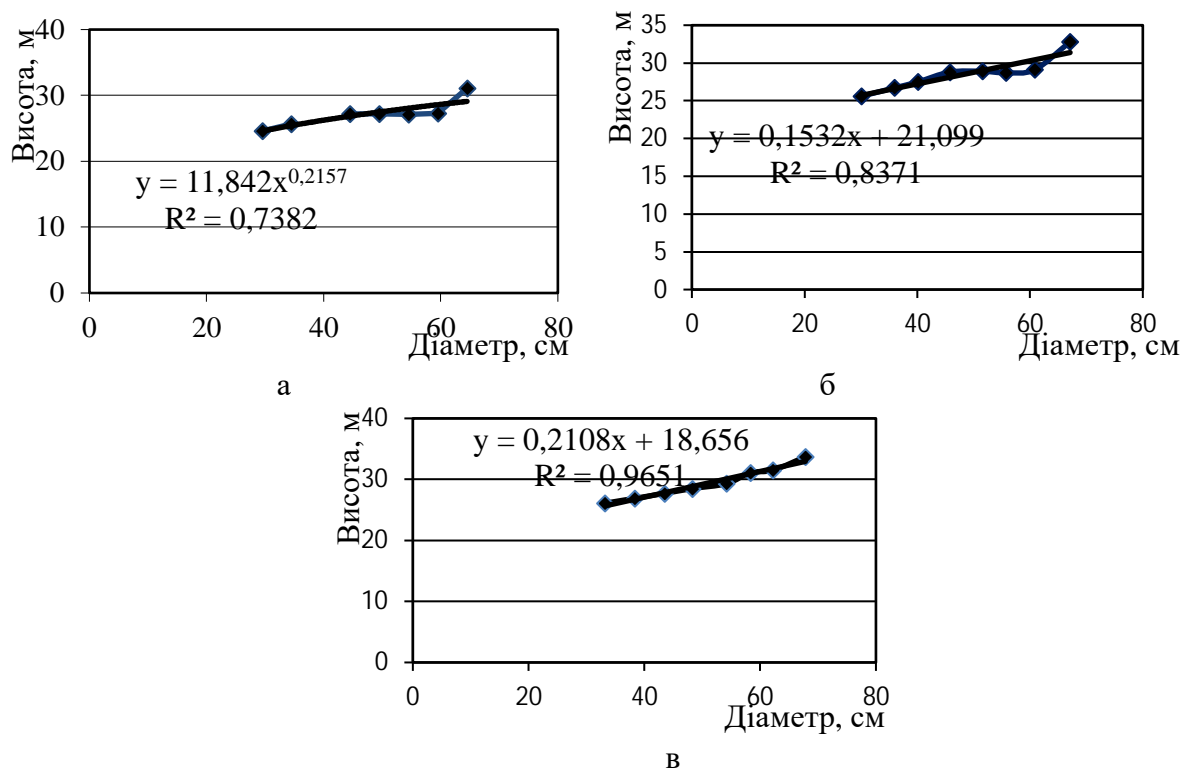


Рис. 3.2 Залежність висоти від діаметра *Q. robur* у зонах інтенсивного (а), середнього (б), помірного (в) рекреаційного впливу в «Сквері учасників партизанського руху» НПП «Холодний Яр»

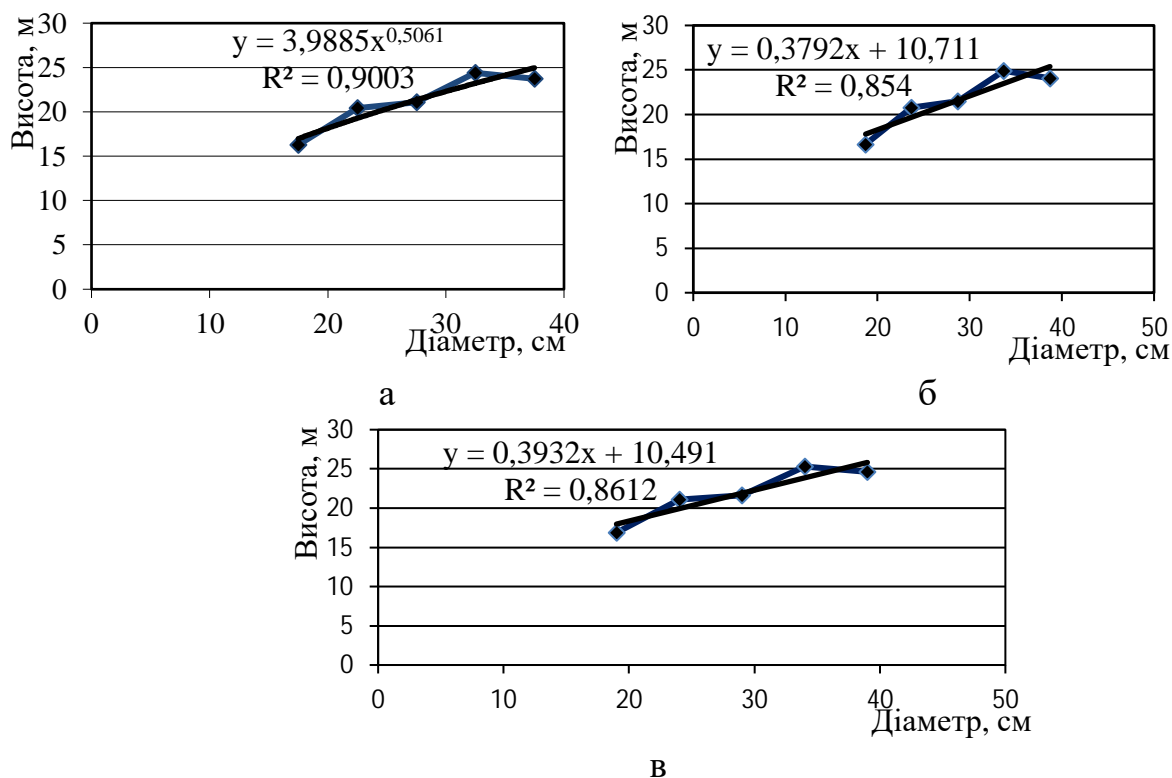


Рис. 3.3. Залежність висоти від діаметра дерев *C. betulus* у зонах інтенсивного (а), середнього (б), помірного (в) рекреаційного впливу в «Сквері учасників партизанського руху» НПП «Холодний Яр»

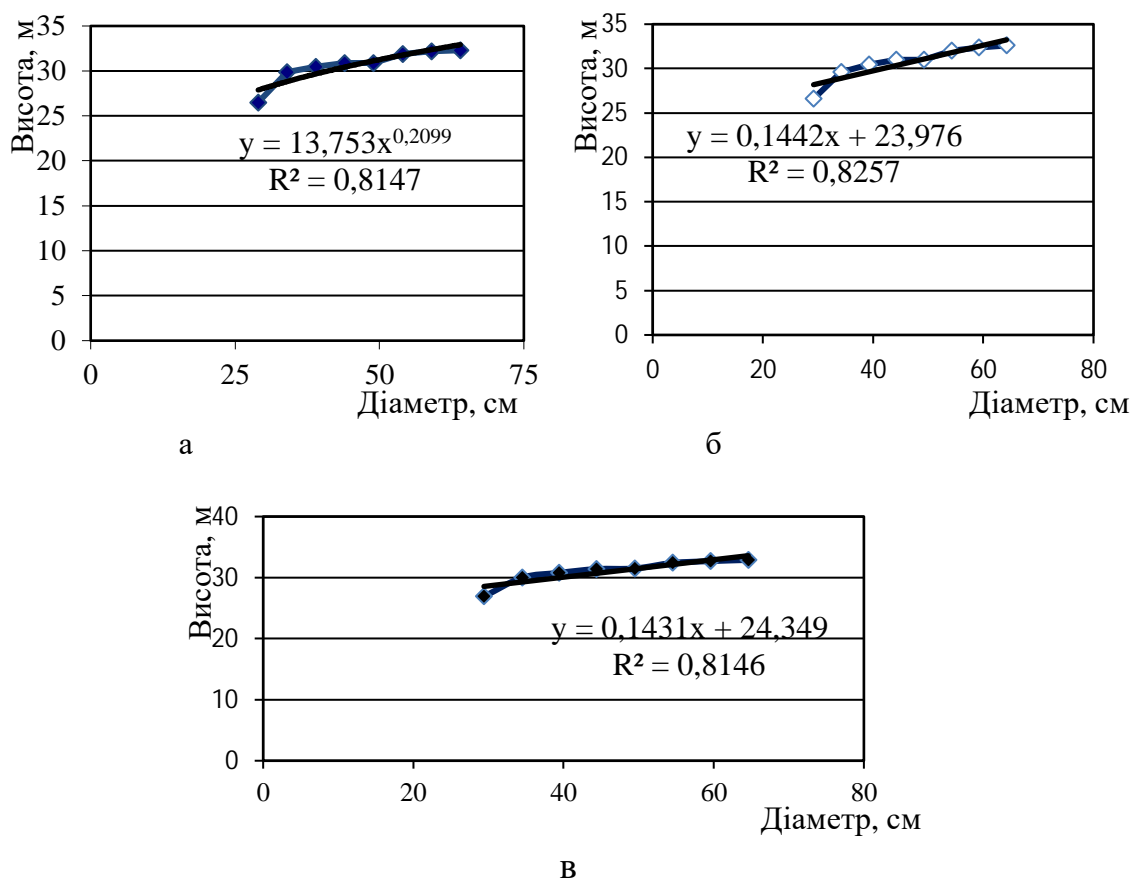


Рис. 3.4 Залежність висоти від діаметра дерев *F. excelsior* у зонах інтенсивного (а), середнього (б), помірного (в) рекреаційного впливу в «Сквері учасників партизанського руху» НПП «Холодний Яр»

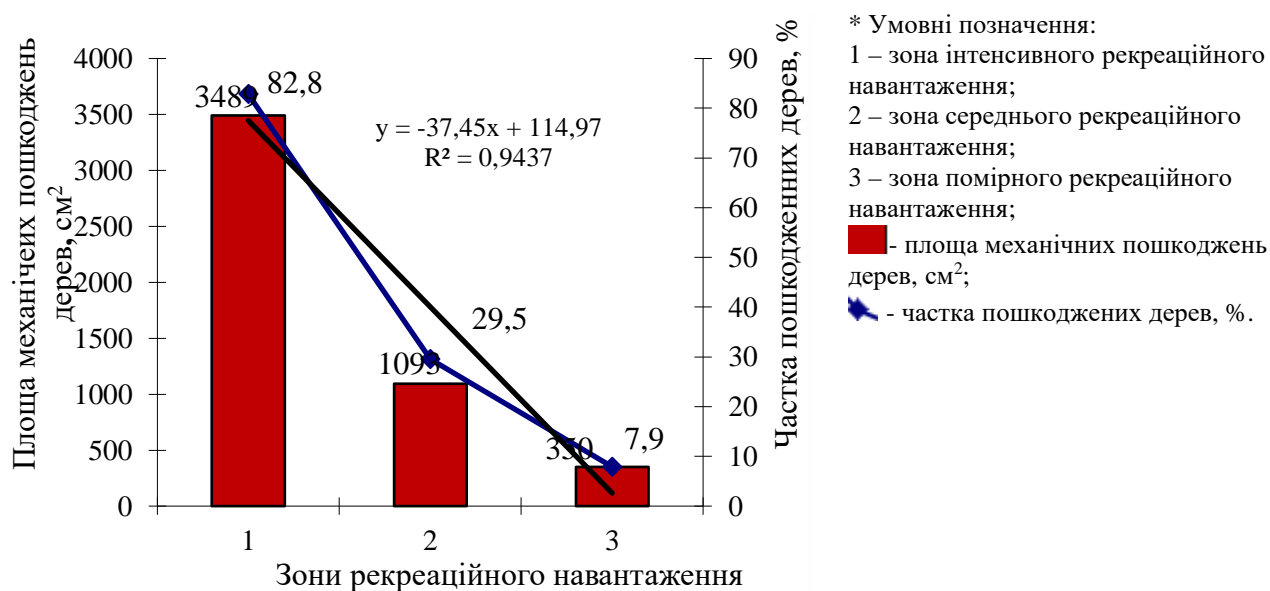


Рис. 3.5. Пошкодженість дубових деревостанів «Скверу учасників партизанського руху» НПП «Холодний Яр» залежно від ступеня рекреаційного впливу

Рекреаційне навантаження впливає на таксономічну структуру і кількісний склад трав'янистого покриву через пряме механічне пошкодження і деградацію поверхневого шару ґрунту. В зоні інтенсивного впливу ЗПП травостоєм ґрунту не перевищує 15 %. Тут зберігаються переважно *I. parviflora* 98 %, трапляються *G. urbanum* – 1 %, *Erodium cicutarium* L. – 0,5, *Euonymus europaeus* L. – 0,5 %. Однаково (по 25 %) представлені родини *Balsaminaceae*, *Rosaceae*, *Geraniaceae* та *Celastraceae*. За середнього впливу ЗПП більше 28 % (*I. parviflora* – 91%, *E. cicutarium* – 5 %, *A. europaeum* – 2 %, *E. verrucosus* – 2 %). ЗПП зони помірного впливу – 40 % (*I. parviflora* – 91 %, *E. cicutarium* – 3, *Galium aparine* L. – 2, *G. urbanum* – 2, *Polygonatum odoratum* L. – 1, *Viola mirabilis* L. – 1 %). Тут поширені типові лісові види – *P. odoratum*, *V. mirabilis*, *G. urbanum*, *Stellaria nemorum* L., *Asarum europaeum* L., *Galeobdolon luteum* Huds., *Hepatica nobilis* Mill, *Pulmonaria obscura* Dumort, *Carex hirta* L. і *C. gigiate*, *Viola odorata* L., *Polygonatum multiflorum* (L.) All. тощо. У міру наближення до доріг збільшується витіснення сільвантів (*V. mirabilis*, *G. sylvaticum*, *L. maculatum* L. тощо) рудерантами та степантами (*I. parviflora*, *D. glomerata* тощо), наслідком чого є задерніння ґрунту. Отже, в результаті недостатньо врегульованої рекреаційної діяльності пошкоджуються всі структурно-функціональні компоненти дубових насаджень «Скверу учасників партизанського руху» НПП «Холодний Яр». Це проявляється в: механічних пошкодженнях дерев, вито́птуванні трав'яного покриву, лісової підстилки і поверхневого шару ґрунту, задернінні його злаками та бур'янами, витісненні лісових трав'яних видів. У зоні середнього і інтенсивного впливу рекреації лісові екосистеми поступово деградують.

На території Північно-східної Придніпровської височинної області модельним, типовим об'єктом дослідження обрано урочище «Голендерня» дендропарку «Олександрія» (підрозділ 2.5.1.1). За літературними даними, деградація екосистем урочища «Голендерня» (ослаблення, всихання деревостанів, дигресія ґрунту тощо) спричинена, насамперед, надмірним нерегульованим рекреаційним впливом внаслідок відсутності огорожі [672, 700, 701, дод. У]. Рекогносцирувальне обстеження показало, що на території урочища, крім

рекреаційної дигресії, є чимало ознак й інших впливів діяльності людини: реконструкція лісового типу ландшафту в парковий тип, яка не підтримується належним чином; фізичне (будівельне, побутове сміття, рослинні залишки з приватних агроугідь) і біологічне забруднення від суміжного приватного сектора міста і кінцевої зупинки міського транспорту; забудова; видобування піску; збір лікарських рослин, грибів, ягід тощо. Внаслідок дії зазначених чинників та перестійного віку *Q. robur* (більше 200 р.) деревостан ядра лісового масиву починає деградувати. Він має гірший стан ($I_c=3,7$), ніж ідентичний деревостан «Вікова діброва» ДДП «Олександрія», хоча відвідуваність рекреантами значно менша. Слід зазначити, що навіть на ділянках лісового типу ландшафту із деревостанами 50–90-рр. віку (вид. 9, 29, 40) дуб втрачає домінуючу роль, зріджуючись до зімкнутості першого ярусу 0,4. Разом з тим в найбільш вцілілих двох'ярусних частинах деревостанів зімкнутість кронового намету може сягати 0,8, а з розростанням підросту та підліску доходити до 1,0. В цілому, ступінь деградації екосистеми зменшується з віддаленням від міста – від одноярусного, зрідженого до 0,6 і засміченого деревостану в парковій зоні I і перехідній зоні II до двох'ярусного з розвинутим підростом і підліском із зімкнутістю до 0,8 (подекуди 1,0) у лісовому типі ландшафту ядра масиву (зона III). Проте далі, з наближенням до берега р. Рось знову різко зростає зрідження деревостану. Однак, на відміну від паркової, приміської смуги, ближче до річки (з пониженням рельєфу) домінують *Robinia pseudoacacia* L., *Populus tremula* L. та зарості *A. tataricum* і *Salix viminalis* L.

Відомо, що найбільшою лабільністю характеризується трав'яний ярус, який інтегровано і доволі швидко віддзеркалює характер змін внутрішньосистемних умов фітоценозу. Ця закономірність спостерігається й на досліджуваному екопрофілі. ЗПП зростало у двох напрямках: з 68,3% (в ядрі лісового масиву III зони) до 93,1 % в перехідній II зоні та 96,2 % в парковій, приміській I зоні, а також до 75,5 % у прибережній смузі IV зони. Істотно змінюється і видовий склад рослинних угруповань – багаторічні лісові трави (*Carex pilosa* Scop., *P. multiflorum*, *Adoxa moschatellina* L., *A. europaeum*, *Glechoma hederacea* L., *Scilla bifolia* L., *Vincetoxicum hirsutinaria* Medic. тощо) витісняються адвентами, рудералами, світлолюбними

видами, багато з яких є однорічниками. Найчастіше трапляються *Asperula odorata* L., *Elytrigia repens* L., *G. aparine*, *G. urbanum*, *P. pratensis*, *Stellaria media* L., *U. dioica* тощо). Взагалі природний комплекс урочища «Голендерня» характеризується високим фіторізноманіттям: 70 деревних видів із 41 роду, 23 родин та 252 види квіткових трав'янистих рослин, що належать до 165 родів і 43 родин [672]. В межах екопрофілю у трав'яному ярусі зафіксовано 88 видів судинних рослин: зона I – 23 видів; зона II – 25 видів; зона III – 68 видів; зона IV – 31 вид. Найбільш різноманітно представлені родини *Rosaceae*, *Asteraceae*, *Ranunculaceae* (відповідно 13,6; 11,5 та 10,4 % від загального числа видів). На кожну з родин *Liliaceae*, *Boraginaceae*, *Rubiaceae* припадало по 8,7 %. У I та II зонах зафіксовано максимальну кількість адвентів (*Amaranthus retroflexus* L., *A. artemisifolia*, *Asclepias syriaca* L., *Canabis ruderalis* Janisch., *Cardaria draba* L., *Cyclachaena xanthifolia* (Nutt.) Fresen., *Datura stramonium* L., *Echinochloa crusgalli* (L.) Beauv., *Euphorbia cyparissias* L., *Erigeron canadensis* L., *Heracleum sibiricum* L., *Galinsoga parviflora* Cav., *Geranium popovii* (Tzvelev) Tzvelev, *Glyceria striata* (Lam.) Hitchc., *I. parviflora*, *Malva sylvestris* L., *Oxalis stricta* L., *Partenocissus quinquefolia* (L.) Planch., *Phalaris canariensis* L., *Xanthium strumarium* L.), за рахунок чого K_G становить 88,5%. Цей показник є значно меншим для зон II і III ($K_G=45,0\%$), I і III ($K_G=25,0\%$), що пояснюється переважанням у рослинних угрупованнях зони III лісових видів. Найбільше відрізняються від всіх інших рослинні угруповання IV зони (I і IV – $K_G=15,0\%$; II і IV – $K_G=11,5\%$; III і IV – $K_G=5,5\%$).

Як відомо, біоморфа є результатом взаємодії складного комплексу екологічних чинників, фітоценотичних умов і внутрішніх еволюційно-генетичних, фізіологічних, біохімічних адаптацій рослин [711]. Представлений біоморфічний спектр трав'яних рослин для кожної зони демонструє особливості пристосувань рослинного покриву дослідженої території до антропогенних змін (табл. 3.3). В трав'яному покриві переважають безрозеткові рослини; менше розеткових та рослин з повзучими надземними пагонами; найменша кількість напіврозеткових рослин, які в приміській парковій смузі (зона I) зовсім відсутні. В ядрі лісового

масиву домінують багаторічні трав'яні рослини (78,5%), а найменше їх в приміській смузі.

Таблиця 3.3

Спектри біоморф трав'яного покриття урочища «Голендерня»				
Біоморфи	Число видів, %			
	I*	II	III	IV
Тривалість життєвого циклу				
Багаторічники	43,8	63,1	78,5	61,1
Дворічники	12,5	15,9	7,2	11,1
Однорічники	43,7	21,0	14,3	27,8
Структура надземних пагонів				
Безрозеткові	56,2	52,5	67,8	55,5
Напіврозеткові	-	5,3	3,6	5,6
Розеткові	18,8	15,9	17,9	22,2
Повзучі	25,0	26,3	10,7	16,7
Структура підземних пагонів				
Короткокореневищні	15,5	10,5	21,4	33,3
Довгокореневищні	40,5	31,6	22,1	22,2
Цибулинні	-	-	7,2	-
Без спеціалізованих пагонів	44,0	57,9	49,3	45,5
Структура кореневої системи				
Стрижнева	62,5	63,2	53,6	66,6
Мичкувата	37,5	36,8	46,4	33,3

* номер зони, виділеної за ступенем антропогенної трансформації

Протилежна тенденція спостерігається у розподілі малорічників. Найчисельнішою є група видів, які не мають спеціалізованих підземних пагонів (39,3–57,9 %). Цибулинні рослини *Gagea pusila* (F.W. Schmidt) Schult. et Schult., *Gagea minima* (L.) Ker Gawl, *Gagea lutea* (L.) Ker Gawl, *Galanthus nivalis* L., *Scilla bifolia* L. збереглись лише всередині насадження (7,2 %). Частка кореневищних видів є вищою для більш антропогенно порушених I і II зон, що, можливо, спричинене більшою трансформацією поверхні ґрунту. Проте, кореляції між кількістю короткокореневищних або довгокореневищних видів і ступенем антропогенної трансформації не виявлено. В рослинних угрупованнях всіх зон переважають види зі стрижневою кореневою системою, разом з тим, в ядрі лісового масиву виявлено найбільшу (порівняно із іншими зонами) кількість видів із мичкуватою кореневою системою. Загалом, виявлені під час аналізу біоморфологічного спектру тенденції (тривалість життєвого циклу, структуру

надземних, підземних пагонів та кореневих систем) збігаються з даними досліджень інших авторів [712, 713].

Характер життєвої стратегії видів в екосистемах теж можна розглядати як їх адаптацію до певних умов середовища існування. Стратегія виду не є константною, вона змінюється в мікроеволюційних процесах і впродовж всього онтогенетичного розвитку особини [51, 63, 336, 581]. В умовах значної антропогенної трансформації (зона I) в трав'яному покриві були відсутні як віоленти, так й патієнти, натомість домінували (50,0%) види із змішаним типом стратегії – *Galeopsis tetrahit* L., *G. urbanum*, *I. parviflora*, *P. quinquefolia* тощо, які найкраще віддзеркалюють антропогенні зміни в екосистемі (рис. 3.6).. Найбільшу кількість патієнтів (22,2 %) зафіксовано в перехідній зоні (*G. sylvaticum*, *Melampyrum nemorosum* L., *Setaria viridis* (L.) Beauv. тощо). Віоленти ж взагалі трапляються лише в найменш ушкодженій частині лісового масиву (зона III – 14,8%), де майже половина всіх видів (42,0%) є віолентами-патієнтами. До перших належать *Arrhenatherum elatius* (L.) J. Presl., *A. europaeum*, *V. odorata* тощо, останні представлені *Anthoxanthum odoratum* L., *G. odoratum*, *F. gigantea*, *Valeriana stolonifera* Czern., *Veronica chamaedrys* L. тощо. Із зменшенням антропогенної трансформації в трав'яному покриві відповідно зменшується частка R, RC- та CSR- типом стратегії, досягаючи мінімальних показників (у зоні III – 2,5 %; 11,1 % та 7,4 % відповідно). Про істотну трансформацію зони IV зокрема свідчить значна кількість віолентів-експлерентів (41,2 %), наприклад, розвиток *A. podagraria*, *H. sibiricum*, *Linaria vulgaris* Mill., *Ranunculus repens* L. тощо. Зміни екотопів під впливом антропогенної діяльності проявляються значною мірою в порушенні едафічних умов, які визначають розподіл рослинних угруповань у просторі, їх продуктивність та розвиток.

З часом це, зазвичай, спричиняє зниження повноти насаджень, зімкнутості деревного намету. Це призводить до збільшення проникнення атмосферних опадів до нижніх ярусів і поверхні ґрунту, але також й до збільшення світла і тепла, що посилює випаровування та сприяє ще більшому висушуванню ущільненого ґрунту. Екоморфічна структура трав'яного покриву добре віддзеркалює ці зміни (дод. Ж 2).

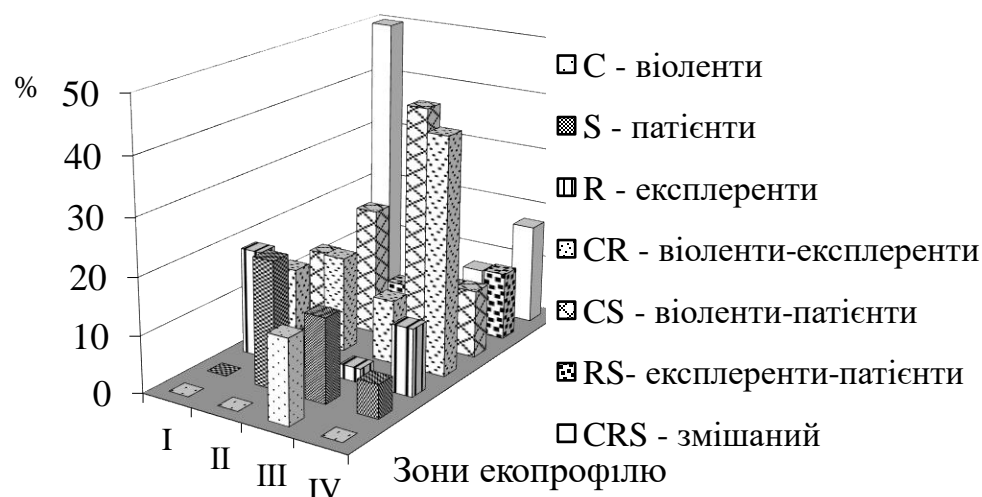


Рис. 3.6 Розподіл видів трав'яного покриву за типами екологічної стратегії урочища «Голендерня»

В трав'яному покриві в межах всього екопрофілю превалюють гігромезофіти та мезофіти (як і має бути в умовах D₂), і тільки біля р. Рось з'являються гігрофіти. Це такі види, як *Bidens cernua* L., *Myosotis scorpioides* L., *Lythrum salicaria* L., *Filipendula denudate* L., *Petasites hybridus* L. тощо. Дослідження показали, що із збільшенням антропогенної трансформації зменшується також частка гігромезофітів з 57,1% (зона III) до 33,3% (зона I) та 25,0% (зона IV). Натомість збільшується частка мезофітів (до 44,5% у зоні I) за рахунок лучно-рудеральних та адвентивних видів – *Cirsium vulgare* (Savi) Ten., *Hieracium pilosella* L., *Chaerophyllum aromaticum* L., *I. parviflora*, *M. sylvestris*, *O. stricta*, *T. officinale*, *U. dioica* тощо. Збільшення фітоценотичного внеску субмезофітів (*A. retroflexus*, *D. glomerata*, *C. majus*, *Lotus arvensis* L., *P. pratensis*, *P. aviculare*, *P. reptans* тощо) на деградованих приузлісних смугах (зони I та IV) свідчить про значну антропогенну трансформацію цих зон. Серед гідроморф превалюють гемістенотопи. Як відомо, змінність зволоження істотно впливає на період та тривалість вегетації рослин, на аерацію та інші характеристики ґрунтів. У зонах II та IV простежується збільшення від 33,3 % до 70,6 % внеску гемігідроконтрастофілів, які загалом є характерними для свіжих лісолучних екотопів з помітно нерівномірним зволоженням кореневмісного шару ґрунту [621–625]. Варто зазначити, що лише на у цих зонах присутні гідроконтрастофоби, які, в свою чергу, характерні лише для екотопів з

рівномірно стійким зволоженням кореневмісного шару ґрунту (*A. europaeum*, *A. lappa*, *G. odoratum*, *P. multiflorum* тощо). Натомість у зоні II у видовому складі є гідроконтрастофіли, що, вірогідно, спричинене більшим витоптуванням поверхні ґрунту на цій ділянці. Таким чином, змінність зволоження збільшується внаслідок порушення цілісності деревного намету, зменшення зімкненості підросту й підліску, розмежування стежками нижніх ярусів. Такий розподіл видів трав'яного ярусу за обома показниками водного режиму ґрунтів свідчить про антропогенне порушення режиму водозабезпечення різних типів ландшафтів дослідженої діброви, а також зміну видового складу в бік збільшення частки видів, толерантних до браку вологи, переважно полі- та евриморфних екологічних груп (*R. confertus*, *S. annua*, *S. canadensis*, *U. dioica* тощо).

Зміна ацидоморфічного складу у різних типах ландшафтів дослідженої діброви полягає у збільшенні домінування гемістенотопних та гемієвритопних субацидофілів від 50,0 % до 61,1 % та присутності ацидофілів (12,5 %; *O. acetosella*, *P. quinquefolia* тощо) лише на ділянках зони I, найближчих до житлових масивів міста. Такий розподіл свідчить про слабе підкислення сірого лісового супіщаного ґрунту внаслідок впливу міста, зростання засміченості і викидів автотранспорту. Превалюють серед усіх досліджених груп ацидоморф гемістенотопні та гемієвритопні види. Мінералізованість ґрунту на екопрофілі збільшується відповідно до градієнту зростання антропогенного навантаження. Серед трофоморф різних типів ландшафту діброви майже у всіх зонах переважають семієвтрофи (від 48,3% до 64,7% загального числа видів; наприклад, *A. patula*, *C. pillosa*, *G. sylvaticum*, *G. odoratum*, *T. hybridum*, *V. minor*). Це є доволі характерним для рослинності даного типу ґрунту у приміській зоні [700, 701]. Мезотрофів найбільше (31,0 %) у лісовому типі ландшафту, натомість на найбільш трансформованих приузлисних ділянках зон I та IV внесок мезотрофів знижується за рахунок субглікотрофів. Майже третину (31,3 %) серед трофоморф трав'яного ярусу у найбільш трансформованій зоні I становлять евтрофи, що зазвичай супроводжує помірний антропогенний вплив (*C. majus*, *E. repens*, *H. sibiricum*, *P.*

major, *P. aviculare* та ін.). Загалом, показники трофності відповідають семієвтрофному глікофільному типу сольового режиму широколистяних лісів.

Одним з найважливіших показників ґрунту є також вміст в ньому засвоюваних форм азоту. За даними фітоіндикації ґрунти в межах екопрофілю відносно забезпечені мінеральним азотом. Поміж нітроморф домінує група нітрофілів – 50,0 %–64,7 % та гемінітрофілів – 27,8 %–34,5 %. Найменше єунітрофілів виявлено поблизу р. Рось (5,9 %), що, можливо, спричинено вимиванням рухомих форм азоту. Натомість, субанітрофіли трапляються лише в центральній частині масиву (зона III), яка є найменш антропогенно порушеною. Розподіл за нітроморфами показав, що інтенсивний антропогенний вплив зумовлює певну нітрифікацію екотопів. Серед аероморф на екопрофілі домінують геміаерофоби: *A. gigantea*, *F. vesca*, *G. odoratum*, *L. album*, *Myosotis arvensis* (L.) Hill, *Rubus caesius* L. та ін. Найбільше субаерофобів трапляється ближче до вирубаних ділянок уздовж берега річки (зона IV; 29,4 %) та в зоні лісових доріг (зона II; 22,2 %). Геміаерофоби превалюють в парковій зоні (зона I; 50,0 %). Загалом, спрямованої динаміки за аероморфами не виявлено. Отже, внаслідок комплексного впливу антропогенних чинників перестійні дубові насадження урочища «Голендерня» дендропарку «Олександрія» деградує на рівні III стадії рекреаційної дигресії. Це проявляється в порушенні цілісності фітоценозів, зрідженні деревного намету та зміні структури деревостану, що зростає з наближенням від ядра лісового масиву до приміського узлісся, менше – до річки. Зміни екологічних режимів едафотопу та аеротопу лісової екосистеми урочища зумовлюють зміну видового складу трав'яного покриву. Біоморфологічний аналіз свідчить про особливості пристосувань травостою до антропогенних змін. За типами екологічної стратегії встановлено, що в умовах значної антропогенної трансформації в трав'яному покриві відсутні віоленти та патієнти, домінують види із змішаним типом стратегії, віоленти розвиваються лише в найменш трансформованій центральній частині насадження (зоні III), де зберігся лісовий тип ландшафту. Доведено, що антропогенні зміни урочища відображає також екоморфічна структура трав'яного покриву.

3.1.1.2. Закарпатська низовинна область

Рекогносцирувальним дослідженням у липні 2013 р. встановлено, що основними наслідками рекреаційної трансформації рослинного покриву лісової екосистеми заповідного урочища «Боржава» є зміна гідрологічного режиму екосистеми через витоптування підстилки та трав'яного ярусу, засмічення заповідної території, механічне пошкодження стовбурів дерев: зламування та спилювання гілок, обдирання та обрізання кори (дод. У). Це призводить до ослаблення і зниження висоти едифікаторного ярусу та регулятора гідрологічного режиму у ландшафті водозбору. Порівняльна оцінка ПП екопрофілю показала, що з наближенням до р. Боржава територія урочища стає більш привабливою та зазнає інтенсивнішого рекреаційного впливу. Зімкненість крон деревного намету за градієнтом рекреагенної трансформації на екопрофілі знижується з 0,88 до 0,68 за рахунок зменшення частки дерев *Q. robur* (дод. В 12). На піднесених ділянках помітну участь в будові деревостану бере *C. betulus*, який створює другий деревний ярус на ПП1 та ПП2. На ПП3 *C. betulus* відсутній. Місцями на всіх ПП відмічається домішка *F. excelsior*. Встановлено, що всі деревні породи мають зміни основних лісівничо-таксаційних характеристик за градієнтом збільшення рекреагенної трансформації. Підріст головних лісоутворювальних порід також краще розвинений у менш трансформованих деревостанах: на контролі та у середній зоні таксаційні характеристики підросту *Q. robur* ($H_{\text{сер}}=15,5-15,2$ м; $D_{\text{сер}}=11,5-11,0$ см; $G=3,8$ м²/га; $N=59$ шт./га), *F. angustifolia* ($H_{\text{сер}}=16,0-15,7$ м; $D_{\text{сер}}=12,7-12,2$ см; $G=2,7$ м²/га; $N=35$ шт./га) та *C. betulus* ($H_{\text{сер}}=12,2-11,7$ м; $D_{\text{сер}}=8,5-8,0$ см; $G=1,9$ м²/га; $N=19$ шт./га) є оптимальними для цих лісорослинних умов, у зоні інтенсивної трансформації підріст *Q. robur* є недостатнім ($H_{\text{сер}}=14,8$ м; $D_{\text{сер}}=10,8$ см; $G=1,6$ м²/га; $N=18$ шт./га), а *F. angustifolia* відсутній. Погіршення лісорослинних умов призвело до зниження у декілька разів здатності дерев поновлюватися природним шляхом. На всіх ПП екопрофілю доволі поширені і добре розвинені значні куртини підліску висотою 2,0–3,5 м, зімкненістю крон 0,3–0,5: *C. avellana*, *Cornus mas* L., *Swida alba* (L.) Opiz., *E. europaea*, *S. nigra*.

Зміна гідрологічного режиму ґрунтів внаслідок осушення їх у минулому та рекреаційної діяльності пригнічує динаміку приросту у висоту та за діаметром дерев основної лісоутворювальної породи *Q. robur*: чим більша інтенсивність рекреаційної діяльності, тим менше зростання висоти дерев, зменшується тіснота зв'язку між висотою та діаметром за градієнтом рекреагенної трансформації ($R^2_{\text{пп1}}=0,93$; $R^2_{\text{пп2}}=0,89$; $R^2_{\text{пп3}}=0,74$) (рис. 3.7). У *F. angustifolia* на екопрофілі також спостерігаються рекреагенне пригнічення росту у висоту, проте залежність висоти дерева від його діаметра не зменшується: ($R^2_{\text{пп1}}=0,92$; $R^2_{\text{пп2}}=0,91$; $R^2_{\text{пп3}}=0,90$). У *C. betulus* зазначеного впливу рекреаційного навантаження на ріст дерев не виявлено. Загальний санітарний стан деревостанів погіршується у міру наближення до пляжу (ППЗ): від здорових деревостанів на контролі ($I_c=1,50$) до ослаблених у зоні середнього ($I_c=1,58$) та інтенсивного ($I_c=1,88$) впливу (табл. 3.6). Найбільша кількість здорових дерев *Q. robur* є на контролі (55,6 %). На ПП2 здорові дерева *Q. robur* складають вже 38,4 %, суттєво зростає частка ослаблених (52,1 %) дерев. Усихаючих, свіжого та старого сухостою *Q. robur* на ПП1 та ПП2 не зафіксовано. Тоді як на ПП3 усихаючих дерев виявлено 10,0 %, а свіжого сухостою – 4,5 %, кількість здорових дерев порівняно з контролем знизилась в майже вдвічі (25,5 %). Загалом, насадження *Q. robur* на ПП1 ($I_c=1,45$) та ПП2 ($I_c=1,49$) є здоровими, на ПП3 – ослабленими ($I_c=1,85$).

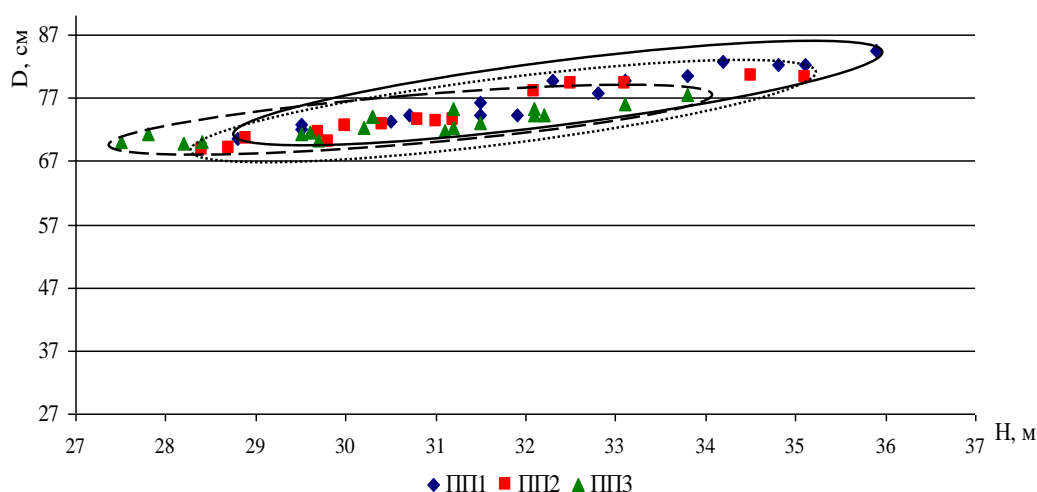


Рис. 3.7. Залежність висоти від діаметру дерев *Q. robur* за градієнтом рекреагенної трансформації урочища «Боржава»

Таблиця 3.6

Санітарний стан деревостанів на ПП екопрофілю урочища «Боржава»,
Закарпатська низовинна область

ПП	Рівень аналізу	I		II		III		IV		V		Індекс стану
		СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	
1	<i>Q. robur</i>	2,0	55,6	2,6	35,6	3,2	8,8	-	-	-	-	1,45
	<i>F. angustifolia</i>	2,7	41,5	2,8	50,0	4,0	7,7	4,0	0,8	-	-	1,51
	<i>C. bétulus</i>	3,1	33,9	2,4	49,0	2,5	16,1	3,5	1,0	-	-	1,54
	Разом	2,6	43,7	2,6	44,8	3,2	10,8	3,7	0,7	-	-	1,50
2	<i>Q. robur</i>	2,0	38,4	2,7	52,1	3,3	9,5	-	-	-	-	1,49
	<i>F. angustifolia</i>	2,2	44,2	2,9	37,8	3,1	12,5	3,9	5,5	-	-	1,60
	<i>C. bétulus</i>	2,9	35,5	2,3	45,5	2,6	15,5	3,8	3,5	-	-	1,62
	Разом	2,4	37,6	2,6	45,1	3,0	12,8	3,9	4,5	-	-	1,58
3	<i>Q. robur</i>	2,9	25,5	3,0	39,5	2,9	20,5	4,0	10,0	4,1	4,5	1,85
	<i>F. angustifolia</i>	3,1	35,5	3,0	34,5	3,2	15,8	3,5	9,5	4,0	4,7	1,90
	Разом	3,0	30,5	3,0	37,0	3,0	18,2	3,8	9,8	4,1	4,5	1,88

Аналогічна тенденція щодо погіршення санітарного стану деревостанів за градієнтом рекреагенної трансформації простежується щодо *F. angustifolia*: зменшується частка здорових дерев з 41,5 % до 35,5 %, частка ослаблених дерев зменшується з 50,0 % до 34,5 %, але водночас значно збільшується частка сильно ослаблених з 7,7 % до 15,8 %. На відміну від *Q. robur*, на контролі та ПП2 присутні дерева *F. angustifolia*, що всихають – 0,8 % та 5,5 % відповідно. Санітарний стан *F. angustifolia* на екопрофілі змінюється з $I_c=1,51$ до $I_c=1,90$. Окрім того слід зауважити, що, незважаючи на відсутність залежності висоти дерева від його діаметра за градієнтом рекреагенної трансформації, індекс стану деревостану *F. angustifolia* має дещо гірші показники на відміну від *Q. robur*. Дерев *C. betulus* загалом є ослабленими ($I_c=1,54-1,62$). Середній індекс стану підросту за градієнтом рекреагенної трансформації на екопрофілі становить відповідно $I_c=1,50$, $I_c=1,49$, $I_c=1,60$. Серед підліску найбільше постраждали *C. avellana* та *C. mas*. Середній індекс стану підліску ПП складає 1,55; 1,49 та 2,15.

У зоні інтенсивного впливу, поряд з обладнаним місцем для розведення багаття, виявлено найбільшу кількість механічно пошкоджених дерев – 15 % (9 % – *Q. robur*, 4% – *F. angustifolia*, 2 % – *C. betulus*), які загалом рани середньою площею 50 см². На ПП2 дерева з пошкодженими стовбурами складають вже 5,5 %

від всього деревостану і мають в середньому по 2–3 рани площею 15 см². Тоді як на контролі механічно пошкоджених дерев немає. Стан поверхні ґрунту також погіршується за градієнтом рекреагенної трансформації. Так, ПП1 має 89 % неушкодженої поверхні ґрунту, тоді як на ПП2 цей показник становить 69 %. Лише на ПП3 присутня, хоч і в незначній кількості (2 %), V категорія стану поверхні ґрунту, що спричинено з розташуванням на ПП несанкціонованого місця для розведення багаття (дод. Ж 3). Найменш деградованою є контрольна ділянка, де одиничні проходи складають 7 %, а стежка в підстилці – 2 %. III, IV та V категорії стану поверхні ґрунту на контрольній ділянці відсутні. Загальний показник – 1 стадія дигресії поверхні ґрунту. На ПП2 істотно зростає частка II та III категорій стану та з'являється IV категорія (2 %) – 2 стадія дигресії. Пошкоджені ділянки на ПП3 займають 31 % від загальної площі ПП, з яких III, IV та V категорії стану поверхні ґрунту займають 15 %, що відповідає 3 стадії дигресії. На всіх ПП екопрофілю відсутні наноси й розмиви ґрунту.

Внаслідок істотних змін едафічних умов, зокрема зміни гідрологічного режиму ґрунту через рекреагенне ущільнення його поверхні, а також спрощення складної фітоценотичної структури знизилась біологічна продуктивність ясеневозаплавної діброви. У трав'яному ярусі (ЗПП: ПП1 – 95,0 %; ПП2 – 81 %; ПП3 – 64 %) найчастіше домінують *A. podagraria*, *C. pilosa*, *C. brizoides*, *P. quadrifolia*, *A. europaeum*, *P. obscura*, *S. nemorum*, *Hepatica nobilis* Mill., *G. odoratum*, *M. bifolium*, *P. nemoralis* тощо. Характерною особливістю трав'яного ярусу цієї території ясеневозаплавної діброви є домінування *C. brizoides* Juslen., ЗПП становить 15–20 % покриття на екопрофілі. Загалом найповніше репрезентовані родини *Rosaceae* (13,6 %), *Asteraceae* (11,5 %), *Ranunculaceae* (10,4 %). *Liliaceae*, *Boraginaceae*, *Rubiaceae* мають однаковий розподіл – 8,7 %. Спектр всіх інших родин не перевищує 6 %. K_G ПП2/ПП3 становить 88,5 %; K_G ПП2/ПП1 – 75,0 %; K_G ПП1/ПП3 – 55,5 %. Ендеміків не виявлено.

Аналіз розподілу гідроморф на екопрофілі показав, що на контролі провідна роль належить гігромезофітам (45,5 %), з яких відповідно за широтою до екологічної амплітуди превалюють стенотопи – 54,5 %, гемістенотопи та

геміевритопи займають 27,3 % та 18,2 %. Гігрофіти та мезофіти мають майже однаковий розподіл: 27,2 % та 22,7 %, в обох групах превалюють гемістенотопи. У зоні середнього впливу вже з'являються подекуди субмезофіти на відкритих вищитаних ділянках, частка яких на ПП складає 7,7 %. Знизилась частка гігрофітів до 11,5 % та гігромезофітів до 42,3 %. Частка мезофітів збільшилася до 38,5 %. На найбільш деградованій ППЗ зберігається тенденція щодо посилення частки мезофітів, майже вдвічі більше порівняно з ПП1. Кількість гігрофітів порівняно з контролем зменшилася з 26,1% до 4,2 % (табл. 3.7).

Таблиця 3.7

Розподіл видів трав'яних рослин на екопрофілі урочища «Боржава» за екологічними групами

Екологічні групи	Пробні площі, стадія дигресії		
	1	2	3
	I	II	III
Гідроморфи, Hd			
Пергігрофіти	4,5	-	-
Гігрофіти	27,2	11,5	4,2
Гігромезофіти	45,5	42,3	37,5
Мезофіти	22,7	38,5	41,6
Субмезофіти	-	7,7	16,7
Змінність зволоження, fH			
Гідроконтрастофоби	22,7	25,5	17,5
Гемігідроконтрастофоби	54,5	51,5	49,5
Гемігідроконтрастофіли	18,3	18,0	24,5
Гідроконтрастофіли	4,5	5,0	8,5
Ацидоморфи, Rc			
Перацидофіли	4,5	4,5	-
Ацидофіли	9,0	10,2	10,2
Субацидофіли	59,0	48,5	51,0
Нейтрофіли	27,5	35,8	38,8
Сольовий режим, Sl			
Мезотрофи	36,0	20,0	36,0
Семевтрофи	64,0	68,0	52,0
Евтрофи	-	4,0	12,0
Нітроморфи, Nt			
Субанітрофіли	4,5	-	-
Гемінітрофіли	31,8	36,4	40,9
Нітрофіли	59,2	50,0	45,5
Еунітрофіли	4,5	13,6	13,6

Аероморфи, Ae			
Субаерофіли	13,6	22,7	18,2
Геміаерофоби	59,2	45,5	45,5
Субаерофоби	22,7	13,6	18,2
Аерофоби	4,5	18,2	18,2

Простежується також чітко виражена тенденція до збільшення внеску гемігідроконтрастофілів, які є характерними для свіжих лісолучних екотопів з помітно нерівномірним зволоженням кореневмісного шару ґрунту, від 18,3 % до 24,5 %. Важливим показником нерівномірності зволоження ґрунту на ППЗ є збільшення кількості гідроконтрастофілів до 8,5 %. Оскільки відомо, що саме ця екогрупа характерна для вологих екотопів з надзвичайно нерівномірним зволоженням ґрунту. В той же час за градієнтом рекреаційної трансформації зменшується внесок гідроконтрастофобів до 17,5 % на ППЗ. Такий розподіл видів трав'яного ярусу за обома показниками свідчать про рекреагенне погіршення режиму водозабезпечення та посилення контрастності річного режиму зволоження ясенево-запальної діброви р. Боржава, а також поступову зміну видового складу із розростанням видів, толерантних до сухих лісорослинних умов (*L. serriola*, *I. glandulifera*, *U. dioica* тощо). Важливою складовою багатства ґрунтів є фактор їх кислотності, показники якого значною мірою корелюють із загальним сольовим режимом. Рекреагенна сукцесія на екопрофілі ацидоморфічного складу полягає у збільшенні частки нейтрофілів від 27,5 % до 38,5 %, відсутності перацидофілів на ППЗ. За сольовим режимом переважають семевтрофи і мезотрофи, лише на ППЗ кількість евтрофів складає 12,0 %. За нітратним режимом усі ґрунти ПП належать до достатньо забезпечених мінеральним азотом. Розподіл екогруп за Nt показав, що на екопрофілі домінують нітрофіли 45,5-59,2 % та гемінітрофіли 31,8-40,9 %. Кількість еунітрофілів на ПП2 та ППЗ є однаковою і складає 13,6 %. Спрямованої динаміки нітратного режиму за стадіями дигресії не виявлено. Аерація ґрунту є показником, який на рівні інших едафічних чинників регулює поширення рослин. Серед аероморф на екопрофілі поширені геміаерофоби: на ПП1 – 59,2 %, на ПП2 та ППЗ – 45,5 % відповідно.

В цілому, аналіз показав, що найбільше змінюється залежність рослин від умов едафотопу, що спричинено різним ступенем рекреаційного навантаження на фітоценози. За градієнтом рекреаційної трансформації екопрофілю виявлено збільшення флористичного та фітоценотичного внеску еврибіонтів та геміеврибіонтів у формування трав'яного покриву на найбільш трансформованих територіях. Загальний санітарний стан деревостанів погіршується у міру наближення до пікнікового майданчику.

3.1.1.3. Гірський Крим

Аналіз літератури щодо впливу антропогенного чинника на рослинність заказнику «Байдарський» засвідчив суттєву трансформацію біотопа впродовж останніх 60 років. Зокрема, П.П. Посохов в своїх роботах, досліджуючи закономірності поширення типів лісу Гірського Криму та їх лісорослинне районування в 1960-1970 роках, наводить дані, що низькі західні нагір'я, включаючи територію Байдарського заказнику, були у минулому покриті рідколіссям *J. excelsior* [714]. У сприятливіших умовах за зволоженням на північних схилах раніше були поширені букові ліси, які поступово замінюються грабово-кленовими лісами. П.П. Посохов вважає, що така зміна едифікатора зумовлена рубками, випасанням худоби та нерегульованою рекреаційною діяльністю. Результати дослідження засвідчили значну зміну головної, лісоутворювальної породи за останні 60 років. Деревостан в урочищі «Бізюк» заказника є двохярусним, перший ярус сформований *Q. petraea*, *Q. pubescens*, *C. orientalis*, *F. sylvatica*, другий – *A. campestre*, *Acer steveni* Pojark (підрозділ 2.5.1.4, дод В 16).

Останніми десятиліттями рекреаційний вплив на структурно-функціональні компоненти екосистеми урочища різко зросло у зв'язку з популярністю туристичного маршруту. Внаслідок цього змінилися лісорослинні умови, що призвело до домінування *C. orientalis* з кращою лісовідновною здатністю порівняно з буком та дубом, що в свою чергу в умовах рекреаційного впливу є вирішальним чинником формування та збереження фітоценозу. Основними наслідками рекреаційної трансформації рослинного покриву лісової екосистеми заказника

«Байдарський» є зміна гідрологічного режиму екосистеми через витоптування підстилки та трав'яного ярусу, засмічення, механічне пошкодження стовбурів дерев, обдирання та обрізання кори, розведення багаття, збір рослин, що призводить до ослаблення та зниження едифікаторного ярусу. Порівняльна оцінка ПП екопрофілю показала, що з наближенням до основного туристичного маршруту територія урочища заказника зазнає інтенсивнішого рекреаційного впливу. Зімкнутість крон деревного намету на екопрофілі збільшується (дод. В 16). Зміна лісорослинних умов призвела до зниження здатності *Q. petraea*, *Q. pubescens* та *F. sylvatica* поновлюватися природним шляхом. Встановлено, що в міру зростання рекреаційного навантаження знижується густота деревостанів *Q. petraea* з 634 ос./га на ППЗ до 339 ос./га на ПП1. Аналогічна тенденція характерна для *Q. pubescens* та *F. sylvatica*. Усі деревні породи мають зміни основних лісівничо-таксаційних характеристик за градієнтом рекреагенної трансформації (дод. В 16). Підріст найкраще розвинений у менш деградованих деревостанах ППЗ: *Q. petraea* ($H_{\text{сеп}}=7,8$ м; $D_{\text{сеп}}=9,2$ см; $G=0,8$ м²/га; $N=89$ шт./га), *Q. pubescens* ($H_{\text{сеп}}=7,4$ м; $D_{\text{сеп}}=9,7$ см; $G=0,7$ м²/га; $N=95$ шт./га), *C. orientalis* ($H_{\text{сеп}}=10,1$ м; $D_{\text{сеп}}=10,0$ см; $G=1,1$ м²/га; $N=212$ шт./га); *F. sylvatica* ($H_{\text{сеп}}=6,8$ м; $D_{\text{сеп}}=7,2$ см; $G=0,1$ м²/га; $N=16$ шт./га). Природне поновлення *Q. petraea*, *Q. pubescens* та *C. orientalis* є достатнім для цих лісорослинних умов, тоді як у зоні інтенсивної та середньої трансформації підріст даних видів є недостатнім, а *F. angustifolia* – відсутній. Оцінка санітарного стану деревостану показала, що загалом найбільша кількість здорових дерев виявлено у зоні помірної рекреації (табл. 3.8). Максимальну частку дерев I категорії стану займають особини *C. orientalis* (41,3 %) та *A. campestre* (40,4 %). Найменша частка здорових дерев на ПП1 характерна для *F. sylvatica* (26,4 %). Значення СКК здорових особин змінюється від 1,5 до 1,8. Серед ослаблених особин розподіл між видами є приблизно однаковим (34,6-43,2 %). Для III категорії стану найбільше сильно ослаблених особин виявлено серед *F. sylvatica*. Крім того, варто зауважити, що якщо для *Q. petraea*, *C. orientalis* та *A. campestre* СКК становить 3,0-3,2, натомість для *F. sylvatica* цей показник складає 2,5. Для IV категорії стану на ПП1 характерний приблизно однаковий розподіл серед усихаючих особин, частка дерев

змінюється від 9,8 % до 10,8 %. Серед особин V категорії стану на ППЗ присутні лише дерева *F. sylvatica*, частка яких становить 0,2 % (СКК 4,1).

Таблиця 3.8

Санітарна та віталітетна структури деревостанів урочища «Бізюк»,
Гірський Крим

ПП	Рівень аналізу	I		II		III		IV		V		Індекс стану
		СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	
1	<i>Q. petraea</i>	2,7	15,1	2,6	45,0	3,2	28,4	3,9	9,2	4,2	2,3	2,97
	<i>Q. pubescens</i>	2,5	21,5	2,5	41,3	3,2	27,7	3,8	8,7	4,0	0,8	2,78
	<i>C. orientalis</i>	2,2	29,5	2,3	46,8	3,0	11,9	4,0	10,5	4,5	0,3	2,51
	<i>F. sylvatica</i>	3,1	9,5	2,9	44,5	2,8	37,7	3,2	6,2	3,9	2,1	3,16
	Разом	2,6	20,2	2,6	43,2	3,1	26,4	3,7	8,7	4,2	1,5	2,86
2	<i>Q. petraea</i>	2,3	27,5	2,6	38,2	3,0	21,1	4,1	11,7	4,5	1,5	2,64
	<i>Q. pubescens</i>	2,2	24,2	2,6	34,6	3,0	34,8	3,9	5,4	4,4	1,0	2,69
	<i>C. orientalis</i>	2,0	38,1	2,1	45,2	3,4	15,4	3,7	1,5	4,5	0,3	2,31
	<i>F. sylvatica</i>	2,5	15,7	2,8	38,8	3,0	38,6	3,5	5,4	4,0	1,5	2,95
	Разом	2,3	26,4	2,5	39,2	3,1	27,5	3,8	6,0	4,4	0,9	2,65
3	<i>Q. petraea</i>	1,9	37,1	2,4	34,6	3,1	17,8	4,0	10,5	-	-	2,23
	<i>C. orientalis</i>	1,5	41,3	2,0	38,5	3,0	10,7	4,5	9,5	-	-	2,15
	<i>F. sylvatica</i>	1,8	26,4	2,5	43,2	2,5	19,4	3,9	10,8	4,1	0,2	2,49
	<i>A. campestre</i>	1,8	40,4	1,8	38,0	3,2	11,8	4,2	9,8	-	-	1,56
	Разом	1,8	36,3	2,2	38,6	3,0	14,7	4,2	10,2	4,1	0,2	2,10

Загалом, оцінка індексу стану деревостану на ПП1 показала, що дерева всіх досліджених видів є ослабленими, проте лише щодо *A. campestre* цей показник становить 1,56, що свідчить про те, що особини цього виду наближаються за станом до здорових. Індекс стану інших видів змінюється в межах 2,15-2,49. Аналіз віталітетної та санітарної структур дерев на ПП2 у зоні помірної рекреації показав, що порівняно з ПП1 зменшується частка здорових дерев: *Q. petraea* – на 9,6 %; *C. orientalis* – 3,2 %, *F. sylvatica* – 10,7 %. Варто зауважити, що внесок дерев II категорії стану є приблизно однаковим в усіх видів (38,2-45,2 %) порівняно з даними ПП1. Середнє значення СКК змінюється в межах 2,1-2,8. Найбільше сильно ослаблених особин зафіксовано серед *Q. pubescens* (34,8 %) та *F. sylvatica* (38,6 %). Максимальну частку особин дерев IV категорії стану виявлено серед *Q. petraea* (11,7 %), щодо *F. sylvatica* та *Q. pubescens* цей показник виявився однаковим –

5,4 %. Мінімальна частка всихаючих особин (1,5 %) виявлена серед дерев *C. orientalis*. СКК змінюється в межах 3,5-4,1. Аналіз структури дерев V категорії стану показав превалювання дерев IV та V класів Крафта. Частка особин цієї категорії варіює від 0,3 % (*C. orientalis*) до 1,5 % (*Q. pubescens* та *F. sylvatica*). За значеннями індексу стану деревостану особини *C. orientalis* є ослабленими ($I_c=2,31$), особини інших видів – дуже ослабленими ($I_c=2,64-2,95$). Порівняно з розподілом категорій санітарної та віталітетної структур дерев ПП1 у зоні помірної рекреації значно збільшується частка дерев III-IV категорій, подекуди починають всихати дерева вищих КК. На ПП1 розподіл серед категорій стану продовжує зміщуватись у бік збільшення частки дуже ослаблених та усихаючих дерев, та, навпаки, зменшується частка здорових особин (9,5-29,5 %). Внесок ослаблених дерев становить майже половину серед проаналізованих особин усіх видів (41,3-46,8 %). Серед сильно ослаблених особин найбільша частка характерна для *F. sylvatica* – 37,7 %, найменша – 11,9 % для *C. orientalis*. Для обох видів дуба цей показник є майже однаковим (27,7–28,4 %). Аналіз дерев IV та V категорій стану показав тенденцію збільшення внеску цих категорій усіх видів порівняно з даними ПП1 та ПП2. Загалом, усі проаналізовані види належать до сильно ослаблених ($I_c=2,51-3,16$). Проте, за подальшого продовження інтенсивного рекреаційного впливу індекс стану може значно погіршитись, особливо щодо *F. sylvatica*. У зоні інтенсивного навантаження виявлено найбільшу кількість механічно пошкоджених дерев – 12,3 % (5,5 % – *Q. petraea*, 3,5 % – *Q. pubescens*, 2,5 % – *C. orientalis*, 0,8 % – *F. sylvatica*), які загалом мають механічні пошкодження середньою площею 224 см². На ПП2 дерев з пошкодженими стовбурами значно менше (8 %), загальною площею ран площею 44 см². На ПП3 механічно пошкоджені дерева відсутні.

Стан поверхні ґрунту також залежить від інтенсивності впливу рекреаційної діяльності (дод. Ж 4). Найменш деградованою є зона помірної рекреації, де одиничні проходи складають лише 14,2 %, а стежка в підстилці – 4,3 %, проте 0,5 % припадає на IV категорії стану ґрунту. Загальний показник – 1 стадія дигресії поверхні ґрунту. На ПП2 зростає частка II-IV категорій, зокрема внесок IV категорії становить 6,2 %. Загальний показник – 2 стадія дигресії. У зоні інтенсивної

рекреації на 20,6 % сформувалася розвинена стежкова мережа, не передбачена проектом заказника: 12 % – стежка без підстилки, 7,5 % – дорога з розмивами, 1,1 % – розмиви на схилах. Стежок в підстильці майже в 3,5 рази більше порівняно з ПП2 та в 5 разів порівняно з ПП1. Загалом пошкоджені ділянки на ПП1 становлять 76,5 %, стадія дигресії ґрунту – 4. Трав'яний покрив також чуттєво відреагував на зміну екологічних умов лісової екосистеми за рекреаційного впливу. На ПП1 ЗПП становить 18,0 %; 9,5 % – рудеральні та адвентивні види (*D. glomerata*, *P. major*, *G. urbanum*, *M. sylvestris*, *S. arvensis*, *S. annua*, *T. officinale*, *E. campeatre* тощо). На ПП2 ЗПП більше майже вдвічі (37,5 %), а рудеральні та адвентивні види складають 5,5 %. На ПП3 ЗПП збільшується до 74,0 %, домінують лісові види, натомість нехарактерні для даного типу лісу види трапляються лише біля стежок. Біоморфологічний спектр трав'яної рослинності свідчить про особливості адаптації рослинного покриву до рекреаційних змін (табл. 3.9).

Таблиця 3.9

Біо- та екоморфологічний спектр трав'яної рослинності урочища «Бізюк»

Ознаки життєвих форм	Розподіл видівна екопрофілі, %		
	ПП1	ПП2	ПП3
Тривалість життєвого циклу			
Однорічні	54,5	38,2	18,9
Дворічні	18,3	8,5	10,9
Багаторічні	27,2	53,3	70,2
Структура надземних пагонів			
Повзучі	27,2	17,0	12,2
Розеткові	27,2	19,2	13,5
Безрозеткові	45,6	63,8	74,3
Структура підземних пагонів			
Довгокореневищні	40,9	21,2	9,4
Короткокореневищні	18,1	10,6	6,7
Коренепаросткові	4,7	6,5	4,2
Без утворень	36,3	61,7	79,7
Життєві форми			
Терофіти	13,7	14,8	12,0
Хамефіти	7,2	11,1	10,1
Гемікриптофіти	27,5	42,5	47,5
Кріптофіти	34,4	16,7	14,4
Фанерофіти	17,2	14,9	18,0

Ценоморфи			
Сільванти	25,0	31,1	50,0
Пратанти	25,0	20,0	20,9
Степанти	2,4	4,4	0
Рудеранти	47,6	44,5	29,1

За тривалістю життєвого циклу багаторічні трави домінують на ПП2 (53,3 %) та ПП3 (70,2 %). Частка однорічних трав виявилася максимальною на ПП1 (54,5 %), найменше – за слабого рекреаційного впливу (18,9 %). Частка дворічників коливалась в межах 8,5–18,3 %. Аналіз структури надземних пагонів показав, що на всіх ПП домінують безрозеткові види, проте на ПП3 їх внесок є максимальним (74,3 %). Частка видів із розетковими пагонами, навпаки, найбільша на ПП1 – 27,2%. Види з повзучими пагонами найменш представлені на екопрофілі (*O. acetosella*, *P. aviculare* тощо). За структурою підземних пагонів на ПП2 та ПП3 переважають види без утворень (61,7 %; 79,7 %). Найбільший внесок у трав'яний покрив довгокореневищних видів у зоні інтенсивної рекреації (*A. millefolium*, *A. artemisiifolia*, *A. absinthium*, *C. majus*, *P. pratensis*, *S. arvensis* тощо). Коренепаросткові види найменш розвиваються з приблизно однаковою часткою (4,2–6,5 %). Аналіз життєвих форм показав, що максимальна частка фанерофітів була на ПП3. Превалюють гемікриптофіти (27,5–47,5 %). Внесок кріптофітів є суттєвим лише на ПП1 (34,4%), що майже вдвічі менше порівняно з ПП2 (16,7 %) та ПП3 (14,4 %). Частка терофітів та хамефітів не корелює з рівнем рекреаційного впливу. Аналіз за ценоморфами показав, що на досліджених ділянках домінують сільванти та рудеранти, але в різних співвідношеннях. Максимальна частка сільвантів зафіксована на території зі слабким рекреаційним впливом (50,0 %), натомість внесок рудерантів лише 29,1 %, степанти відсутні. Частка рудерантів на ПП1 та ПП2 становить 47,6 % та 44,5 % відповідно. Частка сільвантів на найбільш деградованій ПП1 складає лише 25,0 %. Внесок пратантів на ПП є приблизно однаковим (20,0–25,9 %), не залежно від рівня трансформації ПП, що пояснюється деградацією екосистеми всієї території, відсутністю контролю за рівнем рекреаційного впливу. Найменше представлені степанти. Серед адвентів переважали північноамериканські інвазійні види – *L. tuberosus*, *M. sativa*, *G.*

pusillum, *M. sylvestris*, *S. viridis*, *Fallopia convolvus* (L.) A.Love, *Portulaca oleraceae* L., *Veronica arvensis* L., *V. polita* Poir, *Solanum nigrum* L., *V. arvensis*. Серед аборигенних антропофітів – *G. odoratum*, *Melica uniflora* Retz., *A. nemorosa*, *Sanicula europaea* L., *C. sylvatica*, *Cardamine bulbifera* (L.) Grantz., *Calluna vulgaris* L., *L. galeobdolon*, *P. multiflorum*, *D. filix-mas*, *A. filix-femina* тощо. Про суттєвий рекреаційний вплив на трав'яний ярус свідчить також проведений аналіз екоморф (табл. 3.10).

Таблиця 3.10

Розподіл видів трав'яних рослин за екогрупами урочища «Бізюк», Гірський Крим

Екологічні групи	Пробні площі		
	3	2	1
Гідроморфи, Hd			
Гігрофіти	5,5	0,5	0
Гігромезофіти	49,6	47,9	35,7
Мезофіти	44,2	50,1	43,3
Субмезофіти	0,7	1,5	21,0
Змінність зволоження, fH			
Гідроконтрастофоби	12,6	17,0	8,4
Гемігідроконтрастофоби	53,2	51,0	45,8
Гемігідроконтрастофіли	22,8	25,5	33,3
Гідроконтрастофіли	11,4	6,5	12,5
Ацидоморфи, Rc			
Перацидофіли	2,6	2,2	-
Ацидофіли	16,5	17,0	12,5
Субацидофіли	55,6	48,9	50,0
Нейтрофіли	25,3	31,9	37,5
Сольовий режим, Sl			
Мезотрофи	31,6	29,8	45,8
Семевтрофи	64,5	59,5	45,8
Евтрофи	3,9	10,7	8,4
Нітроморфи, Nt			
Субанітрофіли	6,3	2,2	8,3
Гемінітрофіли	37,9	29,7	41,6
Нітрофіли	51,9	57,5	45,8
Еунітрофіли	3,9	10,6	4,3
Аероморфи, Ae			
Субаерофіли	22,8	36,1	20,8
Геміаерофоби	51,9	42,9	37,6
Субаерофоби	18,9	10,5	20,8
Аерофоби	6,4	10,5	20,8

Аналіз розподілу гідроморф показав, що у зоні помірної та середньої рекреації провідна роль у гідроморфній структурі травостою належить гігрозоміотам та мезоміотам. Оцінка екологічної валентності серед цієї групи гідроморф показала домінування гемістенотопів та стенотопів (65,5 % та 57,8 %), стенотопи – 16,8 % та 22,3 %, дещо менший внесок становлять геміеврітопи та еврїтопи. Мезоміоти найбільше представлені на ППЗ – 63,3 %, превалюють гемістенотопи. Значна розбіжність характерна для внеску субмезоміотів: якщо для ПП1 та ПП2 вони складають 0,7 % та 1,5 % відповідно, то на ППЗ частка видів цієї екологічної групи складає вже 21,0 %. Таке різке коливання спричинено наявністю на ППЗ великих відкритих галявин, витоптаних ділянок. На цій найбільш деградованій ПП зберігається тенденція щодо збільшення вдвічі внеску мезоміотів порівняно з ПП1. Кількість гігрозоміотів на екопрофілі змінюється з 5,5% (ППЗ) до 0% (ПП1). Аналіз розподілу видів за екогрупами відносно змінності зволоження ґрунту показав тенденцію до збільшення внеску гемігідроконтрастоміотів з 22,8 % (ПП1) до 33,3 % (ППЗ). Частка гемігідроконтрастоміотів складає майже половину представлених видів. Значимої кореляції між рівнем рекреаційної трансформації та часткою гідроконтрастоміотів не виявлено. Проте, зафіксовано зменшення кількості гідроконтрастоміотів на градієнті трансформації. Для характеристики змінності зволоження найбільш типовими виявилися види з широкою екологічною валентністю (еврібіотна фракція). Такий розподіл видів за обома едафічними показниками свідчить про погіршення режиму водозабезпечення та зволоження лісу, зміну видового складу у бік домінування видів еврїморфних екологічних груп. Оцінка ацидоморфного складу рослин показала типове для даних лісорослинних умов домінування субацидоміотів, частка яких становить половину: 55,6 %; 48,9 %; 50,0 %. Встановлено збільшення внеску нейтроміотів на градієнті рекреаційної трансформації. Зокрема, якщо для ПП1 частка нейтроміотів становить 25,3 %, тоді на ППЗ цей показник складає 37,5 %. Парацидоміоти трапляються лише подекуди у зоні помірної (2,6 %) та середньої (2,2 %) трансформації. За екологічною валентністю домінують мезовалентні (35,5–57,2 %), геміеврївалентні (26,7–40,2 %), еврївалентні (25,6–37,2 %) види, внесок гемістенотопних та стенотопних видів на

всіх ПП не перевищував 10,0 %. За сольовим режимом трапляються лише три екологічні групи, але на всіх ПП домінують семевтрофи, частка яких коливається від 45,8 % (ПП1) до 64,5 % (ПП3). Максимальна кількість мезотрофів виявлено на ПП1 (45,8 %), мінімальна – на ПП2 (29,8 %). Найбільше евтрофів розвивається на ПП2, внесок яких становить 10,7 %. Спрямовану динаміку виявлено лише щодо зміни частки семевтрофів. За екологічною валентністю в групах домінують види з вузькою екологічною валентністю (гемістенотопні та стенотопні).

Розподіл екогруп за Nt показав, що домінують нітрофіли 45,8–51,9 % та гемінітрофіли 29,7 –41,6%. Кількість еунітрофілів на ПП2 є масимальною 10,6 %, натомість на ПП1 та ПП3 частка еунітрофілів є приблизно однаковою. Субанітрофіли найбільше трапляються на ПП1 (8,3%). Значимої залежності між екологічними групами нітратного режиму та інтенсивністю рекреаційного впливу не виявлено. Серед аероморф превалюють геміаерофоби, частка яких поступово зменшується за рівнем трансформації з 51,9 % (ПП3) до 37,6 % (ПП1). Також характерним є збільшення кількості аерофобів з 6,4 % на ПП3 до 20,8% на ПП1. Аналіз екологічної амплітуди показав домінування видів з вузькою екологічною амплітудою. Частка стенотопних видів коливається від 23,4 % до 45,6 %, гемістенотопних – від 18,9 % до 32,2%. Значний внесок становлять також мезотопні види. Види з широкою екологічною амплітудою у структурі травостою мають мінімальну частку.

3.1.2 Рекреаційно-оздоровчі ліси та паркові насадження в умовах міста

У структурі урбанізованих ландшафтів зелені насадження, особливо рекреаційно-оздоровчого і захисного призначення, відіграють важливу роль буферних і регулюючих елементів щодо зниження впливу антропогенних чинників. Серед комплексу відомих урбаністичних чинників значної уваги заслуговує значно поширений і недостатньо регульований рекреаційний вплив на паркові насадження в умовах міста [715]. Досвід свідчить, що найчутливішим компонентом до рекреаційної діяльності є трав'яний ярус лісових і паркових насаджень зелених зон міст. Зазвичай застосовують методичні принципи екології

рослин, які ґрунтуються на порівнянні цих структур на градієнті антропогенної трансформації травостою [586, 593, 716, дод. У].

3.1.2.1. Середньобузька височинна область

Встановлено, що видовий склад трав'яної рослинності на екопрофілі, закладеному в лісах зеленої зони міста Вінниця, представлений 78 видами судинних рослин, які належать до 73 родів і 27 родин. Спектр 10 провідних родин трав'яних рослин формують: *Asteraceae* – 23 види, або 29,4 % від загальної кількості видів; *Poaceae*, *Lamiaceae* – 6, або 7,7 %; *Fabaceae* та *Ranunculaceae* – 4, або 5,1 %; *Caryophyllaceae*, *Polygonaceae*, *Scrophulariaceae* – по 3 види, або 3,8 %; 7 родин містять по 2 види, або 2,2%, 12 родин мають по 1 виду (1,5 %). Види родини *Asteraceae* домінують на порушених місцезростаннях (ПП1). Друге та третє місця поділяють родини *Poaceae*, *Lamiaceae*, *Fabaceae* та *Ranunculaceae*. На ПП1 ЗПП становить 55,2 %; 12,5 % – рудеральні та адвентивні види (*C. majus*, *M. sylvestris*, *S. arvensis*, *S. annua*, *R. confertus* тощо). Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 4. На ПП2 ЗПП становить дещо більше – 71,5 %, нелісові види складають 7,2 %. Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 3. На ПП3 показник знижується до 85,5 %, домінують також лісові види, але подекуди з'являються нехарактерні для даного типу лісу *D. glomerata*, *M. perennis*, *P. major*, *S. vulgaris*. тощо. Ґрунт деградує на рівні 2 стадії дигресії. На ПП4 ЗПП становить 95,5 %; домінують *A. europaeum*, *C. disticha*, *G. aparine*, *M. perennis*, *P. multiflorum*, *P. aviculare.*, *P. officinalis* тощо. Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 1. Індекс адвентизації складає 23,1 %; 20,5 %; 20,5 %; 15,1 % – відповідно на ПП1; ПП2; ПП3; ПП4. Встановлено, що ґрунт досліджуваних лісів має наступні стадії рекреаційної трансформації: ПП1–IV, ПП2–III, ПП3–II, ПП1–I. Біоморфологічний спектр трав'яної рослинності свідчить про певні рекреаційні змін (табл. 3.11).

Таблиця 3.11

Біо- та екоморфологічний спектр трав'яної рослинності лісів зеленої зони м. Вінниця

Ознаки життєвих форм	Розподіл на екопрофілі			
	ПП1	ПП2	ПП3	ПП4
	Стадії рекреаційної трансформації-екотопу			

	IV	III	II	I
	Частка видів, %			
Тривалість життєвого циклу				
Однорічні	40,3	28,8	12,5	15,6
Дворічні	13,2	9,0	10,4	6,7
Багаторічні	46,5	62,2	77,1	77,7
Структура надземних пагонів				
Повзучі	14,3	17,8	18,7	11,1
Розеткові	23,8	22,2	8,4	13,3
Безрозеткові	61,9	60,0	72,9	75,6
Структура підземних пагонів				
Довгокореневищні	30,9	24,4	25,0	22,2
Короткокореневищні	11,9	25,5	10,4	8,9
Коренепаросткові	4,9	4,6	8,3	6,7
Без утворень	52,3	55,5	56,3	62,2
Життєві форми				
Терофіти	28,4	31,1	22,9	17,7
Хамефіти	4,9	4,4	6,3	8,9
Гемікриптофіти	54,8	57,8	60,4	57,8
Кріптофіти	11,9	6,7	10,4	15,6
Геліоморфи				
Геліофіти	66,6	44,4	31,3	26,7
Геліосціофіти	23,8	26,7	20,8	20,0
Сціогеліофіти	9,6	17,8	25,0	22,2
Сціофіти	0	11,1	22,9	31,1
Ценоморфи				
Галофіти	2,4	0	0	0
Акванти	2,4	0	0	0
Сільванти	23,8	31,1	50,0	66,7
Пратанти	23,8	20,0	20,9	6,6
Степанти	2,4	4,4	0	0
Рудеранти	45,2	44,5	29,1	26,7
Індекс адвентизації, %	25,5	19,8	16,1	15,1

Зокрема, за тривалістю життєвого циклу багаторічні трави домінують на ПП2–ПП4. Частка однорічних та багаторічних трав виявилася майже однаковою на ПП1 (46,5 %; 40,3 %). Однорічників найменше встановлено за помірного та слабкого рекреаційних впливів (15,6 % на ПП4; 12,5 % на ПП3). Частка дворічників коливалась в межах 6,7–13,2 %. Аналіз структури надземних пагонів показав, що на всіх ПП домінують безрозеткові види (61,9–75,6 %). Частка видів із розетковими пагонами в декілька разів менша – 8,4–23,8 %. Види з повзучими пагонами були найменш

представлені (11,1–18,7 %; *C. europaea*, *C. arvensis*, *G. aparine*, *G. hederacea*, *O. acetosella*, *P. aviculare* тощо). За структурою підземних пагонів на всіх ПП переважають види без утворень (52,3–62,2 %). Найбільший внесок довгокореневищних рослин (*A. millefolium*, *A. artemisiifolia*, *A. absinthium*, *C. epigejos*, *C. majus*, *P. pratensis*, *S. arvensis* тощо) зафіксовано на ПП1, що спричинено особливостями пристосування цих видів до наслідків рекреаційної діяльності. Коренепаросткові види найменш представлені на ПП (4,6–6,7 %). Аналіз життєвих форм показав, що майже половина всіх представлених видів є гемікриптофітами (54,8–60,4 %). Суттєвим також є внесок терофітів. Варто зауважити, що найменший внесок терофітів зафіксовано на ПП4. Представленість хамефітів зростає за градієнтом рекреаційної трансформації ПП від 4,9 % (ПП1) до 8,9 % (ПП4). Максимальний внесок кріптофітів виявився на ПП4 (*G. luteum*, *P. quadrifolia*, *P. multiflorum*, *S. holostea* тощо).

Розподіл за геліоморфами показав, що домінують на екопрофілі геліофіти, максимальна частка яких зафіксована на ПП1 (66,6 %), мінімальна – на ПП4 (26,7 %). Частка сціогеліофітів на градієнті рекреаційної трансформації збільшується з 9,6 % (ПП1) до 22,2 % (ПП4). Представленість сціофітів також максимальна на ПП4 (*D. filix-mas*, *P. multiflorum*, *P. quadrifolia*, *Orchis coriophora* L. тощо) і є типовою для лісових ценозів. На ПП1 сціофітів не виявлено.

Загалом, на досліджених ділянках домінують сільванти та рудеранти. Максимальна частка сільвантів зафіксована на території зі слабким рекреаційним впливом, I стадією трансформації екотопу (66,7 %), натомість участь рудерантів (26,7 %), пратантів (6,6 %) тут найменша. Найбільший (23,8 %) внесок пратантів (зокрема, *A. repens*, *C. pilosa*, *T. pratense*, *C. glomerata* тощо) та рудерантів (45,2 %; зокрема, *Bromus squarrosus* L., *B. hordeaceus* L., *B. incana*, *D. glomerata*, *N. stricta* тощо) виявлено на ПП1. Участь галофітів і аквантів виявилася однаковою на ПП1 (по 2,4 %). Представленість степантів становила 2,4 % та 4,4 % на ПП1 та ПП2 відповідно. Аналіз індексу адвентизації свідчить про антропогенну трансформацію екотопів: 25,5 %; 19,8 %; 16,1 %, 15,1 %. Серед адвентивних видів переважали *C. ruderalis*, *C. canadensis*, *A. artemisiifolia*, *S. annua*, *Oenothera biennis* L.,

Ceratocephala testiculata Crantz (Roth), *Asclepias syriaca* L. тощо. Серед аборигенних антропофітів домінували *A. millefolium*, *E. repens*, *R. confertus*, *C. arvensis*, *A. vulgaris*, *P. major* та інші. Про рекреаційне порушення водного режиму ґрунту на екопрофілі свідчить фітоіндикаційний аналіз гідротопу. Зокрема, було встановлено, що з посиленням рекреаційного впливу на ПП збільшується частка субмезофітів (*A. millefolium*, *Echium vulgare* L., *T. officinale* тощо) з 4,5% до 24,3% та субксерофітів з 2,2% до 4,8% (табл. 3.12). Натомість, частка мезофітів, гігромезофітів та гігрофітів зменшується: 54,5–39,0 %, 31,8–29,2 % та 7,0–2,7 % відповідно. Загалом, провідна роль належить мезофітам та гігромезофітам. З віддаленням від рекреаційних місць відпочинку збільшується частка гідроконтрастофобів з 2,4 % до 9,1 %. Внесок гемігідроконтрастофобів також збільшується майже вдвічі на ПП4 (61,4 %) порівняно з ПП1 (31,7 %).

Таблиця 3.12

Розподіл видів трав'яних рослин (%) в лісах за екологічними групами зеленої зони м. Вінниця

Екологічні групи	Розподіл видів на екопрофілі, %			
	ПП1	ПП2	ПП3	ПП4
Гідроморфи, Hd				
Гігрофіти	2,7	2,2	6,7	7,0
Гігромезофіти	29,2	27,4	31,9	31,8
Мезофіти	39,0	45,5	51,1	54,5
Субмезофіти	24,3	22,7	8,2	4,5
Субксерофіт	4,8	2,2	2,1	2,2
Змінність зволоження, fH				
Гідроконтрастофоби	2,4	6,8	6,4	9,1
Гемігідроконтрастофоби	31,7	38,6	57,4	61,4
Гемігідроконтрастофіли	43,9	36,3	29,8	25,0
Гідроконтрастофіли	14,6	11,4	4,3	2,3
Гіпергідроконтрастофіли	7,4	6,9	2,1	2,2
Ацидоморфи, Rc				
Перацідофіли	2,4	0	0	0
Ацидофіли	7,3	4,5	4,3	4,5
Субацидофіли	60,9	63,6	61,7	59,1
Нейтрофіли	26,8	31,9	34,0	36,3
Базофіли	2,6	0	0	0
Узагальнений сольовий режим, Tr				
Семіоліготрофи	2,4	0	0	0

Мезотрофи	9,7	15,9	21,2	27,2
Семієвтрофи	60,9	61,4	70,2	63,6
Евтрофи	17,1	18,2	8,6	9,2
Субглікотрофи	7,3	2,2	0	0
Глікотрофи	2,6	2,3	0	0
Нітроморфи, Nt				
Субанітрофіли	4,8	2,2	4,3	4,5
Гемінітрофіли	39,0	38,6	31,9	29,5
Нітрофіли	43,9	45,5	48,9	52,3
Еунітрофіли	12,3	13,7	14,9	13,7
Аероморфи, Ae				
Субаерофіли	43,9	38,6	19,1	18,2
Геміаерофоби	43,9	50,0	65,9	75,0
Субаерофоби	12,2	11,4	15,0	6,8

Нерівномірність зволоження кореневмісного шару ґрунту на екопрофілі найбільше виражена на ділянках інтенсивного та середнього рекреаційного впливу. Зокрема, частка гемігідроконтрастофілів становить 43,9 % та 36,3 % на ПП1 та ПП2 відповідно. Внесок гідроконтрастофілів та гіпергідроконтрастофілів на цих ПП був максимальним. Такий розподіл екогруп за відношенням до змінності зволоження спричинений нестійким та нерівномірним зволоженням кореневмісного шару ґрунту внаслідок інтенсивного та середнього рекреаційного впливу. Аналіз трофотопу по відношенню до кислотного режиму ґрунту показав, що домінують субацідофіли (60,9–59,1 %). Майже вдвічі меншим є внесок нейтрофілів (26,8–36,3 %). Аналіз трофотопу за загальним сольовим режимом свідчить про домінування семієвтрофів (60,9–63,6 %; *G. hederacea*, *G. parviflora*, *M. sylvestris*, *P. multiflorum*, *P. annua*, *Sisymbrium officinale* (L.) Scop., *S. annua*, *G. speciosa* тощо). Глікотрофи та субглікотрофи були виявлені тільки на ПП1 (2,6 %; 7,3 %) та ПП2 (2,3 %; 2,2 %). За нітратним режимом ґрунту усіх лісових насаджень екопрофілю належать до відносно забезпечених мінеральним азотом (0,3–0,4 %). На них поширені гемінітрофіли та нітрофіли. Мініміальну частку складають субанітрофіли (2,2–4,8 %; *A. arvensis*, *B. incana*, *V. canina* тощо). Оцінка аерації ґрунту показала, що на екопрофілі представлені лише субаерофіли, геміаерофоби та субаерофоби. Частка геміаерофобів помірно збільшувалася у з віддаленням від місць відпочинку

з 43,9 % на ПП1 до 75,0 % на ПП4. Максимальна частка субаерофобів становила 15,0 % на ПП3, тоді як максимальна частка субаерофілів складала 38,6 % (ПП2).

Оцінка фракцій екологічних валентностей видів була здійснена за розподілом гідроморф, трофоморф та тероморф, змінністю зволоження. За гідроморфами на екопрофілі превалюють види гемієврівалентної та єврівалентної фракції (24,4–31,8 %; 23,0–43,2 %) (рис. 3.10). Частка видів стеновалентної фракції зменшується за градієнтом рекреаційної трансформації. Стенобіонтні види не виявлені на ПП1. Внесок мезобіонтних видів був майже однаковим на ПП (6,8–9,7 %). За шкалою змінності зволоження домінували види гемістеновалентної фракції, внесок яких складав 31,9–41,5 % (рис. 3.11). Другою за домінуванням виявилася група видів мезовалентної фракції, розподіл яких був майже однаковим на екопрофілі (25,0–29,5 %). Еврибіонтних видів не має на ділянках середнього та помірного рекреаційного впливу. Натомість, частка стенобіонтних видів на цих ділянках була максимальною (17,0–22,7 %). Аналіз екологічних валентностей різних типів трофоморф показав, що домінують гемістенобіонтні види (27,3–40,9 %), максимальна частка яких була зафіксована на ПП4 (рис. 3.12). Частка єврівалентної фракції, навпаки, зменшувалась вздовж градієнту і становила лише 4,6 % на ПП4. Розвиток мезобіонтних видів виявився майже однаковим на ПП2 (34,1 %) та ПП4 (36,3 %) Мінімальний внесок стеновалентної фракції зафіксовано на ПП1 (9,7 %). Оцінка фракцій екологічних валентностей за аерацією ґрунту показала, що частка стенобіонтних видів поступово збільшується з 29,3 % (ПП1) до 47,7 % (ПП4), натомість внесок гемістенобіонтних та мезобіонтних поступово зменшується (рис. 3.13). Найменше виявлено гемієврибіонтів (4,9–2,1 %). Варто зауважити, що на екопрофілі відсутня євріваленти за відношенням до аерації ґрунту. Оцінка типів екологічних стратегій рослин показала, що на екопрофілі домінують види з перехідних груп екологічних стратегій (рис. 3.14). Зокрема, максимальний внесок видів з CS-стратегією становив 36,4 % на ПП4, натомість, мінімальне значення сягало лише 7,2 % на ПП1. Частка видів з CR-стратегією була майже однакова на усіх ПП (8,3–9,5 %; *L. vulgaris*, *S. holostea*, *U. dioca*, *M. muralis*, *T. pratense* тощо). Виявлено тенденцію до збільшення частки видів зі CRS-типом

стратегії (*B. incana*, *G. parviflora*, *P. aviculare*, *P. major*, *P. lanceolata*, *X. strumarium*, *C. majus* тощо) на більш рекреаційно трансформованих ПП. Серед видів з первинним типом екологічної стратегії превалюють експлеренти (11,3–28,5 %; *Echinochloa crusgalli* (L.) P. Beauv., *S. vulgaris*, *S. officinale*, *U. dioca* тощо). Віоленти становили лише 4,4–6,8 %. Частка патієнтів збільшується з 4,8 % до 13,6 % (зокрема, *A. arvensis*, *G. aparine*, *G. luteum*, *P. multiflorum*, *P. quadrifolia*, *V. angustifolia* тощо). Найвищі значення індексів Менхініка та Шеннона мали ділянки зі слабким рекреаційним впливом (рис. 3.15). Відповідні значення стану ділянок з середнім та помірним рекреаційним впливом є майже однаковими. Найнижчі значення зафіксовано на ПП1, де найбільша участь у ценозі адвентивних та рудеральних видів рослин. Екологічні умови на цій ділянці сприятливі лише для кількох основних видів-домінантів. За оцінкою індексу Сімпсона встановлено, що в цілому рівень домінування для трав'яних рослин є високим для ПП1–ПП3, найнижчі значення притаманні для ПП4. Це свідчить про те, що на більш трансформованих ділянках умови сприятливі лише для певних видів рослин (*A. artemisiifolia*, *D. glomerata*, *P. major*, *T. officinale*, *S. arvensis*, *S. annua*, тощо), а інші знаходяться в більш пригніченому стані. Дані щодо спектру складності фіторізноманіття як рівномірності розподілу особин за видами (вирівненість за Піелу) – майже протилежні домінуванню.

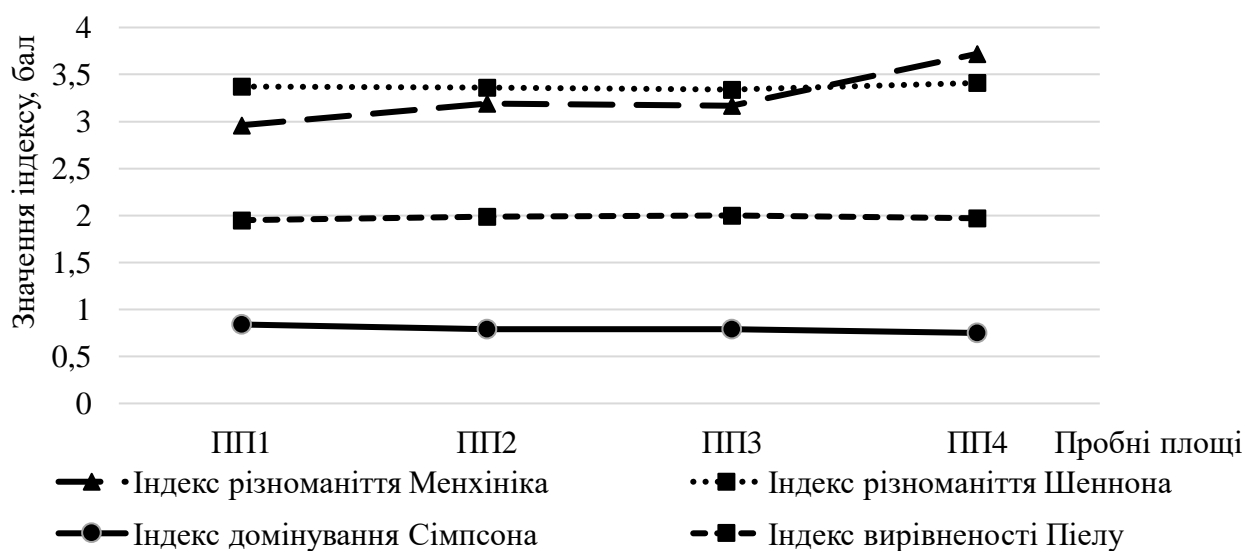


Рис. 3.15. Значення індексів фіторізноманіття лісів зеленої зони м. Вінниця

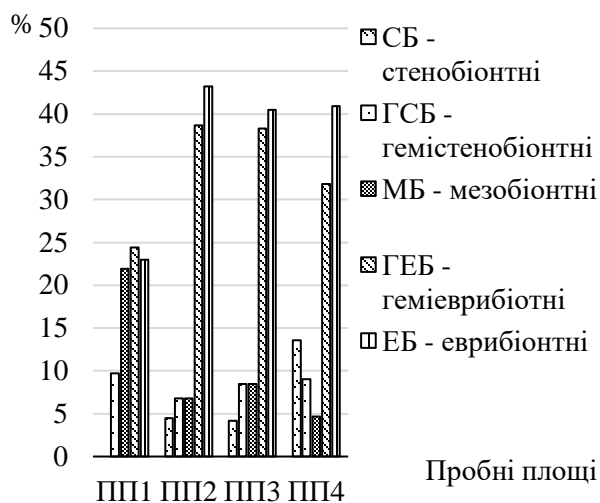


Рис. 3.10 Співвідношення видів різної екологічної валентності за Nd

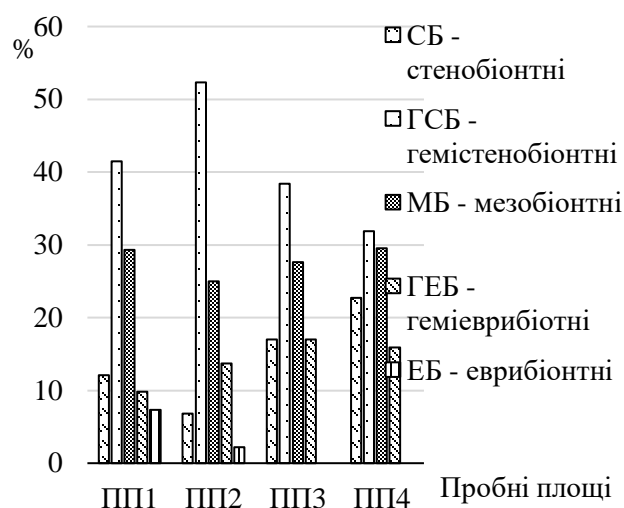


Рис. 3.11 Співвідношення видів різної екологічної валентності за fH

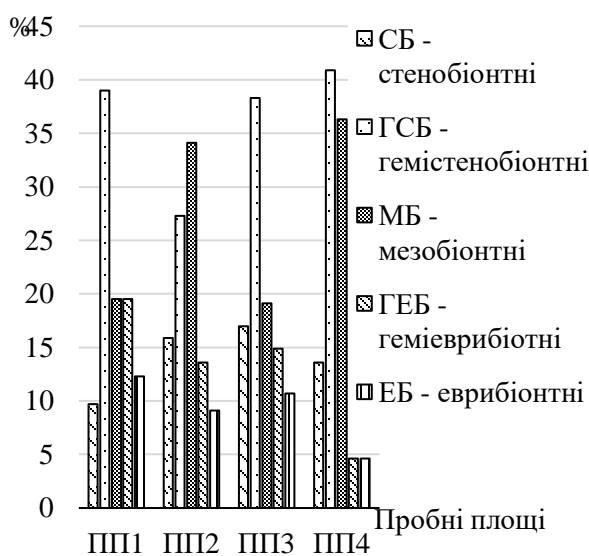


Рис. 3.12 Співвідношення видів різної екологічної валентності за Tr

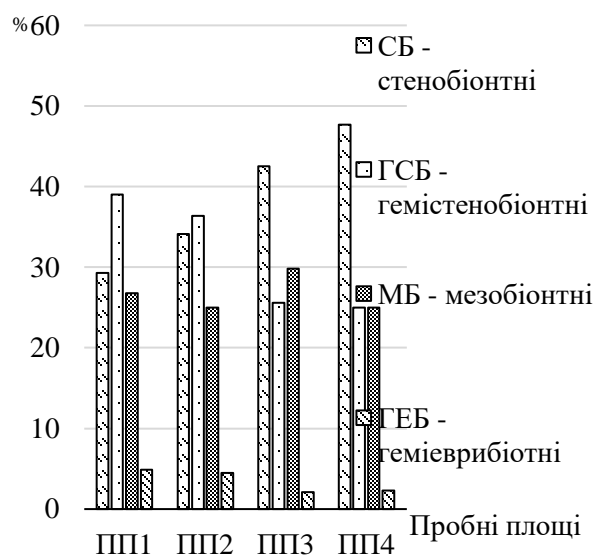


Рис. 3.13 Співвідношення видів різної екологічної валентності за Ae

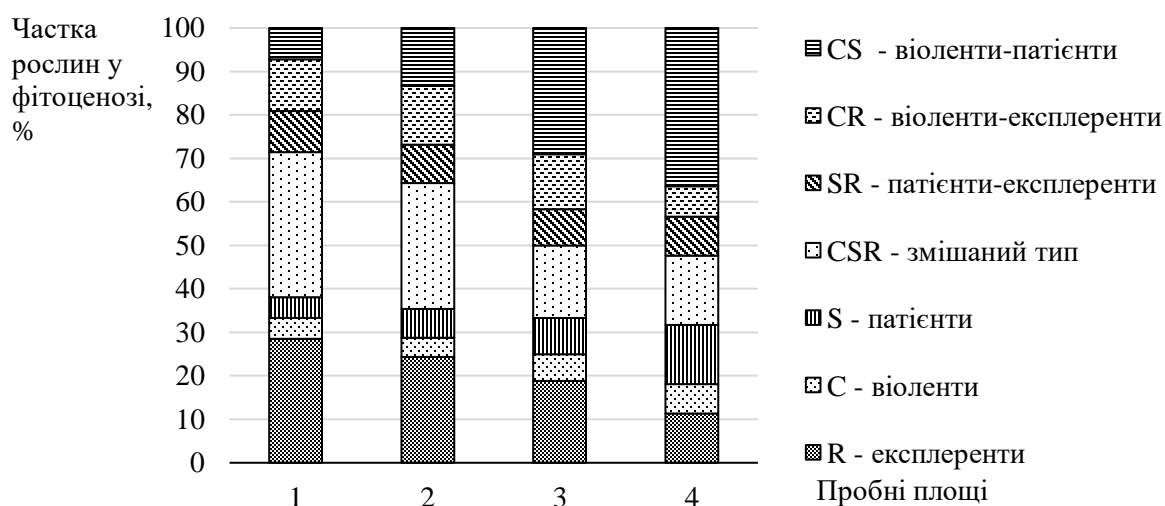


Рис. 3.14 Розподіл видів трав'яного ярусу лісів зеленої зони м. Вінниця на екопрофілі за типами екологічних стратегій

3.1.2.2. Передкарпаття

За результатами досліджень зелених насаджень м. Трускавця дендрофлора налічує 71 вид деревних та напівдеревних рослин, що відносяться до 49 родів і 35 родин, двох класів та двох відділів вищих рослин (дод. У). Відділ *Pinophyta* представлений двома родинами – *Pinaceae* та *Taxaceae*, шістьма видами: *Abies alba* Mill., *Picea abies* (L.) Н. Karst., *Pinus strobus* L., *Pinus pallasiana* Lamb., *Pinus sylvestris* L. та *Taxus baccata* L. Більшість видів дендрофлори міста – це представники відділу *Magnoliophyta*. Найчисельніша родина – *Rosaceae* (11 видів, 15,5 %). Провідною також є родина *Oleaceae* (7 видів, 9,8 %). Родини *Salicaceae* та *Aceraceae* мають однакову кількість видів (по 5 видів, 7,0 %). Три родини мають по 3 види (*Fabaceae*, *Caprifoliaceae*, *Tiliaceae*); чотири – по два види (*Berberidaceae*, *Cupressaceae*, *Bignoniaceae*, *Magnoliaceae*). Інші родини мають лише по одному виду. Провідними родами є *Acer* (4 види), *Tilia* (4 види), *Pinus* (3 види) та *Populus* (3 види). За походженням переважають аборигенні види, проте частка інтродуцентів більша 40,0 % (дод. Ж 5). Дендрофлора міста походить з одного Голарктичного царства, двох підцарств (Бореальне та Давньосередземноморське підцарства) і шести областей. Географічний аналіз дендрофлори свідчить про домінування циркумбореальних видів (45,1%): *A. alba*, *A. pseudoplatanus*, *B. vulgaris*, *C. vulgaris*, *M. domestica*, *P. sylvestris*, *P. alba*, *Q. robur*, *S. nigra*, *T. cordata*, *U. laevis* тощо. Однаковий розподіл видів виявлено у Східноазійській та Атлантично-Північноамериканським областях – 10 видів, 14,0 % (*A. negundo*, *A. fruticosa*, *Hydrangea arborescens* L., *Forsythia europae* Deg. et Bald, *Forsythia viridissima* Lindl., *Liriodendron tulipifera* L., *Platanus acerifolia* L., *P. occidentalis* L., *Q. rubra*). Серед видів, які належать до Давньосередземноморського царства, превалюють рослини Ірано-Туранської області (9,7%; наприклад, *Campsis radicans* (L.) Seem, *Gleditschia triacanthos* L., *Prunus serrulata* Lindl., *R. caesius* тощо). Внесок видів із Середземноморської області незначний (4,5 %; *Buxus sempervirens* L., *Hippophae rhamnoides* L., *Ligustrum vulgare* L.). Помітна участь також видів, які охоплюють дві і більше флористичних областей: домінування *A. hippocastanum*, *A. platanoides*, *B. pubescens*, *Catalpa bignonioides* Walt., *J. regia*, *Populus italica* (Du

Roi) Moench, *S. alba*, *S. aucuparia*, *R. pseudoacacia* тощо. Лише *Buddleia davidi* Franch. трапляється з Сахаро-Аравійської області. Загалом, серед інтродуцентів за чисельністю особин переважають: *P. strobus*, *P. pallasiana* Lamb., *C. bigonioides* Walt, *T. baccata*, *Prunus serrulata*, *P. acerifolia*, *P. occidentalis* L., *L. tulipifera*, *P. amurense*, *G. triacanthos*. Аналіз життєвих форм дендрофлори показав, що більше половина всіх представлених видів є деревами (63,4 %). Суттєвим також є внесок чагарників (29,5 %). Частка напівчагарників та ліан виявилася приблизно однаковою (4,2 %; 2,9 %). Здійснений аналіз за екологічними групами показав різну представленість видів у місті за відношенням до едафічного чинника (дод. Ж 6). Аналіз гідроморф показав, що більше половини представлених видів є мезофітами (53,1 %). Субмезофіти і гігромезофіти представлені майже в однаковій кількості. Найменшим внеском характеризуються гігрофіти (8,5 %). Частка гемігідроконтастофілів у структури дендрофлори є вдвічі меншою. Гіпергідроконстрастофоби та гідроконтрастофоби представлені в найменшій кількості (1,4 %; 4,2 %). Аналіз трофотопу по відношенню до кислотного режиму показав, що домінують субацидофіли (35,2 %) та нейтрофіли (45,1 %). Майже втричі меншим є внесок ацидофілів. Аналіз трофотопу за загальним сольовим режимом свідчить про домінування евтрофів та семевтрофів. Найменшою часткою представлених семіолгіотрофи (2,8 %). Мінімальну частку складають еунітрофіли. Аналіз екогруп за відношенням до аерованості ґрунту показав, що у дендрофлорі міста найбільше геміаерофобів (70,4 %). Частка субаерофілів становила лише 28,2 %. Натомість, субаерофобів лише 1,4 %.

Оцінка типів екологічних стратегій деревних рослин міста показала, що домінують види перехідних груп та змішаного типу екологічних стратегій. Зокрема, встановлено, що 33,8 % належить до CSR-стратегії (наприклад, *A. hippocastanum*, *A. tataricum*, *L. tatarica*, *P. acerifolia*, *V. minor* тощо). Серед перехідних типів стратегій варто відмітити представленість видів з CS-стратегії – 21,2 %; *P. sylvestris*, *A. platanoides*, *C. betulus*, *P. abies* тощо. 19,7% видів належать CR-типу (*A. negundo*, *A. tataricum*, *P. tremula*, *P. domestica*, *J. regia*, *S. alba*, *R. pseudoacacia* тощо). Серед первинних типів виявлено 2 види (2,8 %), які належать

до пацієнтів (*S. nigra*, *S. aucuparia*) та 9 видів (12,7 %), які належать до віолентів (наприклад, *F. excelsior*, *T. baccata*, *T. cordata*, *Q. robur*, *J. regia* тощо). У віковій структурі дендрофлори м. Трускавець домінують дерева віком 35-45 років (572 екз.), 45-55 (401) та 15-25 років (374 екз.). Варто відмітити також, що чисельною виявилася група рослин віком до 5 років (315 екз.). Загалом, деревостани м. Трускавця є ослабленими ($I_c=1,73$): здорових особин – 41,5 %, середньо ослаблених – 31,1 %, сильно ослаблених – 20,7 %, свіжого сухостою – 0,7 %.

3.2. Діагностика трансформації лісових екосистем, що зазнають вирубки дерев, випасу та пожежі

Відповідно до методики Стейн Б.А. [215], для діагностики змін лісових екосистем, що зазнають комплексу чинників антропогенного походження, доцільніше застосовувати шкалу оцінки впливу екологічних загроз, оскільки саме цей підхід дає можливість оцінити не тільки генезис чинника, але й інтенсивність, масштаб та відновлюваність після зняття впливу. Аналіз механічного впливу на лісові екосистеми показав, що у різних природних зонах України масштаб та інтенсивність дії цих загроз мають різні наслідки і, відповідно, значення (рис. 3.16). Зокрема, найбільша кількість балів за інтенсивністю впливу вирубки лісів, випасу худоби притаманна для Лісостепової зони. Дещо менше значення показника мають Покутсько-Буковинські Карпати, що причинено екологічними умовами регіону та активізацією санітарних рубок в останні роки. Високий бал за інтенсивністю впливу на ліси Західного Полісся спричинений інтенсивними випасом та пожежами, які є наслідками осушення ґрунтів та видобутку корисних копалин. Меншими балами за інтенсивністю впливу характеризуються Закарпатська низовина та Гірський Крим. За масштабом дії цих чинників максимальна кількість балів також притаманна для Лісостепу та Полісся. Середнє значення (2,2 та 2,8 бали) виявлено у Гірському Криму та Покутсько-Буковинських Карпатах, мінімальний бал за масштабом серед досліджених регіонів притаманний для Закарпаття. За узагальненим індексом впливу усіх чинників максимальними балами характеризуються Лісостеп (42) та Західне Полісся (28), мінімальний – Закарпатська низовина (16,1). Зупинимося на синекологічній діагностиці впливу

певної екологічної загрози на модельні об'єкти Лісостепу та Західного Полісся більш детально.

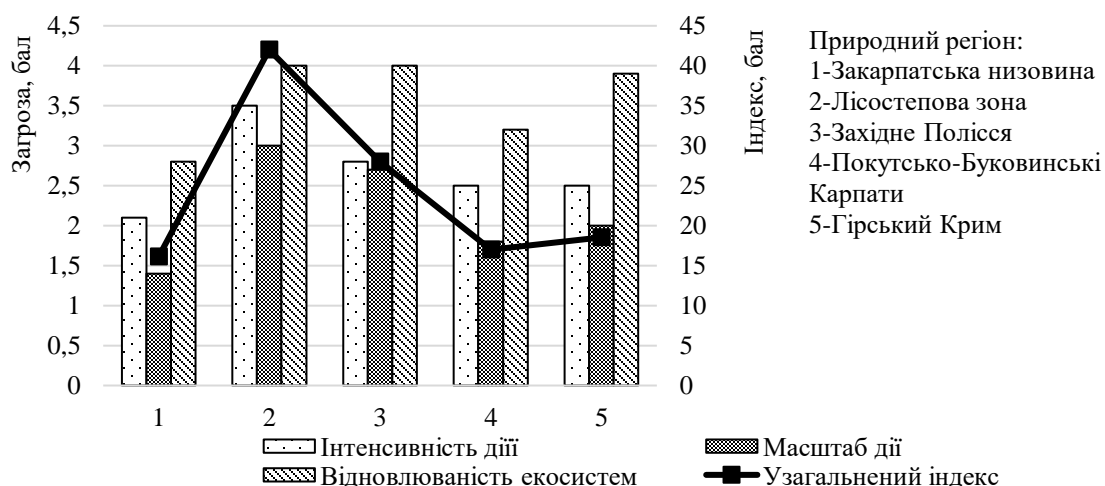


Рис. 3.16 Оцінка впливу вирубки лісів, випасу худоби, пожеж як екологічної загрози для лісів різних природних регіонів

3.2.1. Порушення екологічних умов нижньої частини долини р. Тясмин

Вплив вирубки лісів, випасу худоби аналізували на території басейну р. Тясмин (підрозділ 2.5.1.1, дод В. 7, дод. У). Встановлено, що видовий склад трав'яної рослинності на екопрофілі представлений 89 видами судинних рослин, які належать до 81 роду і 33 родин. У розподілі видів між класами на *Liliopsida* припадає 9 %, на *Magnoliopsida* – 91 %. Спектр 10 провідних родин трав'яних рослин формують: *Asteraceae* – 23 види, або 25,8 % від загальної кількості видів (типове для голарктичних флор [717, 718]); *Poaceae*, *Lamiaceae* – 6, або 6,7 %; *Fabaceae* та *Ranunculaceae* – 4, або 4,5 %; *Caryophyllaceae*, *Polygonaceae*, *Scrophulariaceae* – по 3 види, або 3,4%; 11 родин містять по 2 види, або 2,2 %, зокрема *Brassicaceae*, яка в регіональних флорах України має більшу представленість, 14 родин мають по 1 виду (1,1 %), серед них, як рідкісні – *Iridaceae*, так і типові – зокрема, *Rosaceae*, яка є чисельною родиною у лісово-лучних фітоценозах. Частка перших за чисельністю 8 родин становить 58,4 % (52 види) від загальної кількості видів. Родина *Asteraceae* (25,8 %) займає перше місце у спектрі родин. Така висока позиція родини характерна майже для всіх природних флор земної кулі, у т. ч. і для синантропної флори України [11, 364]. На екопрофілі види цієї родини домінують на порушених місцезростаннях нижньої (ПП1, ПП2) і

середньої (ППЗ–ПП5) досліджуваних частин долини річки (підрозділ 2.5.1.2, рис. 2.5). Друге та третє місця поділяють родини *Poaceae*, *Lamiaceae*, *Fabaceae* та *Ranunculaceae* – 22,5 %. Здійснено порівняння систематичної структури рослинності долини річки з даними інших авторів [719, 720] (дод. Ж 7). За біоморфологічним спектром трав'яних рослин встановлено, що за тривалістю життєвого циклу переважають багаторічні трави (табл. 3.15). Однорічників найбільше у нижній частині долини (17,3–20,0 % на ПП1 і ПП2; 19,0 % на ПП5), найменше – на ділянках верхньої (9,4 % на ПП7) та середньої частини (10,5 % на ПП4). Загалом домінують безрозеткові види (65,6–80,8 %). Участь видів із розетковими пагонами істотно менша – 7,7–25,0 % (*L. serriola*, *T. officinale*, *Cichorium intybus* L., *P. major*, *P. lanceolata*, *Alisma plantago-aquatica* L., *Butómus umbellátus* L., *Barbarea vulgaris* R. Br., *E. vulgare* тощо). Види з повзучими пагонами виявилися найменш поширеними на екопрофілі (9,5–15,8 %; *H. pilosella*, *T. repens*, *Vicia sepium* L., *Humulus lupulus* L., *Calystegia sepium* L., *C. arvensis*, *R. repens*, *P. anserina*, *L. vulgaris* тощо). За структурою підземних пагонів переважають кореневищні види. Натомість, домінування довгокореневищних видів (*Cichorium intybus* L., *T. officinale*, *S. arvensis*, *C. arvense*, *V. longifolia*, *V. sepium*, *L. europaeus*, *U. dioica*, *A. plantago-aquatica*, *B. umbellatus*, *E. repens*, *P. australis* тощо) та наявність коренепаросткових видів (*C. arvensis*, *B. vulgaris*, *Asclepias syriaca* L. тощо) зафіксовано лише у нижній та середній частинах долини річки, що спричинено особливостями пристосування видів до наслідків осушувальної меліорації.

Таблиця 3.15

Біо- та екоморфологічний спектр трав'яної рослинності Ірдино-Тясминської долини

Ознаки життєвих форм	Розподіл на екопрофілі						
	ПП1	ПП2	ПП3	ПП4	ПП5	ПП6	ПП7
	Ступінь антропогенної трансформації екотопів*						
	I	I	III	III	II	I	I
Частка видів, %							
Тривалість життєвого циклу							
Однорічні	17,3	20,0	18,8	10,5	19,0	11,5	9,4
Дворічні	11,5	6,7	15,6	10,5	14,3	15,4	15,6
Багаторічні	71,2	73,3	65,6	79,0	66,7	73,1	75,0
Структура надземних пагонів							
Повзучі	13,5	10,0	9,4	15,8	9,5	11,5	9,4

Розеткові	17,3	13,3	21,9	10,5	14,3	7,7	25,0
Безрозеткові	69,2	76,7	68,7	73,7	76,2	80,8	65,6
Структура підземних пагонів							
Довгокореневищні	42,3	60,0	49,0	68,5	42,9	50,0	50,0
Короткокореневищні	21,2	13,3	9,1	10,5	9,5	11,5	21,9
Коренепаросткові	0	0	21,6	10,5	4,7	3,9	6,2
Без утворень	36,5	26,7	20,3	10,5	42,9	34,6	21,9
Темп вегетативного розмноження (тип вегетативної рухливості)							
Вегетативно рухливі	50,0	60,0	53,1	68,4	45,0	50,0	51,5
Вегетативно малорухливі	18,5	13,3	15,6	15,8	10,0	15,4	21,2
Вегетативно не рухливі	31,5	26,7	31,3	15,8	45,0	34,6	27,3
Життєві форми							
Терофіти	27,8	20,0	28,1	25,8	28,2	20,8	27,3
Хамефіти	3,7	0	0	0	9,5	0	0
Гемікриптофіти	33,3	23,3	25,0	26,8	19,5	26,9	33,3
Гідрофіти	11,1	33,3	18,8	15,8	23,8	21,5	12,1
Гелофіти	1,9	3,4	3,1	5,3	0	3,8	3,0
Геофіти	22,2	20,0	25,0	26,3	19,0	27,0	24,3
Геліоморфи							
Геліофіти	62,3	67,4	71,9	57,9	73,7	65,4	62,5
Сціогеліофіти	37,7	32,6	28,1	42,1	26,3	34,6	37,5
Ценоморфи							
Галофіти	5,2	5,6	2,9	5,0	13,0	3,4	5,3
Акванти	8,6	15,0	4,1	5,0	7,4	0	5,3
Палюданти	1,7	13,9	2,9	5,0	0	0	5,3
Сільванти	15,5	8,2	2,9	15,0	8,7	20,7	15,8
Пратанти	25,9	23,9	20,0	15,0	17,4	24,1	23,5
Степанти	1,7	2,8	18,6	0	4,3	3,4	5,3
Рудеранти	41,4	30,6	48,6	55,0	49,2	48,4	39,5
у т.ч. адвентивні	20,7	13,9	22,9	15,0	17,4	17,2	21,1
Індекс адвентизації, %	23,1	16,7	25,0	15,8	19,0	19,2	25,0

Примітка: * – I – слабкий, II – середній, III – сильний ступінь антропогенної трансформації екотопів

Окремої уваги заслуговує темп вегетативного розмноження як інтегральний показник ступеня стійкості виду у фітоценозі, передумови його спроможності до захвату та утримання життєвого простору [721]. На екопрофілі переважають вегетативно рухливі види 50,0–68,4 %, частка вегетативно нерухливих видів (*X. strumarium*, *S. annua*, *A. absinthium*, *C. album*, *T. pratense*, *Lotus corniculatus* L., *D. carota*, *M. sylvestris*, *L. minor* тощо) максимальною є на ПП5. Отримані дані співпадають з даними інших авторів щодо переважання гемікриптофітів у

Черкасько-Чигиринському геоботанічному районі [719]. Мінімальний внесок гідрофітів виявився у середній частині долини р. Тясмин (ПП3–ПП5). Представленість геофітів зростає з наближенням до верхньої частини долини річки (ПП6; ПП7). Частка гелофітів (*Deschampsia cespitosa* (L.) P. Beauv, *C. palustris*, *Lycopus europaeus* L., *Sium latifolium* L. тощо) коливається в межах 1,9–5,3 %. Виявлені відмінності в розподілі за свідчать про посилення процесів ксерофітизації в середній частині долини р. Тясмин. Розподіл за геліоморфами показав, що домінують геліофіти, максимальна частка яких зафіксована на ПП2 (96,7 %). Частка сціогеліофітів коливається у межах 28,1–42,1 %. Аналіз за ценоморфами показав домінування рудерантів (30,6–55,0 %), максимальна частка яких у середній частині долини (ПП3–ПП5), де найбільше рекреаційне і пасовищне навантаження, натомість участь сільвантів і пратантів тут найменша. Найбільший (до 13,9 %) внесок палюдантів (*L. europaeus*, *C. palustris*, *Iris pseudacorus* L. тощо) зафіксовано у низов'ї річки. Участь галофітів виявилася майже однаковою у верхній та нижній частинах долини (5,2–5,6 %). Істотний розвиток адвентивних видів (20 видів, 22,5 %) свідчить про значну вторинну антропогенну трансформацію екотопів, яка істотно посилилася порівняно з даними 1974 р. [677]. Найбільше видів адвентивної фракції об'єднує родина *Asteraceae* – 7 видів (7,9 %). Серед адвентів домінують *X. strumarium*, *C. ruderalis*, *C. canadensis*, *A. plantago-aquatica*, *A. artemisiifolia*, *S. annua*, *O. biennis*, *C. testiculata*, *Asclepias syriaca* L., *Zizania latifolia* (Griseb.) Stapf тощо. Проте, показник адвентизації досліджуваної частини долини р. Тясмин не перевищує узагальнені дані щодо ценозів заплави лісостепового Дніпра (29–33 %) [364], а на деяких ділянках середньої (ПП4) і нижньої (ПП2) течії річки він менший і становить близько 16 % (табл. 3.15). Серед аборигенних антропофітів найчастіше трапляються *L. serriola*, *T. vulgare*, *A. millefolium*, *A. lappa*, *E. repens*, *R. confertus*, *C. arvensis*, *Calystegia sepium* L., *Agrostemma githago* L., *A. vulgaris*, *T. repens*, *P. major* та інші. Отже, сучасний аналіз біоморфологічного спектру фіторізноманіття долини р. Тясмин характеризується збідненим видовим складом вихідного гідрофільного комплексу, високою участю рудерантів, зокрема адвентивних видів, порушеним розподілом за ценоморфами. Антропогенне порушення гідрологічних

Гіпергідроконстрастофоби	0	3,3	0	0	0	0	0
Гідроконстрастофоби	3,8	3,3	3,1	5,3	5,0	3,9	6,3
Гемігідроконстрастофоби	23,0	36,7	34,5	42,1	25,0	38,5	34,4
Гемігідроконстрастофіли	57,7	36,7	46,9	52,6	55,0	42,2	40,6
Гідроконстрастофіли	9,6	10,0	9,3	0	5,0	15,4	15,6
Гіпергідроконстрастофіли	5,9	10,0	6,2	0	10,0	0	3,1
Ацидоморфи, Rс							
Ацидофіли	7,8	5,5	3,1	4,7	0	3,5	0
Субацидофіли	46,1	52,5	37,5	42,9	51,5	48,3	43,8
Нейтрофіли	46,1	42,0	59,4	52,4	49,5	48,2	56,2
Узагальнений сольовий режим, Tr							
Мезотрофи	3,8	6,6	6,2	5,3	0	11,5	7,0
Семіевтрофи	42,3	50,1	37,6	52,6	38,1	50,1	35,9
Евтрофи	48,2	40,0	50,0	39,8	52,4	34,6	53,6
Субглікотрофи	3,8	3,3	3,1	2,3	9,5	3,8	3,5
Глікотрофи	1,9	0	3,1	0	0	0	0
Нітроморфи, Nt							
Субанітрофіли	3,8	3,3	0	5,5	5,2	3,0	0
Гемінітрофіли	38,4	24,1	34,3	27,8	44,2	42,4	56,3
Нітрофіли	46,2	44,8	56,3	50,0	42,1	27,3	31,2
Еунітрофіли	11,6	27,8	9,4	16,7	8,5	27,3	12,5
Аероморфи, Ae							
Субаерофіли	35,2	10,3	27,7	26,3	43,4	50,0	46,9
Геміаерофоби	20,4	13,9	20,7	31,8	35,0	19,3	28,1
Субаерофоби	27,8	31,0	31,0	26,3	4,3	23,1	12,5
Аерофоби	9,3	24,1	10,3	10,3	13,0	3,8	9,4
Мегаерофоби	7,3	20,7	10,3	5,3	4,3	3,8	3,1

Серед усіх екогруп на найтрансформованіших ділянках середини екопрофіля за широтою екологічної амплітуди переважають геміеврітопи (34,5 %; напр., *P. lanceolata*, *R. confertus* тощо) та еврітопи (47,2 %; напр., *U. dioica*, *G. verum* тощо). Загалом, аналіз екологічних амплітуд розподілу за гідроморфами та екогрупами за відношенням до змінності зволоження свідчить, що причиною зміни екологічних умов заплавної тераси р. Тясмин є антропогенні чинники вирубка лісів, випас худоби, осушення. На екопрофілі виявлено, що на всіх ПП однаковою мірою домінують субацидофіли (37,5–51,5 %) та нейтрофіли (42,0–59,4 %). Превалюють гемістенотопні та геміеврітопні види – серед усіх досліджених груп трофотопів за кислотним режимом. Домінують семіевтрофи (від 35,9 до 52,6 %; *C. arvense*, *H. annuus*, *L. europaeus*, *T. latifolia* та ін.) та евтрофи (від 34,6 % до 53,6 %; *E. vulgare*,

L. serriola, *P. anserina*, *T. vulgare* та ін.). Їх поширення зумовлене погіршенням промивного режиму ґрунту, що збільшує насиченість його солями. За екологічною валентністю щодо загального сольового режиму на екопрофілі домінують геміевритопні види (78,9 %). За нітратним режимом усі ґрунти ПП належать до відносно забезпечених мінеральним азотом (0,3–0,4%), превалюють гемінітрофіли та нітрофіли. Мінімальну частку складають субанітрофіли (3,0–5,5 %). За екологічною валентністю домінують геміевритопи (46,2 %) та гемістенотопи (34,1 %), стенотопів в усіх групах нітроморф не зафіксовано. Аналіз показав, що найпоширеніші на екопрофілі субаерофіли, частка яких помірно збільшується у міру віддалення від нижньої частини долини до 43,4–50,0 % на ПП5–ПП7. Натомість, частка мегааерофобів та аерофобів максимальна на ПП2 (відповідно 20,7; 24,1 %) та ПП3 (10,3 %; 10,3 %).

За типом екологічної стратегії домінують види перехідних груп екологічних стратегій (рис. 3.17), зокрема CR-стратегії (максимальна частка яких зафіксована на ПП3–ПП5, *T. pratensis*, *C. vulgare*, *S. arvensis*, *A. absinthium*, *S. officinalis*, *C. album*, *M. sylvestris*, *C. brizoides*, *L. europaeus*, *C. arvensis*, *P. amphibia*, *R. confertus* тощо) та CS-стратегії (15,8–21,1 %, *M. recutita*, *T. pratense*, *L. corniculatus*, *H. lupulus*, *G. urbanum*, *D. cespitosa*, *T. angustifolia* тощо). Серед первинних типів найбільше виявлено віолентів (12,9–15,8 %; *C. arvense*, *U. dioica*, *P. australis*, *T. latifolia*, *Z. latifolia* тощо) на ПП3–ПП5, що, можливо, спричинено посиленою міжвидовою конкуренцією за ресурси на цих ПП. Частка патентів зменшується від 13,3 % до 3,9 % (*B. tripartita*, *V. longifolia*, *S. latifolium*, *L. leavigatum*, *O. vulgare*, *L. trisulca* тощо) та до повної відсутності видів з цим типом на ПП3–ПП5. Експлеренти (*C. crispus*, *C. canadensis*, *L. serriola*, *C. intybus*, *S. annua*, *A. patula*, *O. biennis*, *C. ruderalis*, *C. sepium*, *C. testiculata* тощо) однаковою мірою присутні на всіх ПП екопрофіля (10,5–19,2 %). На більш деградованих ПП виявлено тенденцію до збільшення частки видів зі CRS-типом (*A. millefolium*, *T. repens*, *D. carota*, *P. major*, *C. palustris*, *P. anserina*, *L. salicaria* тощо) від 6,7% до 15,8%. В роботах інших авторів також зазначено, що саме на останніх стадіях антропогенної

трансформації превалюють види з перехідними та змішаним типами стратегій [590, 591].

Антропогенні зміни екологічних умов долини річки добре відображають індекси різноманіття трав'яної рослинності (рис. 3.18). Так, за індексом Бергера-Паркера максимальна (0,35–0,44) різноманітність угруповання та найбільша участь у ценозі адвентивних та рудеральних видів сформувалася в найбільш деградованих випасанням худоби і рекреацією ділянках ППЗ–ПП5. Екологічні умови на цих ділянках сприятливі лише для кількох основних видів-домінантів, зокрема адвентивних та рудеральних, інші види перебувають у пригніченому стані.

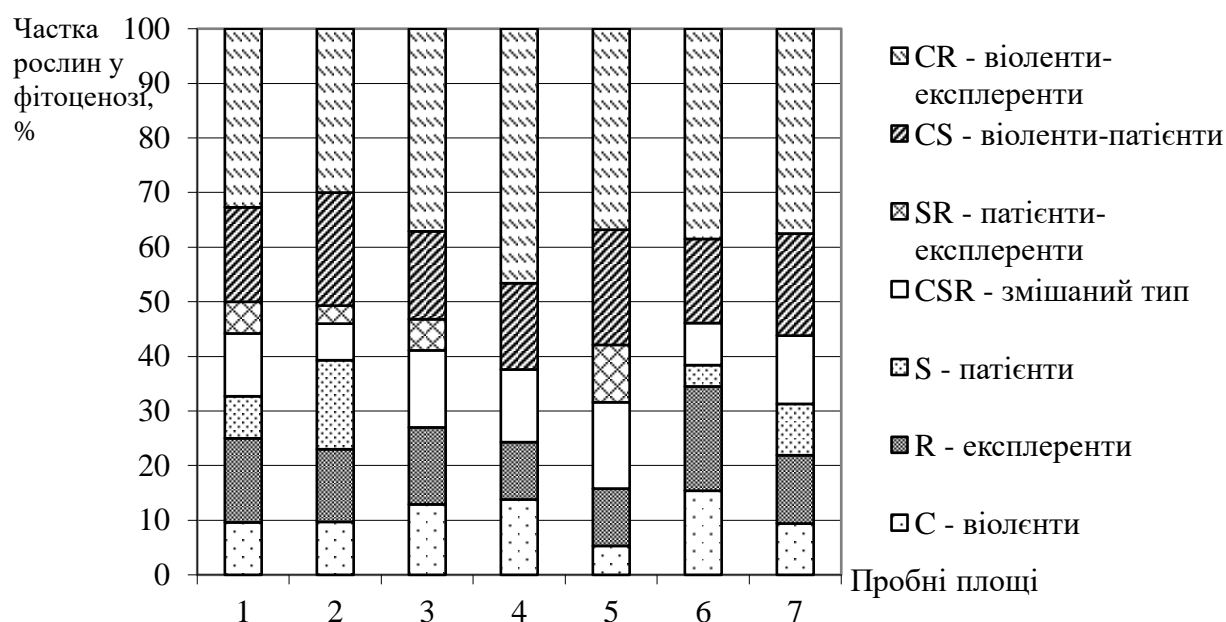


Рис. 3.17. Розподіл видів трав'яного ярусу Ірдино-Тясминської долини за типами екологічних стратегій

Натомість дані щодо спектру складності фіторізноманіття на екопрофілі, як рівномірності розподілу особин за видами (вирівненість за Макінтошем) – протилежні домінуванню. За значенням індексу Шеннона, виявлено, що вона максимальна (2,59) у найвіддаленішій від гирла частині долини (ПП7), дещо нижча (2,27) у пригирловому низов'ї (ПП1, ПП2) і найнижча (1,7) в зоні пасовищної і рекреаційної дигресії (ПП5). Загалом, ретроспективний аналіз свідчить про тривалий та інтенсивний комплексний вплив діяльності людини, що спричинив деградацію досліджуваної території. Значною мірою це відобразилося на структурі,

стані та розвитку рослинного покриву, зокрема й трав'яної рослинності. У долині середньої і нижньої течій річки уже в 1930-х рр. майже не було заплавних луків [722].

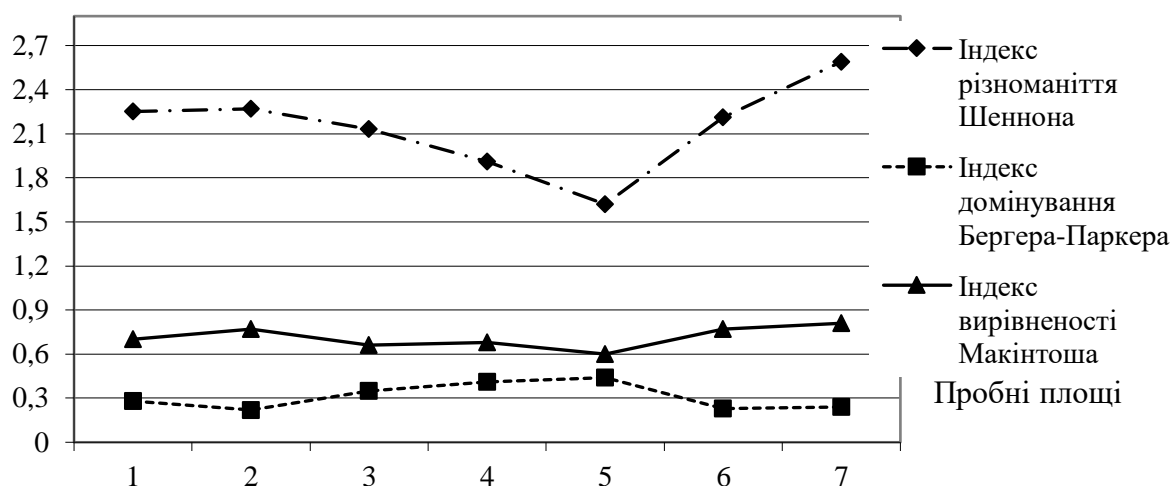


Рис. 3.18 Значення індексів фіторізноманіття на екопрофілі середньої та нижньої течії р. Тясмин

Фрагментарно траплялися ділянки лучних степів, які зазнали інтенсивного випасання і перебували на різних стадіях антропогенної дигресії. В 1928 р. червонокнижний вид *Stipa capillata* L. домінував у травостої [722], у 1974 р. поодинокі траплялися [677], то в 2012 р. нами його в нижній та середній течіях річки не виявлено. Також у травостої не зафіксовано вказаних у праці В.В. Ситенко [677] *V. incana* та видів родів *Lolium* L., *Agrostis* L. Натомість, типового представника *L. nummularia* замінив рудерант *L. vulgaris*. З усіх видів роду *Trifolium* L., які мали значне проективне покриття і частоту трапляння (*T. fragiferum*, *T. hybridum*) [677], нами виявлено лише *T. pratense* та *T. repens*. Якщо до осушення наприкінці 1950-х рр. долина р. Тясмин сягала шириною 2–3 км, то зараз, внаслідок зменшення господарського використання земель та занедбання меліоративних систем, вона звузилася до 1–1,5 км, відбувається вторинне заболочення центральної і притерасної частин заплави [678]. Наші дослідження показали, що, порівняно з даними 1974 р. [677], відбулося істотне порушення основних екологічних режимів в екосистемі долини середньої та нижньої течії р. Тясмин. Вони проявилися у перебудові структури трав'яних фітоценозів, трансформації ценотичних відносин, співвідношень еко-, біоморф.

3.2.2. Пірогенна деструкція соснового лісу Волинського Полісся

На території Волинського Полісся лісові пожежі мають природно-антропогенних походження, протікають з елементами сингенезу і ендоекогенезу та призводять до відновлення вихідних лісоболотних угруповань. Сукцесійні зміни залежать від інтенсивності пожежі, типу лісу тощо. У свіжому дубово-сосновому суборі, який у Волинському Поліссі займає 526,3 тис. га (25 %), досліджували наслідки змішаної антропогенної пожежі, спричиненої пожежею розташованого поруч торфовища (підрозділ 2.5.1.2; <http://lisvolyn.gov.ua/?cat=7>). Аналіз пірогенної деструкції вибраного для дослідження типу лісу показав, що, незалежно від інтенсивності впливу, ураженими є всі структурно-функціональні компоненти лісу. Тип пожежі – змішана, спричинена пожежею розташованого поруч торфовища, едафічні умови після пожежі змінилися менше, на відміну від рослинного покриву. Залежно від зони ураження вогнем (сильна, середня, помірна) цілком або частково був знищений трав'яно-чагарничковий і моховий покрив. Древа *P. sylvestris* в усіх зонах обгоріли з усіх боків рівномірно. Проте, висота нагару збільшується з наближенням до епіцентру торфової пожежі: ПП1 – $3,4 \pm 0,2$ м; ПП2 – $1,8 \pm 0,1$ м; ПП3 – $0,4 \pm 0,05$ (дод Ж. 8). Враховуючи те, що таксаційні характеристики усіх зон є майже однаковими, збільшення висоти нагару свідчить про значне зростання інтенсивності пожежі з наближенням до епіцентру (осушеного торфовища). Кореляційний зв'язок між висотою нагару та діаметром стовбура є тісним лише в зоні помірної та середньої інтенсивності впливу пожежі: $r_{пп3}=0,58$; $r_{пп2}=0,55$. Натомість, на ПП1 цей показник становить 0,34. Наші дані збігаються з даними П.А. Цветкова [630] щодо залежностей між висотою нагару та діаметром стовбура. Вплив діаметра стовбура на висоту нагару апроксимується рівнянням простої лінійної регресії (рис. 3.19, а-в). Доволі тісним виявився також зв'язок між «різницею max-min висот нагару» з «діаметром в усіх зонах» ($r_{пп3}=0,56$; $r_{пп2}=0,56$; $r_{пп1}=0,55$). Ступінь пошкодження насаджень збільшується у міру наближення до пожежі. У зонах сильного пошкодження формуються усихаючі насадження, середнього – дуже ослаблені, помірного – ослаблені. Найбільше сухостійних дерев (45,5 %) виявлено в зоні сильного пошкодження пожежею. Крім

дерев V та VI категорій стану, 18,0 % – усихаючі особини, 28,2 % – сильно ослаблені. Здорових дерев не виявлено. У верхній частині крони ослаблених особин, частка яких сягає лише 8,3 %, подекуди наявні бруньки, що свідчить про можливість їх регенерації. У зоні помірного пошкодження загальна частка дерев V та VI категорій стану знижується до 19,8 %. Натомість, значно (до 34,5 %) зростає внесок ослаблених особин. Здорових насаджень виявлено лише 9,5 %. У зоні помірного пошкодження свіжого та мертвого сухостою не виявлено, частка здорових особин збільшується до 29,5 %. Сильно ослаблені складають 17,5 %, усихаючі – 8,6 %. Загалом, після пожежі у зоні сильного пошкодження вцілили дерева вищих класів розвитку. Чутливими до пожеж є інші яруси рослинності. Зокрема, у зоні сильного пошкодження, підріст і підлісок майже повністю згорів (94 %). Трав'яний ярус, який відновився на наступний рік має ЗПП 25 % та представлений осоково-злаковим покривом (всього 15 видів). Домінують *E. canadensis*, *C. silvatica*, *C. pilosa*, *C. majus*, *P. sylvicola* тощо. У зоні помірного пошкодження знищено 45 % підросту та підліску, підріст представлений лише *B. pendula* (H=0,8 м; D=6,0 см; N=0,44 тис. шт./га; Ic=3,76), в трав'яному ярусі домінують злакові види, проте на менш деградованих ділянках присутні типові лісові види, загальна кількість видів – 26, ЗПП – 45 %.

У зоні помірного впливу пірогенного чинника підлісок та підріст не знищений. Підріст представлений *Q. robur* (H=1,2 м; D=8,5 см; N=0,38 тис. шт./га); *B. pendula* (H=0,9 м; D=5,8 см; N=0,89 тис. шт./га). Підріст *P. sylvestris* відсутній. У підліску домінує *S. aucuparia* та *F. alnus*. ЗПП трав'яного ярусу 75,5 %, загальна кількість видів – 41. Куртинами на непошкоджених ділянках є *V. myrtillus*, *M. pretense*, *C. vulgaris*, *M. coerulea*, *C. arundinaceae*, *F. ovina*, *O. acetosella*, *F. vesca* тощо. Перша стадія демутації представлена домінуючими видами *C. pilosa*, *C. majus*, *R. acetosella*, *T. officinale*, *S. canadensis* тощо. Оцінка біоморфологічного спектру рослинного покриву у зонах пошкодження пірогенним чинником показала порушення між всіма ознаками життєвих форм різних структур та демутаційні процеси (табл. 3.19).

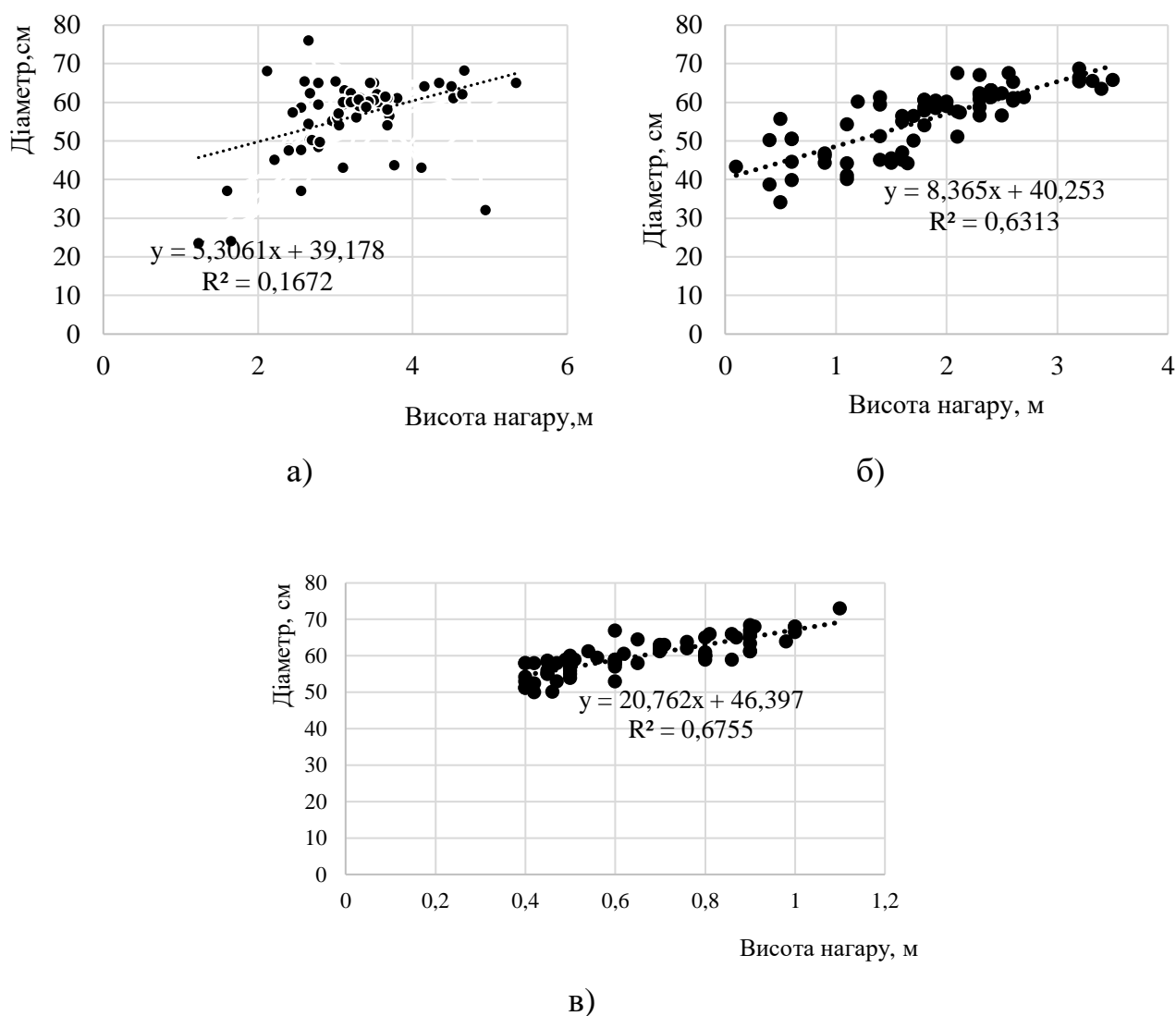


Рис. 3.19 Залежність висоти нагару від діаметра стовбура: а), б), в) – зони сильного, середнього та помірного пошкодження

Аналіз тривалості життєвого циклу показав: якщо внесок однорічників є максимальним на ПП1 (66,6 %), то на ПП3 це показник майже вдвічі менший – 31,7 %. І, навпаки, багаторічних трав найбільше виявлено на ПП3 (48,7 %), найменше – на ПП1 (6,7 %; лише 1 вид). За структурою надземних пагонів безрозеткові види домінують у зоні середнього та помірного пошкодження співвідношення між ознаками життєвих форм є приблизно однаковим. На ПП1 значно збільшується частка повзучих рослин (26,7 %) та зменшується внесок безрозеткових до 60,0 %. За структурою підземних пагонів види без утворень домінують на ПП2 (53,8 %) та ПП3 (70,8 %). Максимальний розвиток довгокореневищних видів зафіксовано на ПП1, з послабленням впливу пірогенного

чинника цей показник зменшується в 2 та 3 рази у зоні середнього та помірного ураження. Аналіз життєвих форм показав, що на всіх ПП домінують гемікриптофіти (53,8-73,3 %). Частка криптофітів є приблизно однаковою, терофіти відсутні. Розподіл у структурі ценоморф є цілком очікуваним: у зоні помірного пошкодження вогнем домінують сільванти, сильного – рудеранти. ПП2 займає проміжне положення за значеннями показника. Степанти відсутні, пратанти трапляються подекуди. У зоні сильного пошкодження вогнем більше половини видів (53,3 %) мають R-стратегії, 33,3 % - змішану CSR-стратегію, віоленти та патієнти відсутні (рис. 3.20). У зоні помірного впливу внесок видів з R- та CSR-стратегіями послаблюється, з'являються в невеликій кількості С- та S-стратегіи. У зоні помірного впливу дана тенденція зберігається, беззаперечних домінантів за екологічною стратегією немає, частка експлерентів складає всього 12,2 %.

Таблиця 3.19

Біо- та екоморфологічний спектр трав'яної рослинності залежно від ступеня пошкодження пірогенним чинником

Ознаки життєвих форм	Зона пошкодження		
	сильна	середня	помірна
Частка видів, %			
Тривалість життєвого циклу			
Однорічні	66,6	46,2	31,7
Дворічні	26,7	19,1	26,2
Багаторічні	6,7	34,7	48,7
Структура надземних пагонів			
Повзучі	26,7	7,8	7,3
Розеткові	13,3	11,5	12,2
Безрозеткові	60,0	80,7	80,5
Структура підземних пагонів			
Довгокореневищні	46,7	23,1	14,6
Короткокореневищні	40,0	23,1	14,6
Без утворень	13,3	53,8	70,8
Життєві форми			
Хамефіти	6,7	11,6	14,7
Гемікриптофіти	73,3	53,8	56,1
Кріптофіти	20,0	34,6	29,2
Ценоморфи			
Сільванти	13,3	38,4	58,5
Пратанти	6,7	7,8	5,0
Рудеранти	80,0	53,8	36,5

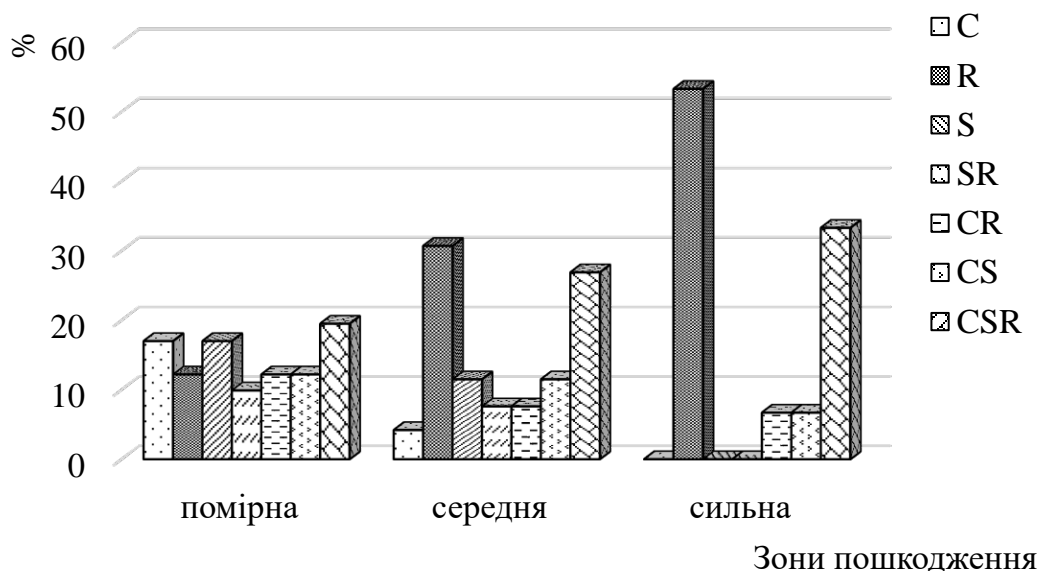


Рис. 3.20 Екологічні стратегії видів в зона пошкодження вогнем

Пірогенні зміни екологічних умов також якісно відображають індекси різноманіття (рис. 3.21). Значення індексу різноманіття Шеннона поступово зростає у міру віддалення від епіцентра пожежі, що свідчить про наростання однорідності структури фітоценозу, та, навпаки, мінімальне значення (1,74) у зоні сильного ураження вогнем доводить про нестійкий стан угруповань на дослідженій території. Значення індексу Пієлу у зоні сильного та середнього ураження набуває низьких значень, характеризуючи низьку вирівненість видів в угрупованні, що свідчить про яскраво виражене домінування рудеральних видів в угрупованні. З віддаленням спостерігається збільшення значення цього показника (0,76). Збільшення значення індексу Бергера-Паркера від ППЗ до ПП1 показує зменшення видового різноманіття та збільшення рівня домінування певних видів.

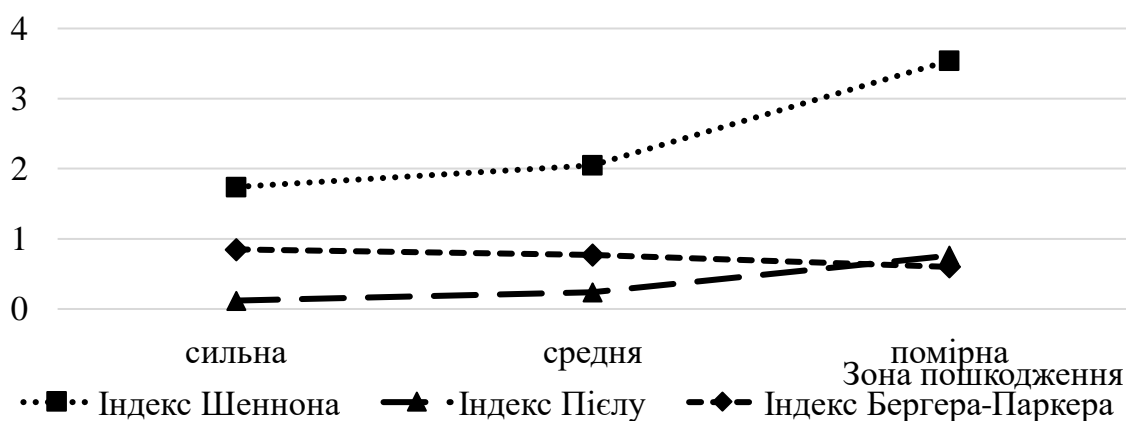


Рис. 3.21 Зміна фіторізноманіття на градієнті пірогенної трансформації

Отже, з нашої точки зору, аналіз структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми у зоні сильного пошкодження вогнем свідчить про те, що лісова екосистема не може відновити нормальний стан шляхом саморозвитку, саморегуляції і починає поступово деградувати. Цей процес надалі буде підсилюватись впливом супутніх екологічних чинників – порушенням гідрологічного режиму ґрунтів, спричиненого видобутком торфу. На наступних стадіях демутації, після зменшення ролі рудеральних видів, помітно зросте участь багаторічних трав, настане куничниково-очеретова постпірогенна стадія сукцесії, потім почнуть формуватися сосново-березові ценози. Повний цикл постпірогенних сукцесійних змін завершується на 25-30 рік з формуванням зімкнутого деревостану з типовими флористичними і ценотичними особливостями [723]. Постпірогенні зміни у зонах середнього та помірного пошкодження свідчать про можливість саморегуляції системи, оскільки вона не втратила структурно-функціональної цілісності. Демутаційні процеси у цих зонах, на нашу думку, завершаться через 5 років, максимум 10.

3.3. Виявлення механізмів трансформації структурно-функціональних компонентів лісу за едафічних змін

3.3.1. Діагностика стану захисних лісів за впливу водної ерозії ґрунту в

Буковинських Карпатах та Гірському Криму

Водна ерозія ґрунту є критичною екологічною проблемою у лісових екосистемах України, поширених на схилах, у двох сенсах – щодо пошкодження лісів ерозією та щодо зниження ними водорегулюючої та ґрунтозахисної функцій. Рослинний покрив є своєрідним фізичним бар'єром, змінюючи потік осадів (органічних і мінеральних речовини ґрунту) та зменшуючи стік води по поверхні ґрунту завдяки переведення його через інфільтрацію у внутрішньоґрунтовий стік. Зокрема, дерева зменшують водну ерозію ґрунту за рахунок поліпшення інфільтрації та зменшення впливу крапель води, фізичну стабілізацію потоку дощу та снігу корінням, листяною підстилкою. Трав'яний покрив також зменшує стік води та опадів, сприяє процесам розвитку ґрунтів, покращуючи структуру ґрунту та вміст поживних речовин. [305, 306, 308]. Зниження на схилах водорегулюючої

та ґрунтозахисної функції може негативно вплинути на видове різноманіття рослин, тварин, грибів. Вже відомо про наявність взаємозв'язку між морфологією рослин та інтенсивністю впливу ерозії [див. розділ 1]. Дослідження зв'язку «рослинний покрив–водна ерозія ґрунту» ускладнюється причинами: геоморфологічна структура та рослинність водозборів є досить мозаїчною; площа підземних водозборів не збігається з площею поверхневих, через наявність у горах карстових комунікацій між різними водозборами тощо[314]. У лісовій екосистемі реакція рослинного покриву на ерозійні явища залежить від типу, інтенсивності та тривалості впливу, який можна виявити як на ценотичному, так і на популяційному рівні.

Аналіз впливу ерозійного чинника на лісові екосистеми різних природних зон України показав, що найбільша кількість балів за всіма трьома критеріями оцінки екологічної загрози (інтенсивність, масштаб, відновлюваність) належить Покутсько-Буковинським Карпатам та Гірському Криму. Ці регіони багаті на біорізноманіття завдяки унікальним екологічним умовам, стику двох природних зон, а в Гірському Криму ще й акваторії Чорного моря. Проте більшість динамічних змін рослинного покриву (трансформація структури, зниження його стійкості та потужності) зазначених природних регіонів пов'язана саме з впливом водної ерозії ґрунту (рис. 3.22).

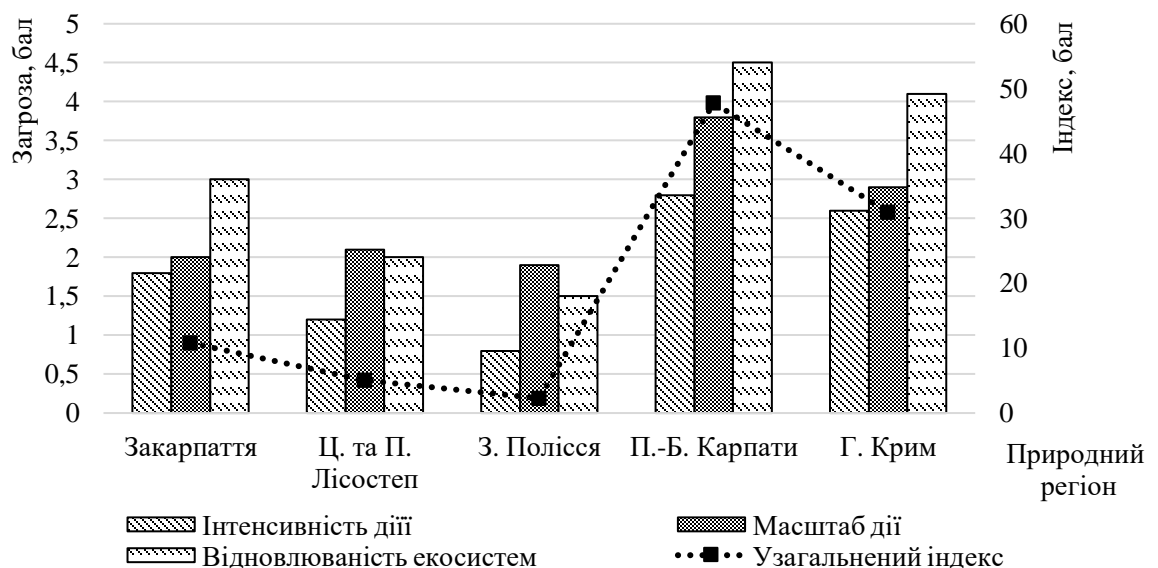


Рис. 3.22 Оцінка впливу водно-ерозійного чинника на ліси різних природних регіонів України

Недостатньо регульований антропогенний вплив спричинив значне порушення екологічної рівноваги екосистем водозборів зазначених регіонів. Проте, серед численних чинників, основною причиною ерозії ґрунту є вирубка лісів на схилах. Довжина, ширина схилу, крутизна нахилу, тип рослинності, поверхневий стан ґрунту, кількість опадів тощо мають істотний вплив на інтенсивність ерозійних процесів. За інтенсивністю впливу та масштабом дії екологічної загрози мінімальний бал притаманний для Західного Полісся та Лісостепової зони, що пов'язано з природними та фізико-географічними умовами. У Лісостепу значення цих показників мають проміжне положення. Найгірше після зняття впливу будуть відновлюватись Покутсько-Буковинські Карпати та Гірський Крим, про що свідчить високий бал за даним критерієм (4,5 та 4,1 відповідно). За узагальненим індексом впливу чинника максимальний бал притаманний для гірських регіонів, найменший – Західне Полісся. Проаналізуємо інтенсивність впливу водної ерозії ґрунту за градієнтом трансформації лісів на модельних об'єктах гірських країн.

Діагностика стану захисних лісів за впливу водної ерозії ґрунту у верхній (ПП1), середній (ПП2) і нижній (ПП3) частинах Ускутського водозбору Гірського Криму здійснена за аналізом віталітетної, лісівничо-таксаційної та санітарної структур деревостану, а також систематичної, біоморфологічної, екологічної структур трав'яного ярусу та мір різноманіття та домінування (дод. У). Виявлено, що основним видом ерозії ґрунту на схилах понад 20° у водозборі є водна лінійна ерозія. Ерозійні утворення починаються у зоні частково деградованих лісів із зімкнутістю деревного намету нижче 0,70. ПП1 розміщена на схилі 9° і має досить високі таксаційні показники для цих лісорослинних умов (розділ 2.5.1.3, дод В. 14). Превалює типова лісова рослинність, але починають проявлятися ознаки ерозії. Більш деградованим є деревостан (ПП2), що знаходиться у середній частині Ускутського водозбору, він має дещо гірші лісівничо-таксаційні показники. Серед ерозійних утворень є такі, що розвиваються активно, та неактивні яри, які наразі заросли дерниною (табл. 3.20). Ще гірші відповідні показники на ПП3 у нижній частині водозбору. Усі виявлені яри в нижній частині водозбору є діючими. Загалом, еродованість за більшістю показників вдвічі більша на ПП3 порівняно з

ПП2. Внаслідок ерозійної деградації ґрунту деревостан фрагментований ярами і має вигляд окремих біогруп *Q. pubescens*, *C. orientalis* та *P. elaeagnifolia*, що збереглися на міжяружних ділянках. На екопрофілі простежується градієнт збільшення ерозійної деградації території водозбору у міру збільшення крутизни схилу. Здорові дерева виявлено лише на ПП2 та ПП1, варто зауважити, що на ПП1 частка таких особин майже в 4 рази більше порівняно з ПП2.

Таблиця 3.20

Еродованість ґрунту в деревостанах Ускутського водозбору

Характеристика ярів, ерозійної трансформації території	ПП3 (інтенсивна ерозія)	ПП2 (середня ерозія)	ПП1 (помірна ерозія)
Кількість ярів на ПП, шт.	5	3	1
Середня глибина ярів, м	6,2±0,3	2,9±0,1	0,8±0,04
Середня ширина ярів, м	4,9±0,2	1,8±0,09	0,09±0,05
Середня відстань між ярами, м	11,8±0,6	29,6±1,5	-
Середня довжина ярів у межах ПП, м	104,8±5,2	59,3±3,0	8,4±0,4
Середній об'єм ерозійних утворень, м³/га	2764,8±138,2	985,7±49,3	69,9±3,5
Ступінь розчленування ярами території, м/га	8,5±0,4	3,0±0,2	0,05±0,0025
Ступінь ерозійної трансформації території	III	II	I
Втрата ґрунту, А (га/роки)	3,45±0,17	2,95±0,15	0,17±0,008

Найбільшу кількість ослаблених дерев зафіксовано на ПП2 (21,1 %). Якщо на ПП2 та ПП3 середнє значення СКК сягає 2,2-2,7, то на ПП1 ослабленими виявилися особини нижчих класів розвитку. Аналіз структури деревостанів свідчить, що частка дуже ослаблених дерев збільшується, натомість частка всихаючих дерев, навпаки, зменшується на градієнті ерозійної трансформації: 46,0 % та 30,3 % (ПП3), 48,15 та 22,7 % (ПП2), 63,1 % та 8,3 % (ПП1) відповідно. На ПП3 та ПП2 III категорія представлена переважно деревами II та III КК, натомість на ПП1 дуже ослабленими є особини III та IV КК. Особин V категорії стану на ПП2 та ПП3 виявлено приблизно однаково – 4,7 % та 5,4 % відповідно. Старий сухостій є лише на ПП2 та ПП3. Індекс стану деревостану змінюється на градієнті ерозійної трансформації відповідно: 3,35; 3,04; 2,78. Загалом, такий розподіл за санітарною структурою свідчить про більшу інтенсивність всихання дубових насаджень на ПП2 і ПП3 порівняно з ПП1 (табл. 3.21). Реакція трав'яного ярусу на відповідні зміни едафо-літогенної основи також виявилася досить

чутливою. На всіх ПП видовий склад є строкатим, ценози не сформовані, домінанти не виражені. Найвище покриття мають *Teucrium chamaedrys* L., *Teucrium polium* L., *Dorycnium herbaceum* (Vill.) Rouy, *Melica ciliata* L., *Alyssum murale* Waldst. Kit, *Elytrigia nodosa* Nevski, *Asperula taurica* L. тощо.

Таблиця 3.21

Санітарна та віталітетна структури дубових насаджень Ускутського водозбору

ПП	Розподіл дерев різних класів розвитку за категоріями стану												Індекс стану
	I		II		III		IV		V		VI		
	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	
1	1,1	9,8	3,5	18,5	3,0	63,1	3,7	8,3	5,5	0,3	-	-	2,78
2	1,3	2,5	2,7	21,1	3,1	48,1	3,5	22,7	5,0	4,7	5,0	0,9	3,04
3	-	-	2,2	15,4	2,9	46,0	3,8	30,3	4,4	5,4	5,0	2,9	3,35

Трав'яний покрив зони інтенсивної ерозії ППЗ є досить бідним, репрезентативними для цієї ділянки є представники родини *Poaceae* (26,2 %), *Caryophyllaceae* (21,0 %) та *Asteraceae* (15,7 %), які поширені на всіх складових ярів, де найактивнішими є процеси деформації і зміщення. Це є типовим проявом ерозійної деградації рослинного покриву у Гірському Криму [92]. У зоні середньої інтенсивності ерозії найпоширенішими є також родини *Poaceae*, *Caryophyllaceae* та *Asteraceae*, адаптовані до розвитку на осипах і обвалах, але дещо в іншому співвідношенні. На ділянках, де призупинився розвиток ерозійних утворень або ерозія відсутня, з'являються види інших родин, зокрема *Fabaceae*, *Rubiaceae*, *Brassicaceae* тощо (дод Ж. 9) Найбільша флористична насиченість (40 видів) та спектр родин (16) встановлено у зоні помірної інтенсивності ерозії (ПП1). Це характерно для цього типу біотопу.

Аналіз життєвих форм рослин показав, що на екопрофілі домінують гемікриптофіти (рис. 3.23). У помірно ерозійно-порушеному фітоценозі частка гемікриптофітів становить 45,7 %, поширені також хамефіти (19,5 %). Частка фанерофітів та криптофітів виявилася однаковою (15,2 %). Частка фанерофітів на екопрофілі є максимальною саме на ПП1. За градієнтом ерозійної деградації поступово збільшується кількість хамефітів та гемікриптофітів за мінімальної видової насиченості на ППЗ порівняно з ПП1. Цікавою особливістю є також мінімальна частка на сильно ерозійно-деградованих ділянках фанерофітів, що

можна пояснити слабким механізмом пристосування органів поновлення фанерофітів до сильних антропогенних навантажень. Одним з показників характеристики умов місцезростань є будова надземних пагонів рослин. За цією ознакою у регіональній флорі Криму кількісно переважають види з безрозетковими типом будови надземних пагонів [92].

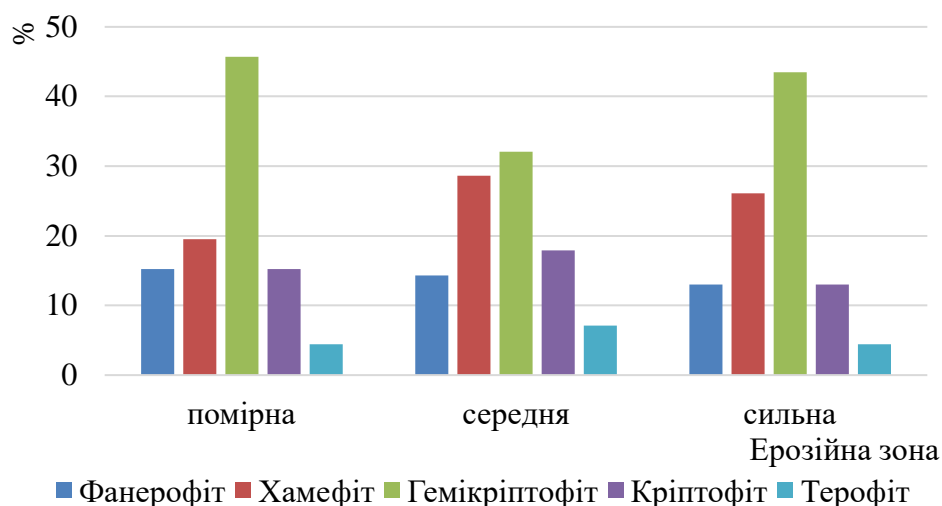


Рис. 3.23 Спектр життєвих форм рослинного покриву в різних за ступенем ерозійної трансформації зонах Ускутського водозбору

На всіх еродованих ділянках поширені групи видів з полурозетковим та безрозетковими типами будови надземних пагонів. Домінують види з безрозетковим типом (55,8-74,5 %). Натомість, частка видів з напіврозетковою будовою надземного пагона збільшується у міру зростання ерозійної деградації ґрунту з 15,4 % (ПП1) до 27,8 % (ПП3). Це пояснюється морфологічними особливостями пристосування рослин до динамічних ґрунтових умов. Встановлено збільшення частки видів з CSR- та R- типами стратегії у міру зростання ерозійної дигресії ґрунту (рис. 3.24). Так, кількість R-видів на ПП3 становить 15,7 %, натомість на ПП1 та ПП2 цей показник є майже однаковим (7,5–8,3 %). Види з CSR-стратегією на ПП3 складають майже третю частину всіх видів. Закономірною є також найбільша кількість віолентів та патієнтів саме на ПП1 та ПП2 (15,0 % та 12,5 % відповідно), що зумовлено слабким та середнім рівнем впливу чинника та меншою конкуренцією цих рослин за ресурси. Аналіз екологічних шкал, які характеризують кліматичні чинники, показав, що на всіх ПП, не залежно від інтенсивності трансформації, поширені широковалентні фракції екологічної

валентності видів. Стеновалентних та гемістеновалентних видів на екопрофілі виявлено найменше (до 7,5 % кожної фракції). Найбільша частка належить мезовалентним видам. Зв'язку між екологічною валентністю видів за відношенням до кліматичних чинників на градієнті трансформації не встановлено.

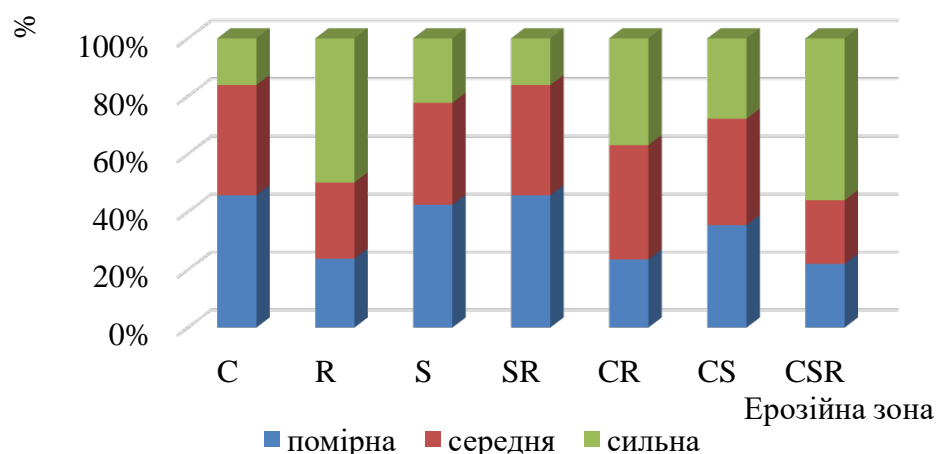


Рис. 3.24 Типи екологічної стратегії рослин у зонах різного ступеня ерозійної трансформації лісу

Синекологічний зв'язок між рослинними угрупованнями на градієнті ерозійної трансформації більш тісним виявився щодо розподілу валентних фракцій ґрунтових чинників, особливо вологості та сольового режиму ґрунту (рис. 3.25 та 3.26).

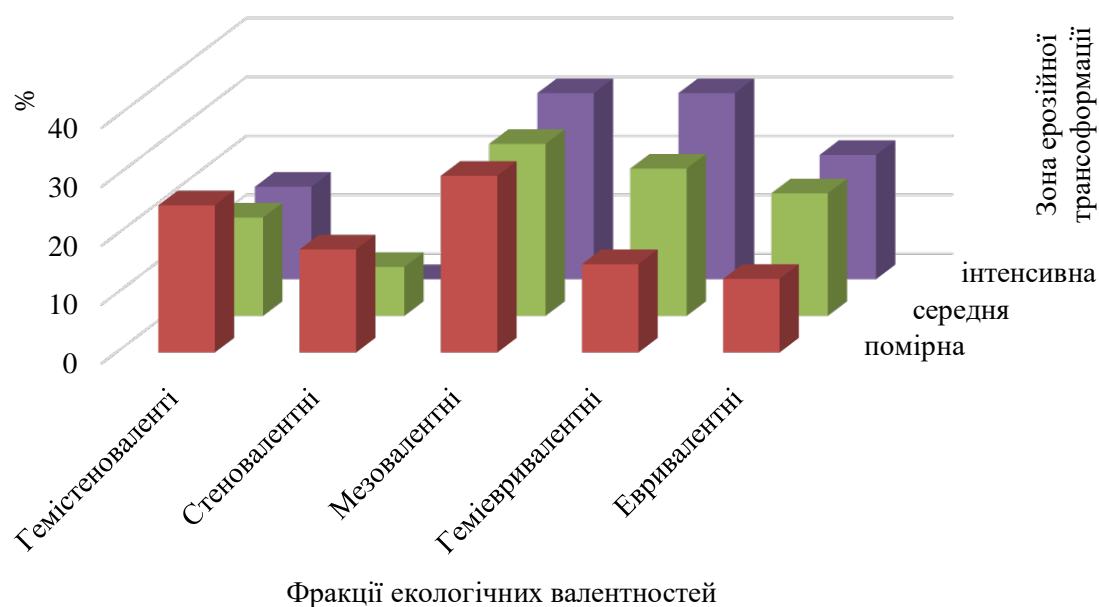


Рис. 3.25 Валентні фракції видів рослин щодо вологості ґрунту за градієнтом ерозійної трансформації

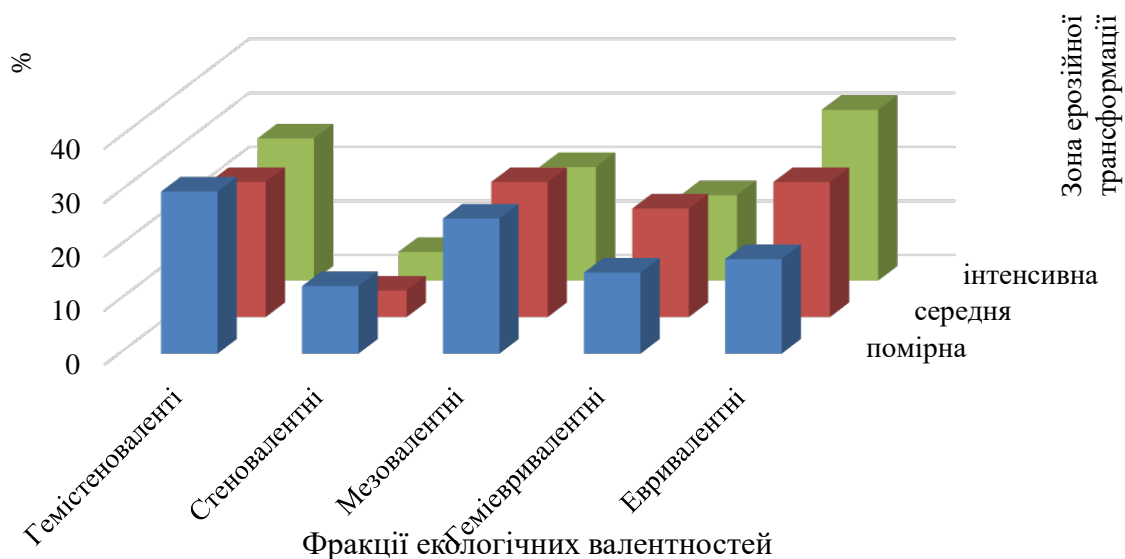


Рис. 3.26 Валентні фракції видів рослин щодо загального сольового режиму ґрунту за градієнтом ерозійної трансформації

На відмінну від кліматичних чинників, які мали більш широкий діапазон, вологість та сольовий режим ґрунту мають вужчі діапазони значень. Разом стеновалентні і гемістеновалентні види на слабо-еродованій частині екопрофілю складають 42,5 %, на частині водозбору помірної ерозії – 25,0 % та на сильно-еродаваній частині лише 15,7 %. Частка мезовалентних видів є майже однаковою на всіх ПП (29,2-31,6 %). Частка еврибіонтних видів з широкою екологічною валентністю зростає на градієнті трансформації лісу: гемієврівалентних – з 15,0 % до 31,6 % та евривалентних – з 12,5 % до 21,1 %. Це свідчить про широту реакції еврибіонтів на встановлений режим вологості внаслідок впливу водної ерозії. Такий розподіл валентних фракцій видів за едафічними чинниками підтверджує теоретичні і експериментальні дані відносно того, що види з найменшим індексом толерантності займають пануюче положення в постійних або слабо змінених місцезростаннях. Аналіз за загальним сольовим режимом показав, що, незалежно від інтенсивності ерозійної трансформації поверхні ґрунту, превалює гемістеновалентна та мезовалентна фракції на всіх ПП. Більш інформативним є розподіл евривалентних видів, частка яких зростає з 17,5 % (ПП1) до 31,6 % (ПП3) та стеновалентних видів, частка яких, навпаки, зменшується з 12,0 % (ПП1) до 5,3 % (ПП3).

На відміну від чинника вологості ґрунту, де фракції стенобіонтних та еврибіонтних видів були однаково діагностичними до інтенсивності трансформації, за чинником загального сольового режиму діагностичними серед стенобіонтних видів виявилися тільки стеновалентні, а серед еврибіонтів – тільки евривалентні. Проте, оцінка умов місцезростань за загальним сольовим режимом та вологістю ґрунту, показала, що види з широкою екологічною валентністю щодо коливання зазначених едафічних чинників, на відміну від видів з більш вузькою біонтністю, здатні займати ерозійно трансформовані ділянки. Збільшення частки стенобіонтів щодо вологості ґрунту спричинене внаслідок випадання з угруповання еврибіонтних видів за цим чинником та, по-друге, збільшення внеску стенобіонтних, нових видів, більш пристосованих до багатих екотопів. Менше трапляння діагностичних стенобіонтних та еврибіонтних видів за чинником вологості ґрунту може бути результатом відсутності в таких угрупованнях міжвидової та внутрішньовидової конкуренції та стресу внаслідок відносно стабільних умов середовища, що виникають через депонування вологи під пологом ярусної, деревної рослинності та розвиненого шару підстилки і гумусового горизонту. Все це забезпечує відносно сталі умови, без різких їх коливань, як це неминуче відбувається на ерозійно-деградованих ґрунтах за відсутності зімкнутого багаторясного полога. Оцінка міри різноманіття рослинних угруповань свідчить про те, що на ПП2 та ПП3 сформовані екологічні умови сприятливі більше для адвентів та рудералів, інші види рослин перебувають у пригніченому стані, не зважаючи на відсутність чітких домінантів (рис. 3.27). Значення індексу різноманіття Шеннона – 2,05; 2,75; 3,05, показав, що середня складність структури угруповань притаманна лише для ПП1 (3,05) та ПП2 (2,75). Це також підтверджується отриманими значеннями на ПП3 щодо індексу домінування Бергера-Паркера – відсутність домінантів та їхнього впливу на різноманіття фітобіоти.

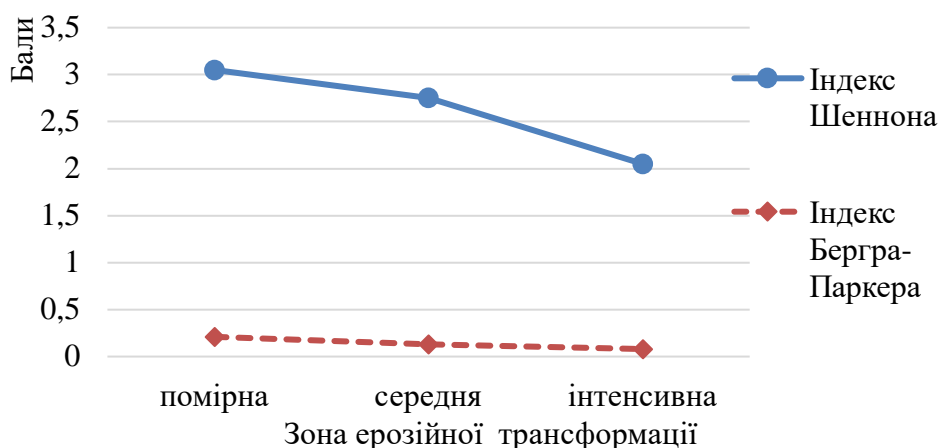


Рис. 3.27 Значення індексів різноманіття та домінування у зонах різного ступеня ерозійної трансформації лісу

На дослідженій території Покутсько-Буковинських Карпат (підрозділ 2.5.1.3; дод В 13, дод. У) досліджували водну ерозію ґрунту на схилах понад 10°. Встановлено, що усі виявлені яри в межах кожної ПП є активними (табл. 3.23). Ерозійні процеси починаються в зоні частково деградованих лісів (ПП1), де зімкненість намету нижча 0,3. оптимальної зімкненості намету лісова рослинність добре збереглася, і /майже не має ознак ерозії води (ПП4). Ерозійні утворення (яри) поступово розвиваються на градієнті ерозійного перетворення від ПП1 до ПП4.

Таблиця 3.23

Еродованість ґрунту на пробних площах водозбору р. Товариниця

Характеристика ярів, ерозійної трансформації території	ПП1 (інтенсивна ерозія)	ПП2 (середня ерозія)	ПП3 (помірна ерозія)	ПП4 (слабка зона)
Кількість ярів на ПП, шт.	6	4	2	1
Середня глибина ярів, м	6,2±0,3	3,8±0,2	1,3±0,07	0,1±0,005
Середня ширина ярів, м	5,9±0,3	5,8±0,3	1,5±0,08	0,9±0,05
Середня відстань між ярами, м	19,0±0,9	8,1±0,4	7,8±0,4	-
Середня довжина ярів у межах ПП, м	187,9±9,4	98,1±4,9	47,2±2,4	9,0±0,4
Середній об'єм ерозійних утворень, м³/га	4976,2±248,4	1320,1±66,1	598,2±29,9	24,1±1,2
Ступінь розчленування ярами території, м/га	9,2±0,5	6,1±0,3	1,9±0,09	0,01±0,0005
Втрата ґрунту, А (га/роки)	6,2007±0,31	3,0184±0,15	1,2408±0,06	0,1980±0,09

Утворені яри частково вкриті трав'яною рослинністю, проте в межах ПП1-ПП2 ґрунотворні породи виходять на поверхню. Кількість ярів зростає з 1 до 6 від

слабкої до інтенсивно трансформованої території. Пропорційно кількості ярів збільшуються морфо-метричні параметри ерозійних утворень. Найбільша середня глибина яру зафіксована на ПП1 ($6,2 \pm 0,3$ м). Значення цього показника зменшуються до $0,1 \pm 0,005$ м (ПП4) зі зниженням інтенсивності ерозії. Аналогічна тенденція характерна для зміни середньої ширини ярів у межах ПП. Об'єм ерозійних форм досягає максимальних значень на ПП1. Цей показник більший майже в 200 разів порівняно зі слабо еродованою зоною схилу (ПП4). Збільшення кількості ярів, їх глибини, ширини, об'єму ерозійних форм спричинило збільшення відстані між ярами.

Аналіз лісівничо-таксаційної характеристики показав зміну таксаційних параметрів за градієнтом ерозійної трансформації (дод. Ж 10). Оцінка санітарної структури *Q. robur* на всіх ПП показала наявність патологічних процесів в усіх зонах ерозійної трансформації, окрім слабо-еродованої зони (рис. 3.28, а). Частка здорових дерев зменшується з 38,5 % (ПП4) до 20,7 % (ПП1). Також зменшується внесок ослаблених і сильно ослаблених особин *Q. robur*. Дерев V та VI категорій стану *Q. robur* на ПП4 відсутні. Індекс стану деревостану варіювався з 1,55 до 2,89. Аналіз віталітетної структури *Q. robur* також підтвердив наявність патологічних процесів у цій породі. За класами розвитку дерева в зоні інтенсивного впливу ерозії (ПП1) розподілені наступним чином: 15,3 % - I КК, 22,2 % - II; 39,3 % - III; 17,8 % - IV; 5,4 % - V КК. Показник СКК (2,0-2,2) здорових насаджень і ослаблених (3.0-3.2) дерев свідчать про те, що кількість дерев I–II класів Крафта зменшується з наближенням до діючих, активних ярів.

У зонах середньої (ПП2) та помірної (ПП3) інтенсивності ерозії ґрунту частки дерев за класами розвитку *Q. robur* суттєво не відрізнялися. 29,3-35,4 % дерев належали до I КК, 27,9-30,1 % - II; 25,7-24,3 % - III; 17,1-10,2 % дерев належало до IV КК. Особин V класу не було. На ПП4 частка дерев I-II КК максимальна серед усіх ПП.

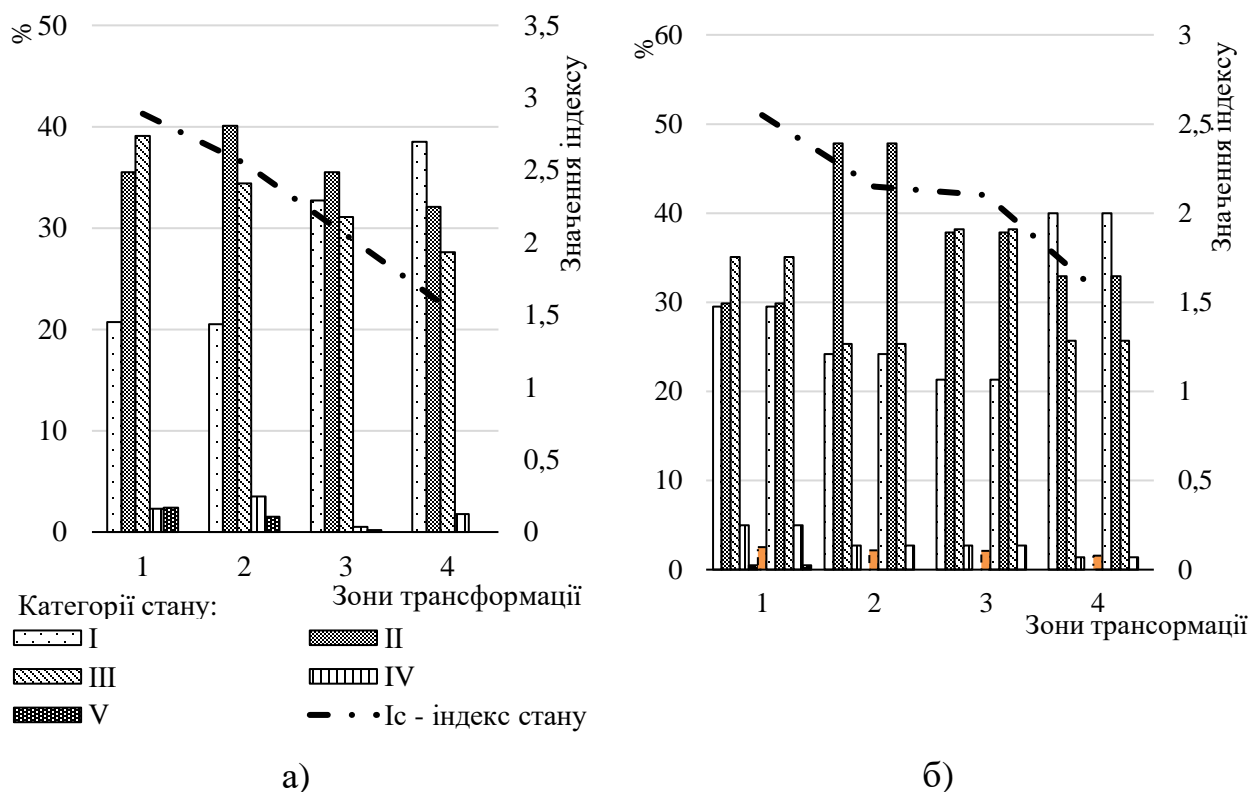


Рис. 3.28 Санітарна структура *Q. robur* (а) та *A. alba* (б) у різних за інтенсивністю зонах ерозійної трансформації

Аналіз санітарної та віталітетної структур *A. alba* свідчить про слабкий рівень трансформації на ПП4 та, навпаки, про високий рівень на ПП1 (рис. 3.28, б). Частка здорових дерев виявилася нижчою 29,5-40,0 %, ослаблені дерева становили 29,9-32,9 %, сильно ослаблені – 36,1–25,7 %, усихаючі – 5,0-1,4 %. Свіжий сухостій *A. alba* був лише на ПП1 (0,5 %). Індекс стану деревостану змінювався з 1,56 до 2,56. Віталітетний аналіз особин *A. alba* має схожі тенденції з *Q. robur*. Кількість дерев вищих класів розвитку поступово знижується з збільшенням ерозійного впливу. Значення СКК здорових (1,85-2,05) і ослаблених (2,21-2,43) особин є вищим порівняно з даними *Q. robur*. Загалом, встановлений розподіл дерев за КК та значенням СКК обох видів спричинений водної ерозією ґрунту. Другий ярус ПП4 - *A. alba* і *F. sylvatica*. Параметри *A. alba* ($I_c = 1,65$) становили: $A=40-50$; $G=48,7$ м²/га; $N=144$ шт./га; $H_{сер}=17,0$ м, $h_{min}=14,4$ м, $h_{max}=19,1$ м, $S.D.=2,56$ м; $D_{сер}=27,1$ см; $D_{min}=20,4$ см, $D_{Max}=31,1$ см, $S.D.=4,22$ см. *F. sylvatica*: $I_c=1,55$; $A=40-50$; $G=65,3$ м²/га; $N=157$ шт./га; $H_{сер}=18,1$ м, $h_{min}=15,9$ м, $h_{max}=22,2$ м, $S.D.=2,92$ м; $D_{сер}=30,5$ см; $D_{min}=27,1$ см, $D_{max}=40,9$ см, $S.D.=6,14$ см. Лише у зонах слабкої та помірної

трансформації розвивається підлісок з біогруп *F. alnus* ($I_c=2,60$), *C. avellana* ($I_c=2,45$) на ППЗ та *F. alnus* ($I_c=1,60$), *C. avellana* ($I_c=1,55$), *V. opulus* ($I_c=1,55$) на ПП4.

Реакція трав'яного покриву за відповідних ерозійних змін ґрунту також є дуже показовою. Флористичний список всіх ПП становив 61 вид трав, що належать до 58 родів, 17 родин, які належали до *Liliopsida* та *Magnoliopsida*. *Asteraceae* (17 видів, 27,8 %), *Poaceae* (13 видів, 21,3 %), *Fabaceae* (11 видів, 18,0 %) були найбільш репрезентованими родинами. Відповідне панування цих рангів пов'язане з ерозійними формаціями, де найбільш активними є процеси деформації ґрунту. Далі слідують *Lamiaceae* (7 видів, 11,5 %), *Caryophyllaceae* (5 видів, 8,2 %), *Ranunculaceae* (5 видів, 8,2 %) та *Rosaceae* (3 види, 5,0 %). Решта родин мали менше трьох видів. ЗПП трав'яного ярусу зони інтенсивної ерозії ПП1 становило лише 10,5 % при загальній кількості видів 24. Найбільш типовими представниками родини *Poaceae* були (37,5%, *Agropiron pectinatum* (Bieb.) Beauv, *B. inermis*, *C. epigeios*, *D. glomerata* L., *Festuca heterophylla* Lam.), *Asteraceae* (29,1 %, *A. submillefolium*, *A. artemisiifolia*, *C. setosum*, *C. canadensis*, *H. helix*, *S. annua* тощо) та *Fabaceae* (20,8 %, *A. reptans*, *M. lupulina*, *Melilotus officinalis* (L.) Pal., *L. vernus*, *T. pretense*), які є на всіх структурних елементах ярів. ЗПП на ПП2 - 25,5 % (27 видів). На ППЗ цей показник був вищим, ніж на ПП2 (30,0 %; 35 видів). Для зон середньої та помірної інтенсивності впливу ерозії найбільш розповсюдженими є також родини *Poaceae*, *Asteraceae* та *Fabaceae*. Тільки в місцях розвитку біогруп *A. alba*, *Q. robur* під пологом починають з'являтися види інших родин, а саме – *Lamiaceae* (*G. luteum*, *G. hederacea*), *Caryophyllaceae* (*S. holostea*), *Ranunculaceae* (*Ranunculus cassubicus* L.), *Aprocynaceae* (*V. minor*) та ін. Найбільш флориста насиченість (44 видів) і ранг родин зафіксовано на ПП4, яка є типовою для цього типу лісу. Типові лісові види – як *A. europaeum*, *Astrantia major* L., *D. bulbifera*, *M. bifolium*, *M. perennis*, *Vaccinium vitis-idaea* L. – були приурочені лише до найменш деградованої ПП4. Оцінка біологічного спектру життєвих форм показала суттєві відмінності між різними типами на градієнті ерозійної трансформації (рис. 3.29).

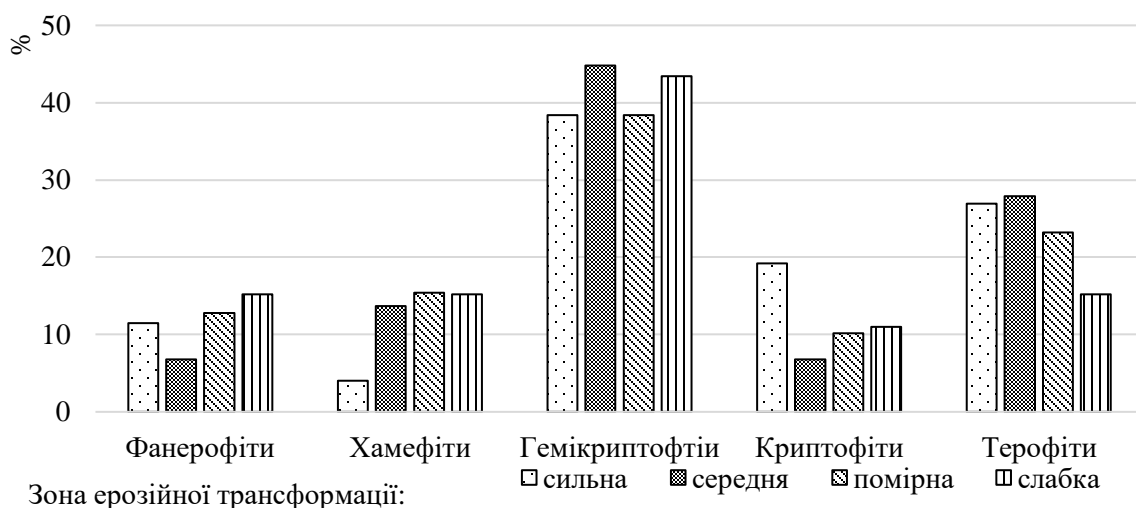


Рис. 3.29 Спектр життєвих форм трав'яних рослин у зонах ерозійної трансформації ґрунту різної інтенсивності

Гемікриптофіти є домінуючими життєвими формами на всіх ПП. Тєрофіти є наступною домінуючою групою в зонах інтенсивної, середньої та помірної ерозії ґрунту – 26,9 %, 27,9 % та 23,2 % відповідно. Найменша частка тєрофітів приурочена до зони слабкої трансформації (15,2 %). Далі за чисельністю йде група криптофітів, які виявилися найпоширенішими на ПП1 (19,2 %). Хамефіти є значно менш чисельними на ПП1 (4,0 %), ніж на ПП2-ПП4 (13,7-15,4 %), де вони мали майже однаковий внесок. Цікавою особливістю є поступове зменшення частки фанерофітів, що пояснюється слабким механізмом адаптації генеративних органів фанерофітів до сильних антропогенних навантажень. Таким чином, діапазон життєвих форм свідчить про наявність оригінальної морфологічної адаптації рослин до постійно змінених водною ерозією ґрунтових умов. Розподіл за екологічною стратегією рослин також підтвердив значні зміни рослинного покриву на градієнті ерозійної трансформації ґрунту. Виявлено приуроченість видів рослин до 7 різних функціональних типів (C, R, S, SR, CR, SC та CSR) (рис. 3.30). Найбільш представленими функціональними типами є CSR (26,9 %) і R (23,11 %) в зоні інтенсивної ерозії. S-стратегі є рідкісним функціональним типом у цій зоні. SR і C мають однаковий розподіл (7,7 %). Конкуренція була основним чинником тиску, але ерозійне порушення ґрунту і стрес, зумовлений іншими причинами мають також значний вплив на рослини ПП1. В менш порушених екологічних умовах домінуючими є CS (31,0 %) та CSR (20,7 %) стратегі. R- та CR- видів є в

меншій частці порівняно з ПП1. В ще менш порушених умовах на градієнті, на ПП3, домінуючим типом був також CS (28,2 %).

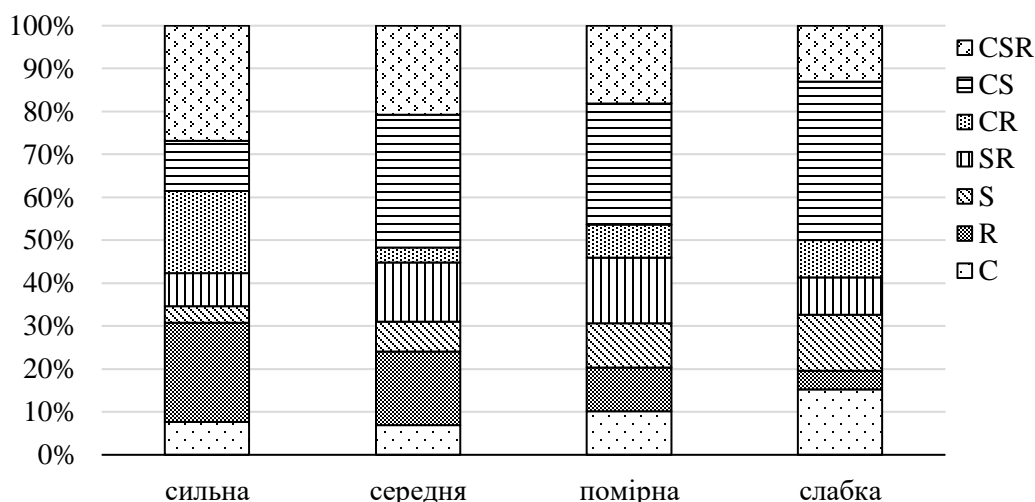


Рис. 3.30 Типи екологічних стратегій трав'яних рослин у зонах ерозійної трансформації ґрунту різної інтенсивності

Первинні функціональні типи (C, R, S) мали однакову частку (10,2 %). Найменш типовим для цієї зони виявилися рослини з CR-стратегією. На найменш деградованій території представники CS-типу екологічної стратегії були найпоширенішими (36,9 %). Експлерентів виявлено найменше порівняно з іншими ПП (4,4 %), натомість особин з S-типом стратегії було 15,2 %. Представники SR і CR стратегій були присутні з однаковою часткою (8,7 %). Аналіз видового багатства рослинного покриву залежно від ступеня порушення ґрунтових умов водною ерозією показав, що максимальне значення індексів різноманіття притаманне для найменш трансформованої зони ПП4 (рис. 3.31). Так, значення індексу Шеннона у зоні слабкої трансформації ґрунту сягає 3,41, натомість на ділянці з інтенсивним впливом ерозії становить лише 2,01. Індекс Берегера-Паркера також найвищий (0,24) на ПП4. На ПП2 та ПП3 цей показник є однаковим. За оцінкою індексів можна стверджувати, що найбільша різноманітність рослин та відсутність пресингу домінуючих видів зберіглась у деревостані, що зазнав найменшої ерозійної деградації ґрунту.

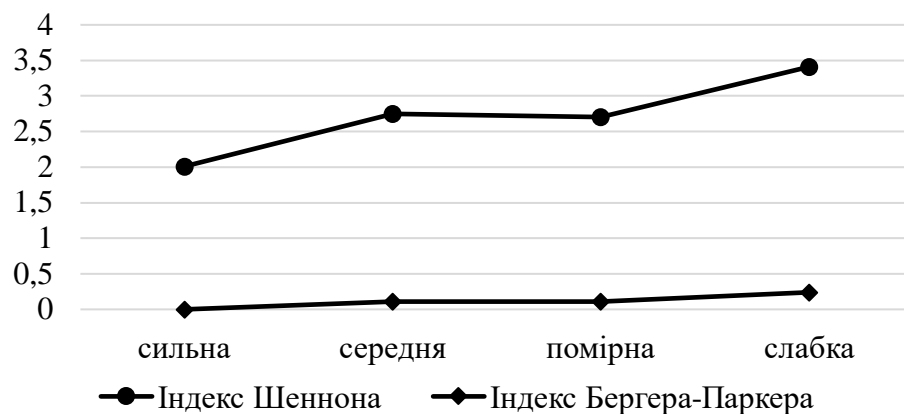


Рис. 3.31 Індекси різноманіття трав'яних рослин залежно від ступеня ерозії ґрунту

Таким чином, на експериментальних екопрофілях на градієнті водно-ерозійної трансформації, виявлено залежність угруповань рослин від даного чинника. Ерозійний вплив спричинив різницю нормативних такаційних та інших морфометричних параметрів деревостану, зміни в санітарній та віталітетній структурах, розподілі за життєвими формами, функціональними типами екологічних стратегій тощо. Загалом, можна стверджувати, що порушення зв'язку між характеристиками трав'яного покриву та геоморфними процесами може призвести до незворотної деградації деревостанів.

3.3.2. Порушення лісів через видобуток корисних копалин, осушення торфовищ та вторинне заболочування у Поліссі

Аналіз впливу видобутку корисних копалин, осушення торфовищ та вторинного заболочення як інтегрованих екологічних загроз з синергетичним та емерджентним ефектом для лісових екосистем показав, що у різних природних зонах України масштаб та інтенсивність цих чинників мають різні значення (рис. 3.32). Проте, суттєве порушення структурно-функціональної організації за впливу зазначених інтегральних загроз характерне для Волинського Полісся [дод. У], про що свідчить максимальний бал за інтенсивністю впливу (3,2). Дещо менше виражені наслідки цих чинників у Центральному та Правобережному Лісостепу, оскільки для цих регіонів більш значущим є видобуток копалин та осушення річок. Покутсько-Буковинські Карпати та Гірський Крим мають однаковий найменший бал (1,5). Можна прогнозувати, що найгірше будуть відновлюватися лісо-болотні

угруповання Волинського Полісся, за цим показником регіон має найвищий бал. За узагальненим індексом Волинське Полісся характеризується найвищим балом (45,8), у Центральному та Правобережному Лісостепу він удвічі менший, натомість, інші регіони мають в 3-4 рази менші значення. Зупинимося на синекологічній діагностиці впливу цих чинників на характерні об'єкти Полісся більш детально.

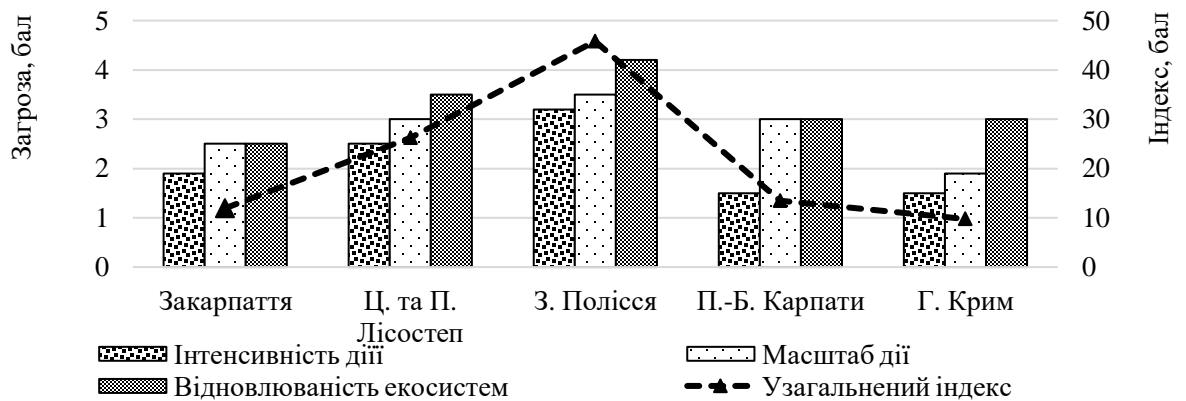


Рис. 3.32 Оцінка впливу видобутку корисних копалин, осушення та вторинного заболювання ґрунтів як інтегрованої екологічної загрози для лісів різних природних регіонів

Досліджені деревостани на всіх ПП трансектах характерних об'єктів (підрозділ 2.5.1.2, дод. В 10, В 11) є двоярусними, у першому ярусі панує *P. sylvestris* з домішкою поодиноких особин *Q. robur*, другий утворений *Q. robur* та *B. pendula* (дод. Ж 11). Оцінка морфо-метричних параметрів деревостанів на трансектах показала, що на градієнті порушення гідрологічного режиму ґрунтів залежно від відстані до замулених каналів осушувальної меліорації торфовищ, відбувається поступове збільшення значень $H_{сер}$ та $D_{сер}$ головних лісоутворюючих видів. Максимальне значення $H_{сер}$ *P. sylvestris* та *Q. robur* зафіксовано на відстані більше 200 м від торфовища. Мінімальне значення на відстані 50–100 м. Зокрема, у *P. sylvestris* (І трансекта) на ПП1,І цей показник на 11,5 % (12,1 м) менший порівняно з ПП3,І (13,5 м). Аналогічна тенденція зафіксована щодо *P. sylvestris* на найбільш віддалених ПП, II–VI трансектах. На II–III трансектах збільшення $H_{сер}$ на ПП3,II та ПП3,III становить 9,15 % та 6,14 % відповідно. Натомість, у сирому сосновому борі (IV–VI трансекти) різниця між \max та \min $H_{сер}$ *P. sylvestris* є більшою порівняно з даними щодо ПП II–III трансект. Цей показник становить

15,7 %; 11,4 % та 14,4 % на IV–VI трансектах. Варіювання значення $N_{\text{сер}}$ *Q. robur* на ПП залежно від відстані до замулених каналів є незначним порівняно з *P. sylvestris*: N_{min} становить 15,4–16,7 м, N_{max} – 15,5–17,1 м на II–III трансектах відповідно. Зміна значень $D_{\text{сер}}$ *P. sylvestris*, *Q. robur* та *B. pendula* на трансектах має аналогічну тенденцію. Показник щодо *P. sylvestris* на II–III трансектах коливається в межах 16,1–27,8 см. Суттєве збільшення значення показника зафіксовано на відстані більше 200 м від замулених каналів. Натомість, на відстані 100–200 м (ПП2,II; 18,1 см та ПП2,III; 21,7 см) значення $D_{\text{сер}}$ є близьким до відповідних значень на ПП1,II (18,4 см) та на ПП1,III (20,4 см). Виявлено також збільшення $D_{\text{сер}}$ для *Q. robur* на I–III трансектах. На усіх ПП зафіксовано зменшення кількості дерев та запасу деревини з наближенням до замулених каналів. Зімкнутість деревного намету сягає найвищих показників на трансектах на найвіддаленіших ПП. Характерною особливістю є зміна породного складу на ПП. Частка *B. pendula* збільшується з наближенням до місць, де почалися процеси вторинного заболочення. Зокрема, змінюється склад насаджень на IV трансекті з 5Сз5Бп на ПП1,IV та ПП2,IV до 10Сз на ПП3,IV. Підріст головних лісоутворювальних порід краще розвинений на відстані більше 200 м. Серед підліску домінує *S. caprea* ($N_{\text{сер}} = 3,5\text{м}$, $D_{\text{сер}} = 4,4\text{ см}$; $N_{\text{сер}}=170\text{ шт./га}$; з яких 84,5 % – особини порослевого походження). Підлісок також подекуди представлений *C. avellana*, *F. alnus*, *E. europaeus* та *E. verrucosus*. На градієнті санітарний стан деревостанів істотно покращується лише на відстані більше ніж 200 м. Кількість наближених до торфовища здорових дерев ПП1 становить лише 9,8 %; 8,7; 10,1; 9,5; 11,5 та 11,1 % на I–VI трансектах відповідно (рис. 3.33, а). Індекс стану деревостану сягає 2,79–2,99. Варто зауважити також, що суттєвою є частка «свіжого» та «старого сухостою» на цих ПП. Найбільше виявлено «старого сухостою» (5,2 %) та «свіжого сухостою» (7,9 %) на ПП1,VI у лісовому болоті «Болітце». Зафіксовано розвиток *Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref., яка спричиняє кореневу гниль стовбурів *P. sylvestris* на ПП1,II; ПП1,III; ПП1, ПП1,V та ПП1,VI. Загалом, усі досліджені деревостани на цій відстані є дуже ослабленими.

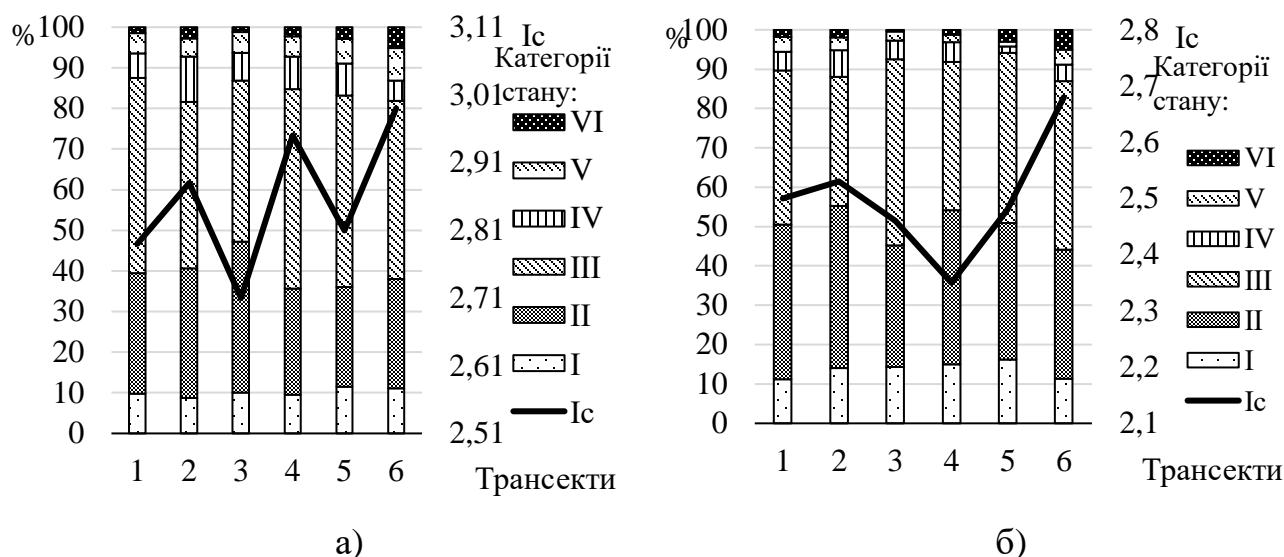


Рис. 3.33. Узагальнений санітарний стан деревостанів у різних типах екосистем Західного Полісся (а, б)

На відстані 100–200 м на трансектах зафіксовано незначне покращення санітарного стану деревостану (рис. 3.33, б). Зокрема, встановлено, що частка «старого сухостою» знизилась на ПП2, VI з 1,2 % до 0,5 %; на ПП2, IV з 2,2 % до 1,5 %. На ПП2, V та ПП2, I частка дерев VI категорії збільшилась до 3,0 % та 1,8 % відповідно. Натомість, на цих ПП зменшилась частка дерев V категорії та зросла участь здорових дерев (16,2 %; 11,2 %). На ПП2 трансект виявлено тенденцію до зменшення частки сильно ослаблених та усихаючих особин. Порівняно з ПП1 Ic покращився. Проте, на ПП2, I, ПП2, II та ПП2, IV деревостани залишаються сильно ослабленими. Виявлено, що лише на III–V трансектах особини є ослабленими (2,46; 2,35; 2,48). На відстані більше ніж 200 м від осушеного в минулому торфовища на всіх трансектах стан деревостанів є значно кращим порівняно з більш наближеними ПП (рис. 3.33, в). Частка здорових дерев коливається в межах 20,9–25,0 %; сильно ослаблених особин знизилась до 33,4–42,4 %. Старий сухостій складає 0,5% на ПП3, I та ПП3, IV. Найбільший внесок VI категорії зафіксовано на найвіддаленішій ПП3, VI трансекти. Індекс стану покращився порівняно з іншими ПП, хоча усі деревостани є ослабленими (1,85–2,15). Отже, узагальнена оцінка санітарного стану деревостану досліджених ПП показала, що на відстані понад 200 м від заболочених місць значно покращується санітарний стан *P. sylvestris*, *Q. robur* та *B. pendula*.

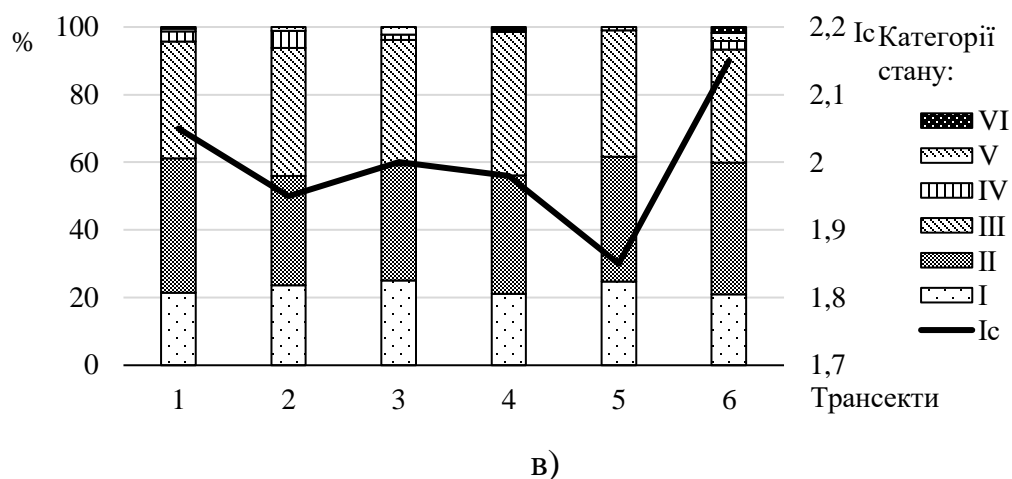


Рис. 3.34. Узагальнений санітарний стан деревостанів у різних типах екосистем Західного Полісся (в)

Як відомо, показник СКК відображає локалізацію зони пошкодження в деревному наметі: чим ближче значення СКК до I КК, тим вищий ступінь пошкодження, оскільки стійкіші особини зазнають впливу несприятливих екологічних чинників. Здійснений віталітетний аналіз за КК показав, що на відстані 50–100 м від джерела загрози на трансектах серед «свіжого» та «старого» сухостою домінують дерева III та IV КК (дод. Ж 12). Процес всихання дерев не є природним і спричинений процесами порушення гідрологічних умов ґрунту. Всихають дерева II та III класів розвитку ($СКК=2,0–2,7$). Інтенсивного всихання лісові насадження зазнавали близько 3–5 років тому, на що вказує наявність «старого» сухостою. Враховуючи те, що всихаючі насадження характеризуються середньою продуктивністю, що можливе лише за умови їх зростання у сприятливих едафічних умовах, найімовірнішими причинами всихання та відпаду дерев є ті екологічні чинники, які мають здатність до різких змін та можуть бути критичними для деревних рослин. На відстані більше 200 м серед сухостою превалюють також особини III та IV КК, але СКК має дещо нижчі значення (3,7–4,2). Серед дерев II та III категорій стану більшою мірою домінують дерева III КК. На найвіддаленіших ППЗ значення СКК здорових особин становить 1,2–2,2; усихаючих особин – 3,2–4,1; «свіжого» та «старого» сухостою – 3,4–3,9 та 3,5–4,5 відповідно. Це свідчить, що на ПП, які найбільш віддалені від осушеного торфовища, всихання дерев є природним процесом на відміну від інших ПП. Біоморфологічний спектр трав'яних

рослин діагностує особливості пристосувань рослинного покриву досліджених трансект до змінених екологічних умов (дод. Ж 13). Суцільний моховий покрив з *Politrichum commune* Hedw., *Pleurozium Schreberi* (Brid.) Mitt., *Dicranum polysetum* Sw., *Sphagnum recurvum* H.Klinggr., *Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw. тощо розвинений лише на відстані 50–100 м, ПП1, I–VI трансект, на яких зафіксовано процеси вторинного заболочення. Видовий склад трав'яної рослинності на досліджених трансектах представлений 85 видами судинних рослин, які належать до 81 роду і 44 родин. У розподілі видів між класами на *Liliopsida* припадає 15,5 %, на *Magnoliopsida* – 84,5 %. Спектр провідних родин формують *Asteraceae* – 18 видів; 21,4 %; *Rosaceae* – 10, або 11,9 %; *Poaceae* – 9, або 10,6 %; *Rubiaceae*, *Apiaceae*, *Lamiaceae* – по 6 видів, 7,1 %; *Ranunculaceae*, *Cyperaceae* – по 5, або 5,9 %; *Caryophyllaceae* – 3, або 3,5 %. Частка цих родин становить 80,5 % від загальної кількості видів. 4 родин містять по 2 види, або 2,4 %. 9 родин мають по 1 виду (1,1 %), зокрема *Aristolochiaceae*, *Juncaceae*, *Lythraceae* тощо. На всіх ПП переважають багаторічні трави (78,4–86,3 %). Найменше всього виявлено дворічників (3,5–7,6 %). Частка однорічників коливалася в межах 9,2–14,1 %. Залежності між ознакою тривалості життєвого циклу та градієнтом віддалення від осушувально-меліоративних каналів не виявлено. Аналіз структури надземних пагонів, показав, що домінують безрозеткові види (55,1–85,6 %). Види з розетковими надземними пагонами більшою мірою представлені на відстані 50–100 м ПП1 усіх трансект (7,5–16,0 %; *Drosera rotundifolia* L., *Parnassia palustris* L., *Peucedanum palustre* Moench. Syn тощо). Частка видів з відповідною формою надземного пагона з віддаленням від замулених каналів зменшується до 7,2–13,4 % на ПП3 I–VI трансект. Види з повзучими пагонами представлені однаковою мірою на всіх ПП (6,5–17,8 %; *A.europaeum*, *C. sylvatica*, *Comarum palustre* L., *G. hederacea*, *R. saxatilis* тощо). За структурою підземних пагонів переважають кореневищні види. На ПП, які знаходяться на відстані більше 200 м, частка видів з довгокореневищними підземними пагонами (26,1–36,5 %; *A. europaeum*, *A. podagraria*, *C. epigeios*, *P.obscura* тощо) є більшою порівняно з ПП1, I–VI трансект (19,8–33,8 %). Частка видів без утворень сягає половини всіх видів, представлених на ПП (50,0–67,4 %). Оцінка життєвих форм

показала, що значно змінюється внесок кріптофітів на ПП залежно від відстані до осушеного торфовища. Зокрема, на ПП1,І та VI трансект зафіксовано максимальну кількість кріптофітів – 27 видів, 31,7 % відповідно. Це такі типові види як, *C. palustris*, *Eryophorum vaginatum*, *L. palustre*, *O. palustris*, *L. europaeus*, *M. trifoliata* тощо. На відстані більше 100–200 м частка кріптофітів знижується до 10,6–24,7 % та до 8,2–22,3 % на ПП3 трансект. Внесок гемікріптофітів має приблизно однакову тенденцію щодо розподілу на ПП, діапазон значень яких складає 34,8–54,2 %. Частка хамефітів (*A. europaeum*, *St. holostea*, *P. obsurca* тощо) становить лише 4,7–10,6 %. Частка терофітів становить 22,8–35,3 %. Тісного зв'язку між розподілом терофітів та розташуванням ПП не виявлено. Розподіл за геліоморфами показав, що на трансектах домінують геліосціофіти (20,5–35,5 %) та сціогеліофіти (37,7–44,5 %). Частка геліофітів на ПП із зімкнутістю деревного намету 0,42–0,54 є більшою порівняно з іншими ПП (11,0–19,4 %). Натомість, сціофіти більш розвинені на зімкнутіших (0,71–0,83) деревостанах. Аналіз ценоморф засвідчив, що на відстані 50–100 м від заболочених місць домінують (44,9–35,5 %) палюданти, трав'яні види і мохи, які ростуть в умовах надмірного зволоження (*A. polifolia*, *L. palustre*, *P. palustris*, *P. commune*, *S. recurvum*, *S. acutifolium* тощо). На градієнті частка палюдантів помітно зменшується і складає лише 7,3–9,9 % на ПП3. Натомість, максимальна участь сільвантів трансект представлена на відстані 200–300 м (*C. sylvatica*, *L. vulgaris*, *M. bifolium*, *P. obsurca* тощо). Найвища частка пратантів на ПП1 та ПП2. Внесок руденантів на всіх ПП є приблизно однаковим і не пов'язаний з віддаленням від осушувально-меліоративних каналів (11,1–26,0 %). Серед рудерантів варто відмітити *A. vulgaris*, *Cardaria draba* (L.) Desv, *C. album*, *E. repens*, *P. major*, *P. septentrionale*, *R. confertus*, *T. repens* тощо. Частка галофітів є мінімальною серед усіх ценоморф на трансектах.

Антропогенні зміни екологічних умов досліджених ПП добре відображають індекси різноманіття трав'яної рослинності (рис. 3.34). За індексом різноманіття Шеннона виявлено, що він максимальний на ПП3,VI, дещо менший на ПП2,III, ПП1,І та ПП1,V. Мінімальні значення виявлено на ПП2,І; ПП3,II та ПП3,V. За індексом Бергера-Паркера максимальна різноманітність (0,64–0,69) угруповання та участь у

ценозі не тільки болотних та лугових видів, але й адвентивних видів зафіксовано на ПП1,I; ПП1,III та ПП2,IV. Екологічні умови на ПП3 I–VI трансект є сприятливішими для лісових та рудеральних видів. Дані щодо спектру складності фіторізноманіття на ПП, як рівномірності розподілу особин за видами (вирівненість за Макінтошем) – протилежні домінуванню. Загалом, тісного зв'язку між показниками оцінювання різноманітності та градієнтом віддалення ПП не виявлено. Таким чином, встановлено, що основним механізмом, який спричиняє динаміку лісової рослинності, є прямий та опосередкований постмеліоративний вплив, який призвів до зміни екологічних умов екосистеми.

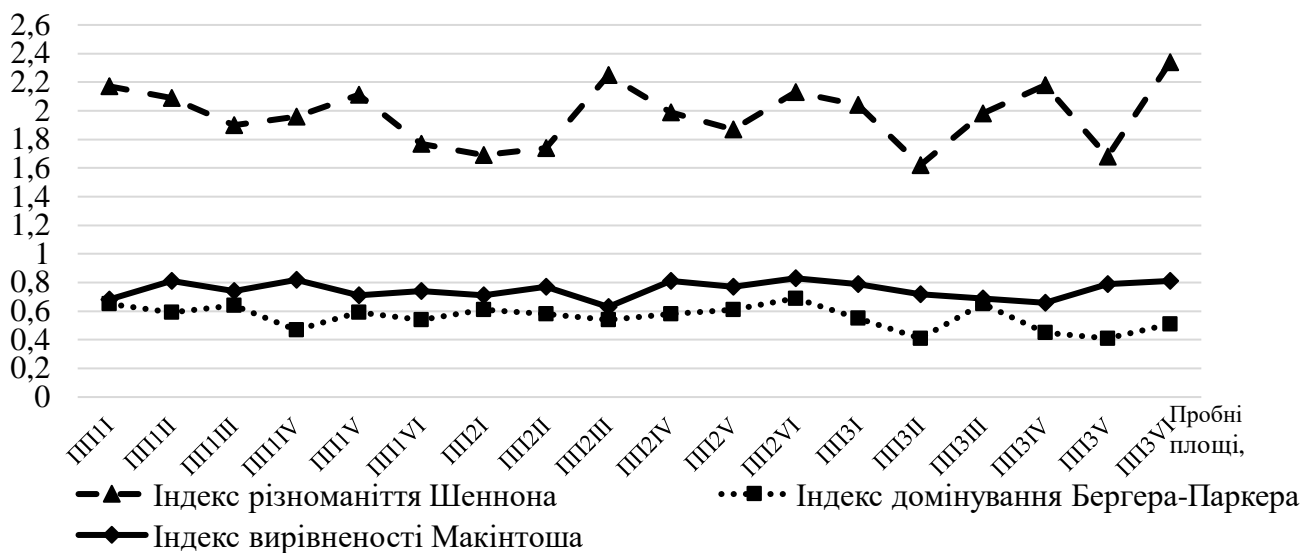


Рис. 3.34 Значення індексів фіторізноманіття в різних типах екосистем Волинського Полісся

На відстані 50–100 м від замулених каналів відбулось порушення санітарної та віталітетної структур деревостану, зник підлісок та підріст через нездатність кореневих систем дерев адаптуватися до перепадів рівня ґрунтових вод. Виявлено порушення екологічної та біоморфологічної структур трав'яного покриву з домінуванням криптофітів та палюдантів. На відстані більше 200 м нормативні таксаційні параметри дерев покращуються, всихання особин є природним процесом, у трав'яному покриві домінують сільванти. На відстані 100-200 м відповідні показники мають проміжні значення. Частка рудерантів є приблизно однаковою. За структурою підземних пагонів переважають кореневищні види, за структурою надземних пагонів – безрозеткові види. За тривалістю життєвого циклу домінують багаторічні трави. Тісного зв'язку між ознакою тривалості життєвого

циклу, індексами оцінювання різноманітності та зміни ґрунтово-гідрологічних умов не встановлено.

Висновки до розділу

На прикладі модельних об'єктів різних природних зон показано, що аналіз антропогенних змін на екосистемному рівні можливий за наявності тісного кореляційного зв'язку структурно-функціональних компонентів залежно від генезису чинника, його інтенсивності і масштабу впливу та відновлюваності екосистем. Незалежно від рівня рекреагенної трансформації лісів природоохоронного, наукового та історико-культурного призначення оцінка санітарної та віталітетної структур деревостанів є якісною характеристикою ступеня порушення екологічних умов існування екосистеми. Серед структур трав'яного ярусу показниками є зміни в спектрі біоморф, екологічних стратегій та валентностей, типів екоморф за едафічним чинником. Синекологічна діагностика рекреагенного впливу на рекреаційно-оздоровчі ліси та паркові насадження в умовах міста показала, що індикаційні ознаки порушення співпадають з даними, одержаними в лісах природоохоронного, наукового та історико-культурного призначення. Зміни рослинності за градієнтом порушення едафічних умов ґрунту проявляються у збільшенні в трав'яному ярусі внеску еврибіонтних видів та видів з первинною та вторинною R-стратегією. Індекс адвентизації рослинності в рекреаційно-оздоровчих лісах та міських паркових насаджень є показовим порівняно з лісами категорій, які мають певний статус охорони, зазнають меншого антропогенного впливу. Для діагностики водної ерозії ґрунту гірських систем Карпат та Криму доцільно застосовувати характеристики різних ярусів деревостану, морфо-метричні параметри ярів та структури трав'яного ярусу. Найбільш ерозійно-деградовані зони передгірських лісів є бідними за видовим складом, репрезентативними є представники родин *Poaceae*, *Caryophyllaceae*, *Asteraceae*. За градієнтом збільшення ерозійної деградації поступово збільшується кількість криптофітів та терофітів; зменшується частка фанерофітів. Зміни у вологості ґрунту добре відображались зміною частки у травостої фракцій стенобіонтних та еврибіонтних видів. Частка стеновалентних видів є показником

порушення загального сольового режиму еродованих схилових ґрунтів. Найбільш представленими функціональними типами екологічної стратегії є CSR- і R. Діагностичними ознаками помірної ерозійної деградації ґрунту є зміни значень індексів різноманіття та домінування.

Суттєве порушення структурно-функціональної організації екосистем за впливу видобутку торфу, осушення торфовищ та процесів вторинного заболочення можна діагностувати за станом деревостану, підліску та трав'яного ярусу на відстані 50–100 м від замулених каналів. З віддаленням виявлено тісний зв'язок частки криптофітів, за ценоморфами – частка палюдантів та сільвантів. Діагностичною ознакою суттєвого порушення едафічних умов є групи за змінністю зволоження (відношення суми контрастофобів до контрастофілів) та загального сольового режиму (відношення евтрофів до глікотрофів); збільшення фітоценотичного внеску еврибонтів та геміеврибонтів за зазначеними обома екоморфами на відстані до 100 м від осушувального каналу. У зоні сильного пошкодження вогнем заболочених лісів Волинського Полісся домінують види R-, CSR-типів. Характерна відсутність віолентів та патієнтів, порушення між всіма ознаками життєвих форм та демуаційні процеси. Розподіли видів за тривалістю життєвого циклу та ценоморфами мають найбільш тісні кореляційні зв'язки з інтенсивністю впливу лісової пожежі (0,87 та 0,79 відповідно). Для оцінки наслідків впливу на деревостан пожежі помірної та середньої інтенсивності можна використовувати показник «залежність між діаметром стовбура та висотою на ньому нагару». На прикладі долини середньої та нижньої течії р. Тясмин встановлено, що розподіл видів за ценоморфами, тривалістю життєвого циклу та часткою кореневищних видів, типами екологічних стратегій, екоморф за змінністю зволоження є діагностичними ознаками змін едафотопу та аеротопу ґрунтів за вирубки лісів та випасу худоби. Значне збіднення флористичного складу травостою з формуванням монодомінантних угруповань в зоні пасовищної та рекреаційної дигресії підтверджується індексами різноманіття, домінування та вирівненості, значення яких є показовими за будь-яких стадій трансформації цього рослинного покриву.

РОЗДІЛ 4. АДАПТИВНІ СТРАТЕГІЇ ПОПУЛЯЦІЙ ЧУЖОРІДНИХ ТА АБОРИГЕННИХ ВИДІВ РОСЛИН РІЗНИХ ЖИТТЄВИХ ФОРМ У ТРАНСФОРМОВАНОМУ ЛІСОВОМУ СЕРЕДОВИЩІ

Внаслідок інтенсивного антропогенного впливу на навколишнє природне середовище відбулися значні зміни умов існування видів біоти. Це проявляється в забрудненні довкілля, руйнуванні та фрагментації рослинного покриву, дигресії ґрунтового покриву, що спричиняє порушення природних потоків речовини, енергії та інформації, трансформацію природних екосистем [1]. Саме лісові особливо в малолісних регіонах та агроландшафтах є важливими структурними елементами європейської екомережі та інших програм, в яких бере участь Україна [2, 724– 726]. З іншого боку, в Україні з кожним роком зростає негативний вплив неаборигенних видів рослин на фітоценози. Наразі ця проблема набула вкрай важливого значення, оскільки інвазії адвентивних видів рослин порушують структурно-функціональні ланки лісових екосистем [12, 362–364, 367, 368]. За рахунок опанування довкілля чужорідними видами з часом відбувається поступова деградація аборигенної флори України, оскільки інтенсивне самовідновлення деяких інтродуцентів має катастрофічні наслідки [581, 727, 728, дод. У]. Так, А.М. Гродзинський акцентував: «Для переконання доцільності введення будь-якого інтродуцента у фітоценоз, потрібно десятки років. При цьому не виключено, що новий інтродуцент може виявитися занадто агресивним і перетворитися на бур'ян» [727, С. 3]. Для вирішення зазначених проблем значну роль відіграють популяційні дослідження, які є надійною основою не тільки для з'ясування характеру змін рослинних угруповань, але й для діагностики стану та динаміки природних екосистем під впливом екологічних чинників різного генезису [729, дод. У]. Дослідження на комплексному популяційному рівні чужорідних видів дають змогу виявити характер їх мінливості, залежність між внутрішньопопуляційною мінливістю та адаптаційними можливостями цих видів для прогнозування напрямів розвитку популяцій та внесення коректив у перелік індикаторів моніторингу.

4.1. Особливості адаптації фанерофіта *Quercus rubra* L. (Fagaceae Dumort.) у різних природних зонах України

4.1.1. Порівняльна характеристика фундаментальної та реалізованої екологічних ніш адвентивного виду *Quercus rubra* L. та аборигенного виду *Quercus robur* L.

В Україні вплив чужорідних видів трапляється в насадженнях з участю у складі інтродуцентів. Серед них варто виділити ті насадження, які характеризуються високим рівнем насіннєвого і паросткового відновлення, зокрема популяції *Q. rubra*.

В Україні *Q. rubra* вперше з'явився у 1809 р. в акліматизаційному саду ім. І.Н. Каразіна у м. Харків. У парки та дендрологічні сади України *Q. rubra* був інтродукований у 40-х роках XIX ст. У 20-х роках XX ст. у дослідних лісництвах Київської області проводили виробничі випробування в лісових культурах низки інтродуцентів, серед яких провідне місце належало *Q. rubra*. Після тривалих дискусій серед лісівників після 40-50-х років XX ст. вид був запроваджений у лісові культури на території України. Основними аргументами щодо введення його у лісові культури було: висока зимостійкість, невибагливість до родючості ґрунту, середня вибагливість до світла та вологи, інтенсивний ріст та щорічний урожай жолудів [730–753]. Фундаментальні дослідження щодо інтродукції *Q. rubra* для розробки принципів використання різних видів деревних рослин у зеленому будівництві були проведені у 50-х роках XX ст. у Центральному республіканському БС АН України. Саме тут були створені велика колекція з різних видів дуба, в т.ч. *Q. rubra*. В Українській сільськогосподарській академії І.М. Гегельским [736] було узагальнено результати проведеної інтродукції *Q. rubra* у лісових культурах різних природних зон України. Дещо пізніше ці дані було доповнено іншими дослідниками розробленням еколого-біологічних основ інтродукції дубів на території України [737, 738]. Загалом, починаючи з 50-х років XX ст. з'явилася тенденція щодо збільшення лісових насаджень з участю *Q. rubra*. Так, за даними І.М. Гегельського [736], у 50-х роках минулого століття площа насаджень сягала 10 тис. га; за даними Н.Ф. Прикладовської [733], у 70-х роках площа лісових культур з перевагою в складі досліджуваного виду лише в Державному лісовому фонді Західного регіону України перевищувала 6 тис. га. Натомість, А.І. Івченко [735] наводить значно більшу цифру – 40 тис. га в 90-ті роки минулого століття. В цілому досвід показав, що найбільш продуктивними в

Україні виявилися чисті насадження *Q. rubra* та змішані зі *P. sylvestris*, *Larix decidua* Mill. та *F. excelsior* [730–738]. Але досі залишаються недостатньо дослідженими особливості адаптації інтродукційних популяцій *Q. rubra* до трансформованих умов навколишнього середовища.

У літературі раніше було поширене неоднозначне трактування назви *Q. rubra* [734, 735, 739, 742, 753]. Але в останні роки науковцями вид ідентифіковано як *Q. rubra*. Існують також різні думки щодо рівня пошкоджень та хвороб *Q. rubra*, зокрема стійкості до *Microsphaera alalphitoides* Griff. et Maubl. [740, 741]. Беручи до уваги біоекологічну характеристику *Q. rubra* [дод. 3 1] та аналіз літератури з проблематики найбільш суттєвими пошкодженнями та хворобами виду є: пошкодження копитними молодих культур, за відсутності достатньої кількості інших листяних порід; локальні ураження непарним шовкопрядом незімкнених культур у сухі періоди [734, 740–742]. Слід зазначити, що серед багатьох інтродукованих в Україні деревних видів *Q. rubra* задовільно переносить низькі зимові температури. Рідше, ніж *Q. robur*, він пошкоджується пізніми весняними приморозками. Тріщини й нарости від морозу на ньому трапляються майже в однаковій кількості з *Q. robur* та пов'язані, виключно, з низькими температурами повітря. Окрім того *Q. rubra* є стійкішим до аерополітантів порівняно як з *Q. robur*, так і з іншими аборигенними породами, зокрема *P. sylvestris*. У літературі наводяться також дані про мінімальне пошкодження крон *Q. rubra* сніголамом, ожеледдю, головним чином, тих дерев, які ростуть на узліссі, де на гілках нагромаджується велика кількість льоду [278–282, 695, 743, 744]. Найбільш оптимальними умовами місцезростання для *Q. rubra* є діброви та судіброви лісостепової зони. Цілком успішно він росте і поширений також у степовій зоні України, а останнім часом – у Криму [734]. Насадження *Q. rubra* є менш вибагливими до родючості ґрунтів не тільки порівняно з насадженнями *Q. robur*, але й з іншими породами [дод. 3 2]. Основним лімітуючим чинником поширення *Q. rubra* на території України є рівень вологості повітря [732, 733, 735]. *Q. rubra* більш вологолюбивий ніж *Q. robur* [740–742]. За даними П.І. Лакиди [17], запас насаджень у молодняках *Q. rubra* більший у декілька разів порівняно з *Q. robur*, у середньовікових і старших деревостаннах ця різниця у дібровах становить 45–50 %

на користь *Q. rubra*. У судібровах різниця зменшується до 20–30 %, а зріджені насадження у дібровах мають лише незначну перевагу. Зрозуміло, що порівнювати ріст зріджених культур *Q. rubra* у судібровах, суборах та у дібровах також є недоцільно.

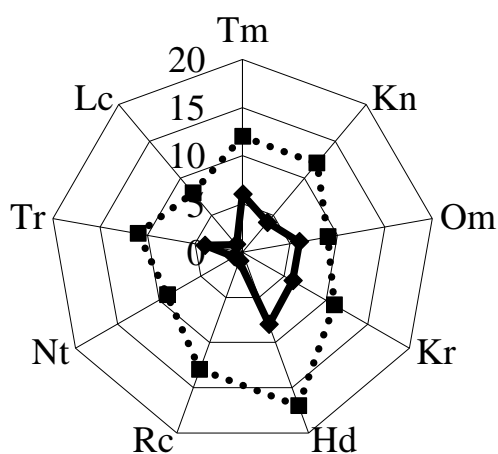
Варто порівняти нагромадження фітомаси у цих деревостанах. Так, у дібровних умовах місцезростання перевага за всіма компонентами фітомаси інтродукованих популяцій *Q. rubra* перевищує аналогічні показники *Q. robur* у молодняках у 3–4 рази, в старшому віці – в середньому удвічі. Зі зниженням густоти деревостану, його продуктивності та з погіршенням лісорослинних умов ця перевага зменшується. Проте, навіть у суборах *Q. rubra* накопичує більшу фітомасу, ніж найпродуктивніші популяції *Q. robur* у дібровах. *Q. rubra* – порода зі спадаючим типом росту. З віком бонітет насаджень знижується. В умовах С₃–D₃ до 50 років вони ростуть за І^c–І^d класами бонітету, а з 70-тирічного віку – за І^a–І^b. Молодняки дуба червоного продуктивніші від культур дуба звичайного на 3 (4) класи бонітету, у віці 60–70 років – на 2 класи, після 80 років – на 1 клас [697, 730, 731, 733]. Порівняння фундаментальної екологічної ніши *Q. robur* та *Q. rubra* свідчить про адаптаційну здатність до пристосування чужорідного виду до різних природних зон України (табл. 4.1, рис. 4.1). Наведені чинники поряд з біологічними особливостями *Q. robur* (виняткова світлолюбність, нечасті врожайні роки, повільніший ріст у молодому віці) та антропогенним впливом (підкислення атмосферних опадів, створення лісових культур посадкою) наразі спричиняють незадовільний санітарний стан деревостанів дуба звичайного на території України [31, 32, 282, 745].

Таблиця 4.1

Порівняльна характеристика екологічних параметрів *Quercus robur* L. та *Quercus rubra* L.

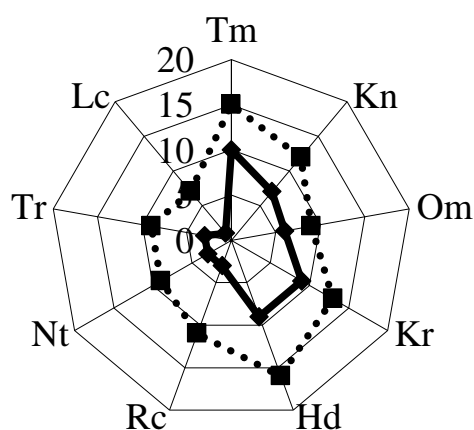
Назва виду	<i>Quercus robur</i> L.	<i>Quercus rubra</i> L.
Тип ареалу за Meusel H.	European; Temperate-Submeridional	European; Temperate-Submeridional
Життєві форми Raunkiaer Ch.	summer-green; mesomorphe Phanerophyte	summer-green; mesomorphe Phanerophyte
Відношення до флори України	абориген	північно-американський, заносний
ЕЦГ	Nemoral;	Advent;

Екологічні індикаторні значення		
За Елленбергом	Температура = 6 Континентальність = 0 Зволоження ґрунту = 0 Кислотність ґрунту = 0 Вміст азоту = 0 Освітлення = 8	Температура = 0 Континентальність = 0 Зволоження ґрунту = 0 Кислотність ґрунту = 0 Вміст азоту = 0 Освітлення = 0
За Ландольтом	Температура = 4 Континентальність = 3 Зволоження ґрунту = 3 Кислотність ґрунту = 0 Вміст азоту = 3 Гумус = 4 Гранулометричний склад = 4 Освітлення = 3	Температура = 4 Континентальність = 2 Зволоження ґрунту = 3 Кислотність ґрунту = 3 Вміст азоту = 3 Гумус = 4 Гранулометричний склад = 4 Освітлення = 4



—◆— min значення
 ...■... max значення

а)



—◆— min значення
 ...■... max значення

б)

Рис. 4.1 Амплітуда значень показників абіотичних чинників щодо *Q. robur* (а) та *Q. rubra* (б), за Д.М. Цигановим [420]

Інтенсивність росту *Q. robur* та *Q. rubra* за основними морфометричними показниками (висотою, діаметром та об'ємом стовбура) залежить від їхніх біологічних особливостей (дод. 3 1, 3 2) та відповідних абіотичних, біотичних та антропогенних чинників. Так, максимальний приріст за висотою *Q. robur* дібровного екотипу в лісових культурах спостерігається у 20–160 років і складає 4,0–6,5 м. З віком приріст уповільнюється і вже у 90–100 років складає 0,3–1,0 м. Б.А. Шутов [746] вважає, що *Q. robur* в дібровах Лісостепу і Степу України має однакову інтенсивність

росту. За даними науковця, максимальний приріст дерев цього виду за об'ємом, незалежно від екологічних умов, спостерігається з віку 50–60 pp. і триває до 70–80 pp. У *Q. robur* та *Q. rubra* існує гомологічний ряд внутрішньовидової мінливості. Зокрема, у *Q. robur* також є весняні (рання та пізня форми) фенологічні відміни. За аналогією з дубом звичайним О.Г. Поляковою [697] було виділено осінні фенологічні групи *Q. rubra*: ранньолистопадну (*Praecocior*) та пізньолистопадну (*Tardiuscula*). Дереву пізньолистопадної фенологічної групи за товщиною стовбурів на 22,7 % переважають ранньолистопадну. У змішаних культурах *Q. robur* та *Q. rubra*, перший відстає за основними морфо-метричними показниками (діаметр, висота, запас тощо) та опиняється у II ярусі. Дана відмінність росту та розвитку посилюється з погіршенням ґрунтових умов.

4.1.2. Адаптація інтродукційних популяцій *Quercus rubra* L. залежно від ступеня антропогенного порушення природних лісів Центрального Лісостепу та Київського Полісся

Як відомо, високий адаптивний потенціал інтродукційних популяцій *Q. rubra* в лісових культурах, створених на дерново-підзолистих ґрунтах, та в природних лісах негативно впливає на сусідні головні деревні породи, зокрема *P. sylvestris* та *Q. robur*, які у свіжих суборах Полісся і Лісостепу України мають високу біологічну стійкість та формують природні корінні насадження [697, 730–737, дод. У]. Проведене нами дослідження сосново-дубових насаджень на модельних ділянках Київського Полісся упродовж 1995 р. (дані [697]), 2012–2013 pp. (авторські дані) показало, що на деяких ПП екопрофілів (розділ 2.5.2) відбулися зміни: участі головних деревних порід у складі насаджень, санітарного стану насаджень, поточного приросту у висоту та за діаметром. Для оцінки інтенсивності росту та розвитку *Q. rubra* проаналізовано поточний приріст інтродуцента за висотою, діаметром та порівняно за аналогічними показниками *P. sylvestris* (рис. 4.2, 4.3). Встановлено, що кульмінація поточного приросту за висотою у *Q. rubra* настає у 8–15 років, сягаючи максимального значення на ПП4 Плесецького лісництва та ПП2 лісового заказнику «Дзвінківський», де знаходяться тільки популяції інтродуцента. Меншим значенням середньої висоти (на 10–15 %) та її поточного приросту (на 3–5 %) характеризуються культури *Q. rubra*,

що межують з *P. sylvestris*. Зокрема, на ПП1 середня висота *Q. rubra* порівняно з іншими пробними площами є мінімальною (розділ 2.5.2). Цікавою особливістю є те, що при зменшенні участі *P. sylvestris* у складі насаджень, збільшуються її основні лісівничо-таксаційні показники, особливо середня висота. Поточний приріст у висоту *P. sylvestris* має аналогічні тенденції з морфометричними показниками *Q. rubra* та сягає максимального значення на ПП5, яка складається виключно з особин *P. sylvestris*. Слід підкреслити, що ряди дерев *P. sylvestris*, які є суміжними з культурами *Q. rubra*, на 11–12 % мають менший приріст у висоту порівняно з особинами, які знаходяться всередині куліс на ПП3 обох екопрофілів. На інших пробних ділянках поточний приріст у висоту дерев *P. sylvestris*, які межують з інтродуцентом, виявився меншим за середнє значення цього показника на 5–7 %. Кульмінація поточного приросту за діаметром у *Q. rubra* настає у 15–25 років, тоді як у *P. sylvestris* дещо раніше у 8–13 років. Середній діаметр інтродуцента має максимальне значення 15,8–16,2 см на ПП4 та ПП2 (розділ 2.5.2). Найменше значення – на обох ПП1. Порівняно з даними О.Г. Полякової, одержаними у Плесецькому лісництві [697], наші дані в 2013 р. показали, що значно змінився склад деревостанів на ПП екопрофілю, де домінуючою породою є *P. sylvestris*, у бік збільшення частки *Q. rubra*. Зокрема, на ПП2 так змінювався склад деревостану: 8С+2Д_ч (1998 р.) став 7С+3Д_ч (2013 р.). На ПП3: з 7С+3Д_ч (1998 р.) на 6С+4Д_ч (2013 р.). Це могло бути спричинено тим, що *Q. rubra* сформував лише II ярус, оскільки розвивався у лісових культурах, які не були вчасно проріджені.

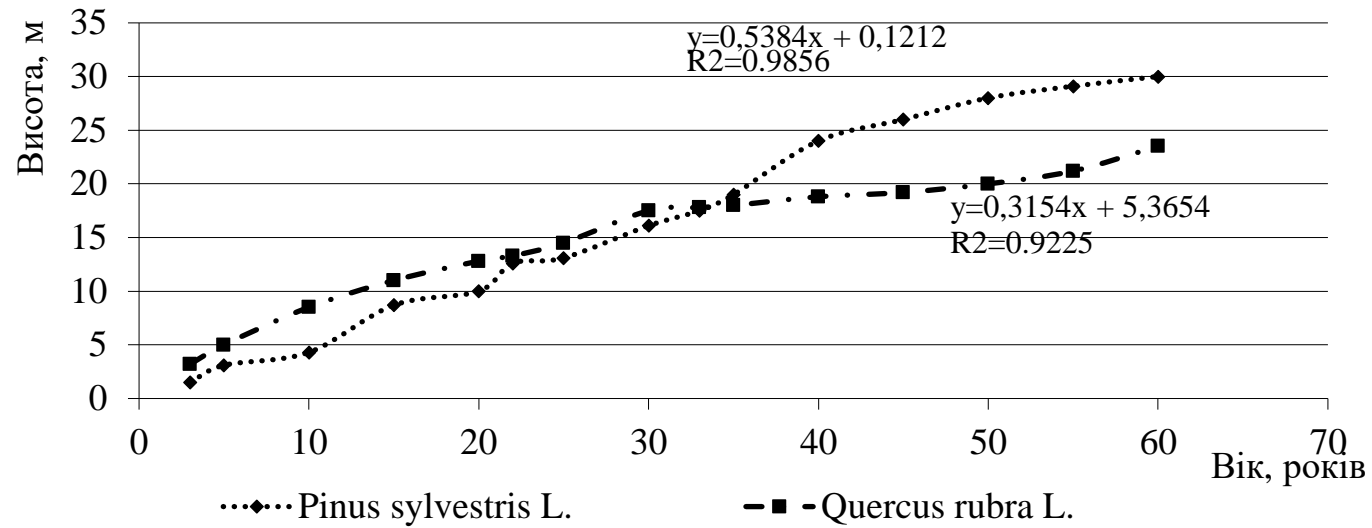


Рис. 4.2 Усереднена динаміка поточного приросту за висотою *Q. rubra* та *P. sylvestris* за їх сумісного зростання на території Київського Полісся (БЛДС)

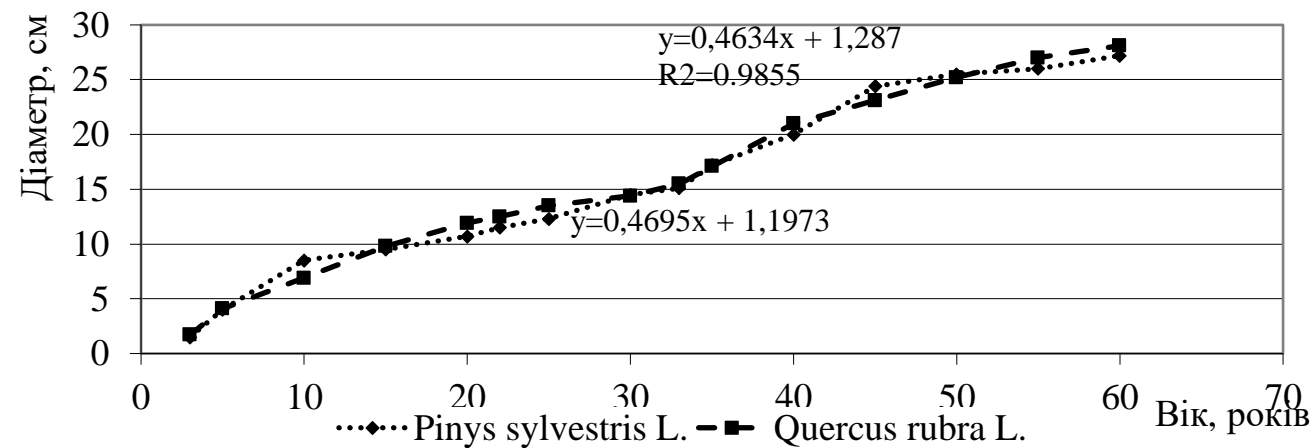


Рис. 4.3 Усереднена динаміка поточного приросту за діаметром *Q. rubra* та *P. sylvestris* за їх сумісного зростання на території Київського Полісся (БЛДС)

Це спричинило прискорення природного розрідження, відпаду *P. sylvestris* в рядах, які межували з *Q. rubra*, збільшуючи вільний простір та кількість задовільного природного поновлення насаджень. Випадали в першу чергу дерева *P. sylvestris* нижчих КК. На території лісового заказника «Дзвінківський» зміни складу насаджень впродовж 13 років (1995–2008 рр.) не встановлено.

Важливим показником дослідження особливостей адаптації *Q. rubra* до умов навколишнього середовища є також санітарний стан насаджень. Встановлено, що (рис. 4.4). Всі досліджені деревостани *Q. rubra* впродовж 1995–2013 рр. мали середньозважений індекс санітарного стану деревостану, який не перевищував $I_c=1,90$.

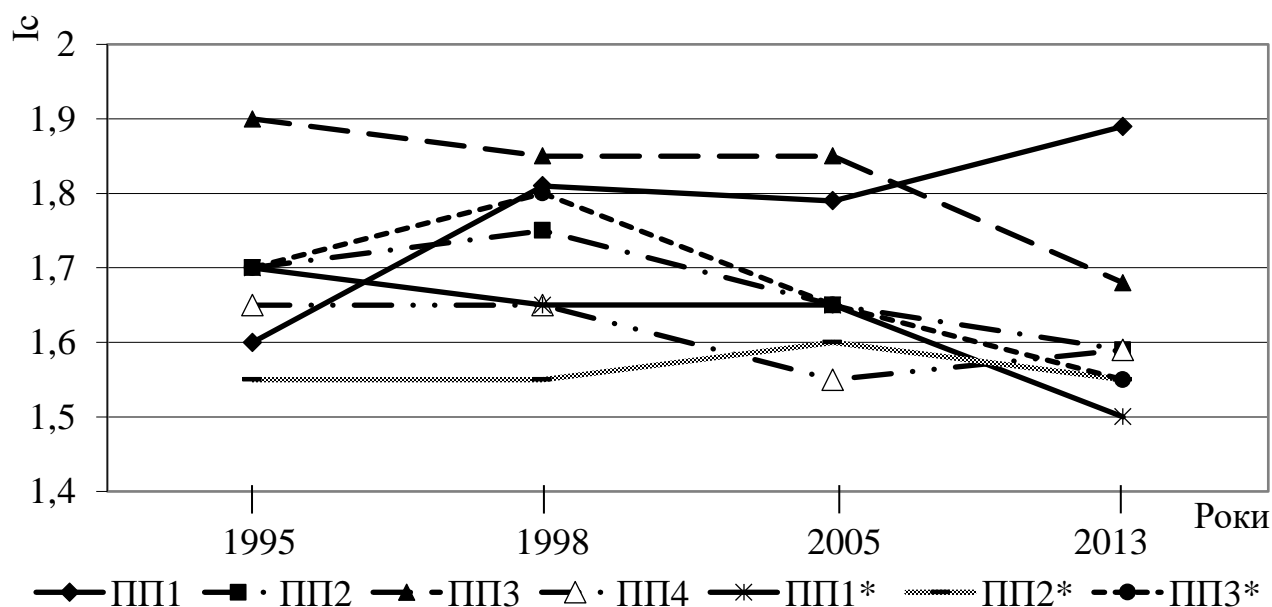


Рис. 4.4 Динаміка середньозваженого індексу санітарного стану мішаних лісових культур *Q. rubra* на території Київського Полісся (ПП1-ПП4 БЛДС та лісовий заказник ПП1-ПП4*«Дзвінківський»)

На ПП1, ПП2, ПП3 лісового заказнику «Дзвінківський» встановлено поступове збільшення кількості здорових особин чужорідного виду. Так, якщо культури агресивного інтродуцента *Q. rubra* на ПП3 у 1995 р. мали $I_{c\text{ ПП3}}=1,70$ (ослаблені, слабка ступінь пошкодження), то у 2013 р. – $I_{c\text{ ПП3}}=1,55$ (майже здорові); на ПП1* у 1995 р. – $I_{c\text{ ПП1*}}=1,70$; 1998 р. – $I_{c\text{ ПП1*}}=1,65$; 2005 р. – $I_{c\text{ ПП1}}=1,65$; у 2013 р. – $I_{c\text{ ПП1}}=1,50$. На ПП2 середньозважений індекс санітарного стану *Q. rubra* не змінився і є однаковим у 1995 р., 2013 р. та складає $I_{c\text{ ПП2*}}=1,55$ (майже здорові насадження). На

території ППЗ Плесецького лісництва санітарний стан насаджень *Q. rubra* також поліпшився у 2013 р. ($I_{с\text{ пп}3}=1,68$) порівняно з даними 1995 р. ($I_{с\text{ пп}3}=1,90$). Але санітарний стан деревостану виду є дещо ослабленим на цій ділянці. На ПП2 стан дубових насаджень у 1995 р. – $I_{с\text{ пп}2}=1,70$; 1998 р. – $I_{с\text{ пп}2}=1,75$; 2005 р. – $I_{с\text{ пп}2}=1,65$ та у 2013 р. він вже складає 1,59 (здорові деревостани). На відміну від інших деревостанів суттєвою особливістю є поступове погіршення впродовж 1995–2013 рр. санітарного стану *Q. rubra* з 1,60 до 1,89. Важливе значення у дослідженні сучасного санітарного стану інтродукційних популяцій *Q. rubra* на екологічних профілях має також розподіл дерев за СКК (табл. 4.2). Саме «СКК певної категорії стану деревостану», відображає представництво у певній категорії стану особин різного розвитку і стійкості. Чим більше наближено значення СКК до I класу Крафта, тим вищий ступінь пошкодження деревостану. Так, зростання значення СКК «усихаючих» дерев (IV категорія стану, $СКК_{\text{пп}1}=2,2$) та СКК «мертвий деревостан» (V категорія стану, $СКК_{\text{пп}1}=3,5$) на ПП1 свідчить про певне наростання патологічних процесів у системі, до категорії «усихаючих» дерев попадає частка (0,5 СКК) особин III КК.

Таблиця 4.2

Сучасний санітарний стан інтродукційних популяцій *Q. rubra* на екопрофілях (2013 р.) на території Київського Полісся (ПП1-ПП4 БЛДС та лісовий заказник ПП1-ПП4*«Дзвінківський»)

№ ПП	Розподіл дерев за категоріями стану										Індекс стану
	I		II		III		IV		V		
	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	
1	1,3	1,6	2,2	5,5	3,8	4,3	2,2	1,5	3,5	1,5	1,89
2	1,0	6,0	2,7	4,4	3,8	5,4	4,5	5,2	5,5	2,0	1,59
3	1,1	3,2	2,3	3,2	3,9	6,1	4,4	7,0	5,5	2,5	1,68
4	1,0	9,8	2,1	7,0	3,8	0,5	4,2	7,5	5,5	4,2	1,59
1*	1,0	5,5	2,4	4,0	3,8	5,5	4,8	1,0	-	-	1,50
2*	1,1	5,5	2,5	3,0	3,7	8,0	4,5	5,5	-	-	1,55
3*	1,0	5,5	2,7	3,5	3,7	7,5	4,5	5,5	-	-	1,55

Значення СКК цієї категорії на ПП2, ПП3, ПП4 є однаковим для цих пробних ділянок та складає $СКК_{\text{пп}2,3,4}=4,2-4,5$ і свідчить, що всихання дерев *Q. rubra* наближене до природного відпаду. На ПП1*, ПП2*, ПП3* території лісового заказника «Дзвінківський» V категорії санітарного стану деревостану не виявлено,

що свідчить про вчасне і якісне проведення санітарного догляду. У результаті лісопатологічних обстежень культур *Q. rubra* у 2013 р. на екологічних профілях не виявлено значних вогнищ шкідників та хвороб.

У трав'яному ярусі домінують *P. quadrifolia*, *P. aquilinum*, *I. parviflora*, *V. canina*, *B. sylvaticum*, *P. odoratum*. ЗПП на ПП екопрофілів сягає в середньому 65–75 %. Важливим показником для аналізу адаптації інтродукованих популяцій *Q. rubra* до трансформованих умов навколишнього середовища є також оцінка природного поновлення під наметом деревостану (табл. 4.3). Встановлено, що на всіх досліджених ПП є достатня кількість задовільного природного поновлення *Q. rubra*. Проте, особини природного поновлення супутніх головних порід подекуди пригнічені. Так, на ПП2, ПП3 кількість природного поновлення *P. sylvestris* висотою до 0,5 м складає 1,5–1,7 тис. шт./га порівняно зі 2,22–2,45 тис. шт./га *Q. rubra*. На ПП1, ПП3 кількість природного поновлення *P. sylvestris* висотою до 0,5 м також у 1,7–1,9 разів менша за відповідне поновлення інтродуцента.

Таблиця 4.3.

Характеристика природного поновлення *Q. rubra* на території Київського Полісся (ПП1-ПП4 БЛДС та лісовий заказник ПП1-ПП4*«Дзвінківський»)

№ ПП	Розподіл природного поновлення за висотою		
	до 0,5 м тис. шт./га	0,5-1,5 м, тис. шт./га	1,5-2,0 м тис. шт./га
1	1,70	0,255	0,09
2	2,22	0,350	0,175
3	2,45	0,320	0,170
4	3,55	0,295	0,255
1*	1,85	0,320	0,135
2*	3,01	0,325	0,330
3*	2,55	0,295	0,125

Лише на ПП1 кількість природного поновлення *P. sylvestris* усіх трьох груп за відповідними висотами в 6,2–7,5 разів перевищує відповідні показники *Q. rubra*. Окрім того, треба зауважити, що екземпляри підросту *Q. rubra*, на відміну від *P. sylvestris*, у великій кількості зустрічаються не тільки на досліджених ділянках, але й далеко за межами створених культур, переважно вздовж доріг, каналів та галявин [748]. Аналіз внутрішньовидової конкуренції *Q. rubra* через індекси конкуренції показав,

що з збільшенням значень відповідного індексу фітомаса особин чужорідного виду зменшується (рис. 4.5).

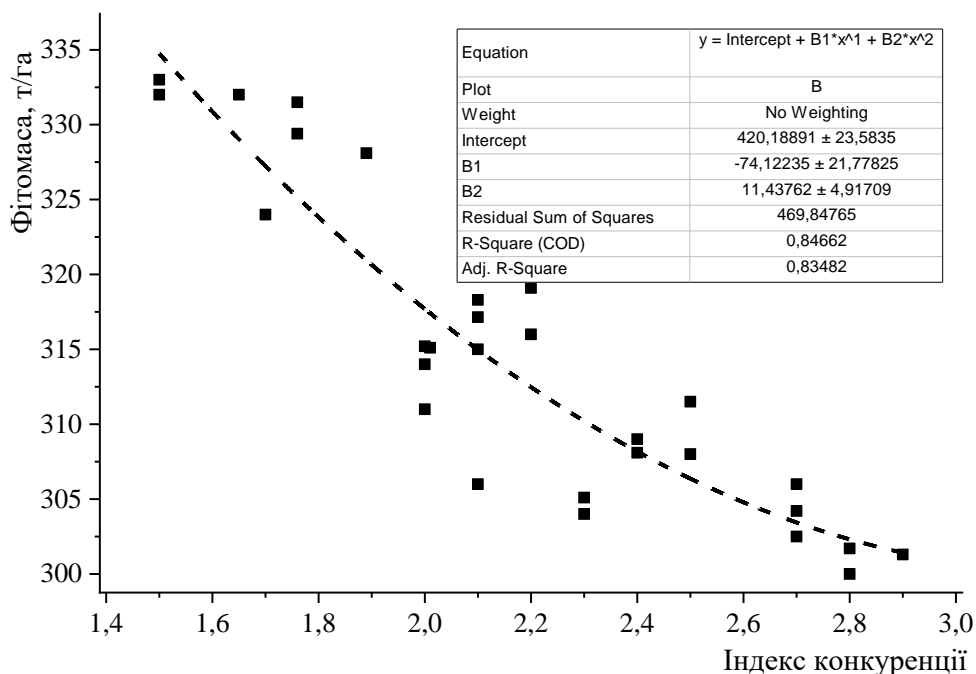


Рис. 4.5 Залежність фітомаси *Q. rubra* від індексу конкуренції (Київське Полісся, БЛДС та лісовий заказник «Дзвінківський»)

В умовах Лісостепу особливості адаптації інтродукованих популяцій *Q. rubra* досліджували на градієнті рекреаційного навантаження на території Кам'янського ботанічного заказнику місцевого значення (розділ 2.5.2). На всіх ПП екопрофілю розвинена мережа доріг та стежок, вздовж яких на відкритих галявинах є необладнані місця відпочинку. Ступінь рекреаційного навантаження на біотоп залежить від частоти влаштування і розмірів місць відпочинку, густоти мережі доріг та стежок. Зокрема, про це свідчать показники механічного пошкодження дерев (рис. 4.6, а, б). Так, у зоні I інтенсивного рекреаційного впливу пошкоджено 45,7 % дерев (11,5 % – *Q. rubra*), сумарна площа механічних пошкоджень дерев складає – 1205 см² (442 см² – *Q. rubra*). У зоні II середнього рекреаційного впливу частка пошкоджених дерев в 3 рази менша, а загальна площа пошкоджень становить лише 647 см². На найвіддаленішій зоні, що зазнає помірного впливу, пошкоджених дерев найменше – 4,2 %, з яких лише 0,3 % – *Q. rubra*.

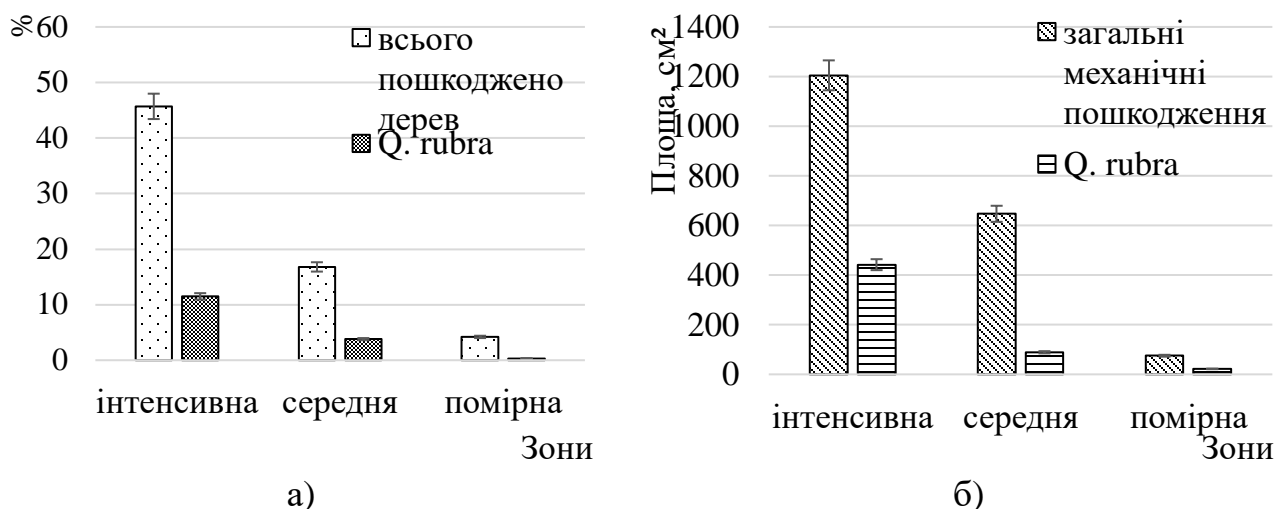


Рис. 4.6 Кількість (а) та площа (б) механічно пошкоджених дерев, Кам'янський ботанічний заказник

У зоні інтенсивного рекреаційного впливу поверхня ґрунту пошкоджена на 85% (табл. 4.4; ПП1). У зоні помірного впливу (ПП3) ґрунт на 71 % площі неушкоджений, виявлено тільки поодинокі проходи (18 %) і стежки в підстилці (11%). Показники пошкодження поверхні ґрунту в зоні середнього впливу мають проміжні значення. Деревостани на ПП екопрофілю мають породний склад: ПП1 – 5Д_ч+3Д_ч+1Г_з+1Я_{зв}; ПП2 – 5Д_ч+3Д_ч+1Г_з+1Я_{зв}+од.Ак_б; ПП3 – 5Д_з+3Д_ч+2Г_з+од.Ак_б (розділ 2.5.2). У зоні інтенсивного навантаження *Q. rubra* у першому ярусі домінує за кількістю особин, вищий за інші види та частково пригнічує особини *Q. robur*. Другий ярус сформований *C. betulus*, *F. excelsior*, поодинокими куртинами поширені *A. platanoides*, *A. campestre*, *M. sylvestris*, породний склад 4Г4Я2Д+Кл_т+од. Кл_п, Гр, Яб.

Таблиця 4.4

Характер пошкодження поверхні ґрунту рекреаційною діяльністю у Кам'янському ботанічному заказнику

ПП	Розподіл поверхні ґрунту за категоріями стану, %				
	1	2	3	4	5
	ґрунт не ушкоджений	одиночні проходи	стежка в підстилці	стежка без підстилки	стежка, дорога з розмивами, наноси
1	15	13	24	29	19
2	20	38	31	11	-
3	71	18	11	-	-

На ПП2, де менший рекреаційний вплив співвідношення порід дещо змінюється, поодинокі трапляється *R. pseudoacacia*. У зоні помірного навантаження

у першому ярусі домінує *Q. robur*, *Q. rubra* не пригнічує особин *Q. robur*, збільшується також внесок *C. betulus*. По мірі зростання рекреаційного навантаження з помірного (ПП3) до інтенсивного (ПП1) зімкнутість намету знижується з 0,91 до 0,73 за рахунок зменшення частки дерев *Q. robur*. Підріст головних лісоутворювальних порід краще розвинений у зріджених, менш деградованих деревостанах ПП1 та ПП2, проте доволі поширені і добре розвинені значні куртини підліску *C. avellana*, *E. verrucosa* та *S. nigra*. Особливо цікавим є наявність на всіх ПП екопрофілю великої кількості підросту та насінневого природного поновлення інтродуцента *Q. rubra* – на відміну від *Q. robur*. На ПП2, ПП3 *Q. rubra* висотою до 0,5 м у 1,25–1,4 рази більше, ніж *Q. robur*. Аналіз санітарного стану деревостанів показав, що за градієнтом рекреагенної трансформації індекс стану *Q. robur* змінюється з $I_c=1,94$ (ПП1) до $I_c=1,62$ (ПП3) (табл 4.5). Подібну тенденцію з покращення стану особин на екопрофілі виявлено щодо *C. betulus* (1,79; 1,60; 1,58) та *F. excelsior* (2,15; 1,75). При цьому частка здорових дерев *Q. robur* збільшується з 31,2 % до 58,7 %, а внесок сильно ослаблених особин, навпаки, зменшується з 12,1 % до 8,9 %. Особини *Q. robur* V категорії виявлено лише на ПП1. Порівняно з *Q. robur* частка здорових особин *C. betulus* у зоні інтенсивного впливу є більшою – 35,6 %, внесок яких збільшується майже на 20 % на ПП3. Усихаючих особин *C. betulus* у зоні помірного впливу виявлено лише 0,5 %, натомість на ПП1 цей показник становив 4,0 %. Оцінка віталітетної структури свідчить, що на ПП1 подекуди є ослабленими та всихають особини вищих КК. Менш адаптованими до рекреагенних змін умов є *Q. robur* та *F. excelsior*. Зупинимось детальніше на пристосуванні *Q. rubra* до зазначених антропогенних змін. Так, у зоні інтенсивного впливу здорових дерев модельного фанерофіта у насадженні 45,5 %, решта – різною мірою ослаблені, у т.ч. лише 2,3 % – сильно ослаблені. У зонах помірного і середнього впливу частка дерев I категорії стану складає більше половини. Причому показник СКК (1,6–1,4) здорових дерев свідчить, що по мірі віддалення від об'єктів рекреації зростає участь у цій категорії особини II КК. Дерев V категорії стану на екопрофілі не виявлено. Частка усихаючих зменшується з 2,3 % (ПП1) до 0,2 % (ПП3).

Таблиця 4.5

Віталітетна та санітарна характеристика деревних порід у Кам'янському ботанічному заказнику

ПП	Рівень аналізу	I		II		III		IV		V		Індекс стану
		СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	
1	<i>Q. robur</i>	2,0	31,2	2,2	50,3	2,8	12,1	2,8	5,4	4,2	1,0	1,94
	<i>Q. rubra</i>	1,6	45,5	2,0	38,7	2,6	13,5	3,0	2,3	-	-	1,75
	<i>C. betulus</i>	1,8	35,6	2,2	45,0	2,4	15,4	3,6	4,0	-	-	1,79
	<i>F. excelsior</i>	2,4	23,6	2,6	40,2	2,6	21,2	3,5	11,5	3,6	3,5	2,15
2	<i>Q. robur</i>	2,0	39,8	2,4	47,4	2,8	10,1	3,6	2,4	4,0	0,3	1,78
	<i>Q. rubra</i>	1,6	54,1	2,2	35,4	3,0	9,5	3,8	1,0	-	-	1,57
	<i>C. betulus</i>	2,0	39,6	2,3	42,1	2,8	15,0	3,6	3,3	-	-	1,60
	<i>F. excelsior</i>	2,5	29,1	2,6	48,4	3,0	15,8	3,4	6,4	-	-	1,75
3	<i>Q. robur</i>	1,6	58,7	2,8	31,4	3,0	8,9	3,8	1,0	-	-	1,62
	<i>Q. rubra</i>	1,4	75,4	2,5	20,8	3,2	3,6	4,0	0,2	-	-	1,49
	<i>C. betulus</i>	1,6	55,1	2,5	33,2	3,0	11,2	3,6	0,5	-	-	1,58

Відповідна тенденція зберігається також щодо зміни на екопрофіль частки ослаблених та сильно ослаблених особин *Q. rubra*. Загалом, порівняно з розподілом за категоріями стану інших видів, отримані дані свідчать, що *Q. rubra* є більш стійким до рекреаційних навантажень та краще пристосовується до змінених екологічних умов лісу. За графіками залежності висоти від діаметру дерев (рис. 4.7) видно, що рекреаційне навантаження пригнічує динаміку приросту дерев *Q. robur* у висоту: 1) чим більша інтенсивність рекреації, тим менше зростання висоти дерев (в) $H_{d=74cm} - H_{d=42cm} = 32 - 25 = 7$ (м); (б) $H_{d=74cm} - H_{d=42cm} = 29 - 24 = 5$ (м); (а) $H_{d=74cm} - H_{d=42cm} = 28 - 23,5 = 4,5$ (м)); 2) зменшується (порушується) залежність висоти дерева від його діаметра ($R^2_{III3}=0,92$; $R^2_{III2}=0,77$; $R^2_{III1}=0,71$). Варто зауважити, що інтенсивність рекреаційного навантаження не має тісного зв'язку з динамікою приросту *Q. rubra* у висоту, на відміну від *Q. robur*.

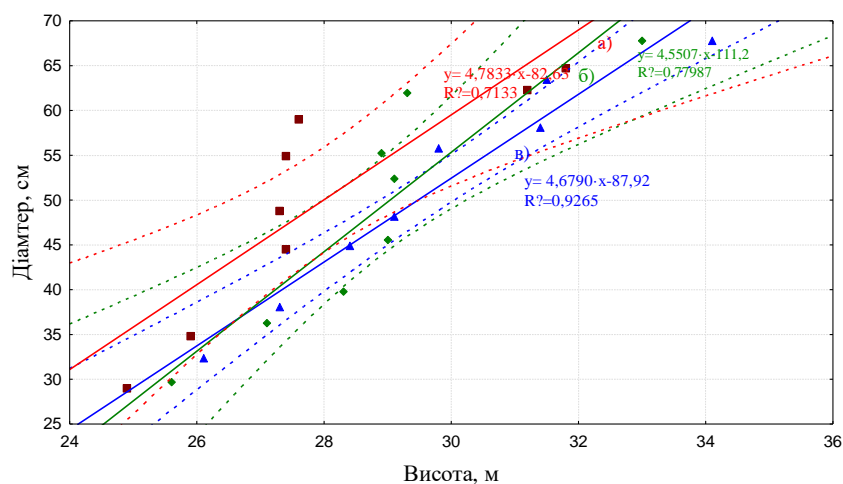


Рис. 4.7 Залежність висоти від діаметру дерев *Q. robur* у зоні інтенсивного (а), середнього (б), помірного (в) рекреаційного навантаження у Кам'янському ботанічному заказнику

Аналіз залежності між індексами внутрішньовидової конкуренції та фітомаси *Q. robur* в проаналізованому типі лісу засвідчив негативну кореляцію (0,88) (рис. 4.8). Зі збільшенням індексу конкуренції зменшується фітомаса дерев. Отримана залежність може свідчити про відсутність зв'язку інтродуцента між накопиченням фітомаси інтродуцента в умовах конкуренції за ресурси у даному типі лісу та зовнішнього впливу. Така адаптація свідчить про особливості пристосування і поширення чужинця у всіх природних зонах України та забезпечує певний статус цього геміапофіта.

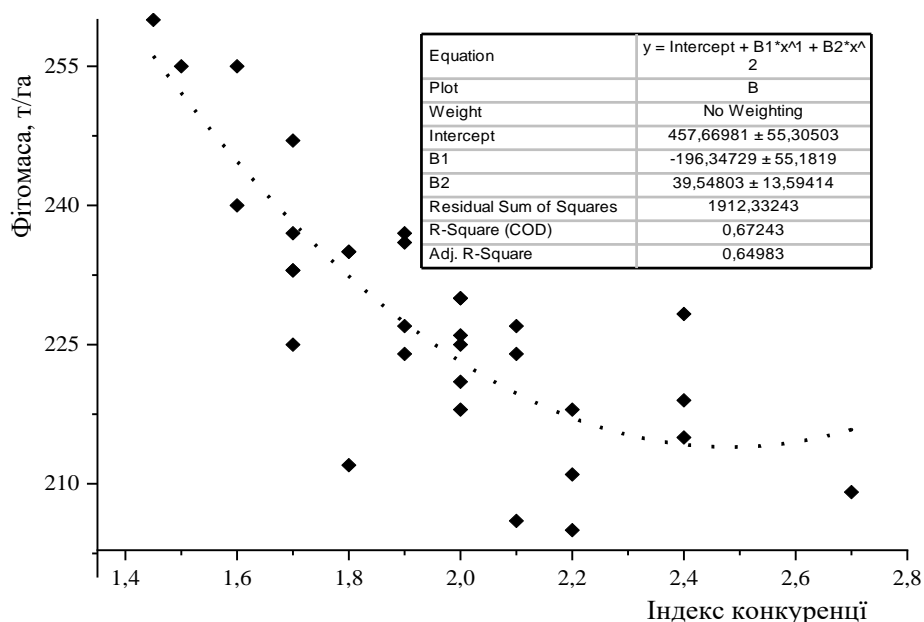


Рис. 4.8 Залежність фітомаси *Q. robur* від індексу конкуренції (Центральний Лісостеп)

4.1.3. Комплекс адаптаційних ознак *Q. rubra*, сформований у порушених природних лісах Закарпатської низовинної області

Проведене дослідження 2014-2016 рр. інтродукційних популяцій у природних лісах Українських Карпат, на території Закарпатської низовинної області, показало, що залежно від рівня рекреагенного навантаження відбувається зміна участі головних деревних порід у складі насаджень, змінюється санітарний стан насаджень, основні лісівничо-таксаційні показники та морфо-метричні параметри деревостану порівняно з даними минулого століття [749]. У зоні інтенсивного впливу (ПП3) (розділ 2.5.2) поряд з обладнаними місцями для розведення багаття, виявлено на екопрофілі найбільшу кількість механічно пошкоджених дерев – 12 % (5 % – *Q. robur*, 4 % – *Q. rubra*, 3 % – *F. sylvatica*), які загалом мають механічні пошкодження середньою площею 44,5 см². На ПП2 дерева з пошкодженими стовбурами складають 4 % і мають в середньому 2–3 рани площею до 10 см², на контролі механічно пошкоджені дерева відсутні. Аналогічно на екопрофілі погіршується стан поверхні ґрунту: ПП1 має 91 % не ушкодженої поверхні, де одиничні проходи складають 6 %, а стежка в підстилці – 3 %. III, IV та V категорії стану поверхні ґрунту на контрольній ділянці відсутні (1 стадія дигресії поверхні ґрунту). На ПП2 вдвічі зростає частка II, III категорії стану ґрунту – 2 стадія його дигресії. Натомість, на ПП3 присутня V категорія стану поверхні ґрунту (5%), пошкоджені ділянки займають 33 %, з яких III, IV та V категорії стану поверхні ґрунту займають 17 %, що відповідає загалом 3 стадії дигресії. У трав'яному ярусі (ЗПП: ПП1 – 92,0 %; ПП2 – 75 %; ПП3 – 63 %) найчастіше домінують *Actaea spicata* L., *A. europaeum*, *C. pilosa*, *G. odoratum*, *L. galeobdolon*, *P. quadrifolia* тощо. Добре розвинені на ПП значні куртини підліску висотою 2,0–3,5 м, зімкнутість крон 0,31–0,52: *E. europaea*, *C. avellana*, *Daphne mezereum* L., *Rhamnus frangula* L.

Проведена на екопрофілі оцінка адаптаційного потенціалу популяцій *Q. rubra* показала, що відповідно до рівня рекреагенного навантаження збільшується ценозоутворювальна роль *Q. rubra*, змінюються морфо-метричні параметри та санітарний стан насаджень. Середні висота та діаметр *Q. rubra* та *Q. robur* сягають максимального значення на найменш трансформованій ділянці ПП1, що на 3–5 %

більше порівняно з ПП2 та ПП3. Варто зазначити, що відносно *Q. robur* більш суттєвою є тенденція погіршення основних морфо-метричних показників за градієнтом рекреагенної трансформації порівняно з *Q. rubra*. Дерева *Q. robur*, які межують з культурами *Q. rubra*, мають 1–2 % менший приріст у висоту та діаметр порівняно з особинами, які знаходяться всередині куліс на ПП. Порівняльна оцінка ходу росту *Q. rubra* та *Q. robur* за їх сумісного зростання у регіоні дослідження показала, що значно меншим значенням усередненого поточного приросту за висотою та діаметром характеризуються насадження *Q. robur* у віці до 30 років порівняно з *Q. rubra* (рис. 4.9 а, б). Кульмінація поточного приросту за діаметром у *Q. rubra* настає у віці 15–25 років, тоді як у *Q. robur* дещо пізніше – 25–35 років.

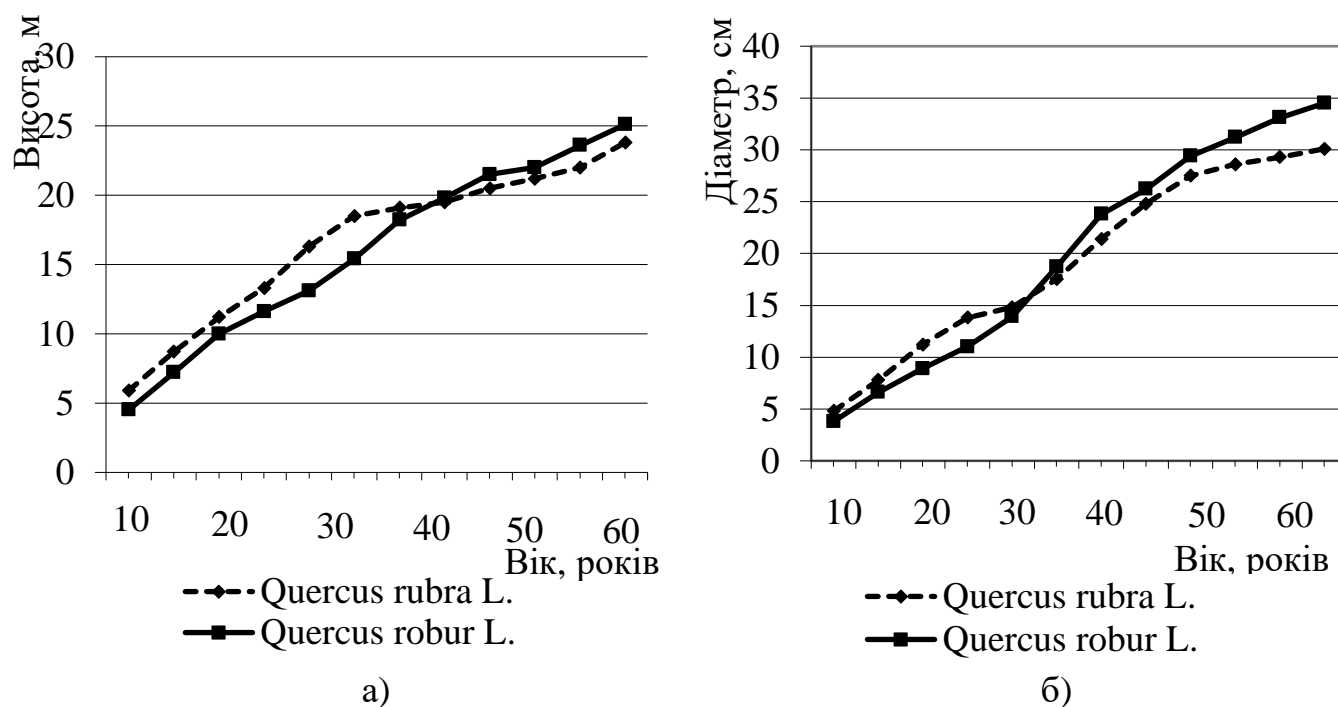


Рис. 4.9 Усереднена динаміка поточного приросту за висотою (а) та діаметром (б) *Q. rubra* та *Q. robur* за їх сумісного зростання (Закарпатська низовинна область)

Окрім того, порівняно з даними Н.Ф. Прикладовської [733] у досліджуваних деревостанах кількість особин *Q. robur* зменшилася з 250–300 до 172–221 шт./га у 2014 р., кількість особин *Q. rubra*, навпаки, зросла на 19,6 % до 249–299 шт./га. У міру збільшення рекреагенної трансформації лісу відбувається поступове зменшення кількості здорових особин чужорідного виду: 39,0 %, 34,9 %, 31,7 % (табл. 4.6). Кількість особин II категорії стану є майже однаковою 44,5–45,5 %. На контролі

особин IV та V категорій не виявлено. На ПП2 лише подекуди з'являються сильно ослаблені (0,2 %) особини *Q. rubra*, кількість яких збільшується до 1,5 % на ПП3. Загалом, насадження агресивного інтродуцента *Q. rubra* на ПП1 та ПП2 є здоровими: $I_{сПП1}=1,49$, $I_{сПП2}=1,50$. На ПП3 насадження є ослабленими, $I_{сПП3}=1,60$. У результаті лісопатологічних обстежень *Q. rubra* не виявлено значних вогнищ шкідників та хвороб. Варто зазначити, що, порівняно з даними 80-х рр. XX ст., санітарний стан насаджень *Q. rubra* у 2014 р. майже не змінився ($I_c=1,55$). Натомість, особини *Q. robur* є менш адаптованими до рекреаційного навантаження: $I_{сПП1}=1,55$, $I_{сПП2}=1,63$, $I_{сПП3}=1,75$.

Таблиця 4.6

Санітарний стан популяцій *Q. rubra* (2014 р., Закарпатська низовинна область)

П П	Розподіл дерев за категоріями стану										Індекс стану
	I		II		III		IV		V		
	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	
1	1,8	9,0	2,2	45,5	3,0	15,5	-	-	-	-	1,49
2	1,7	34,9	2,6	44,5	2,8	20,4	4,0	0,2	-	-	1,50
3	1,7	31,7	2,3	45,2	2,8	21,1	3,8	1,5	4,5	0,5	1,60

Відсутність зростання значень СКК категорій «усихаючі» дерева та «мертвий деревостан» щодо *Q. rubra* свідчить про відсутність патологічних процесів у системі, лише подекуди можна констатувати всихання дерев IV КК на ПП3 (табл. 4.6). Загалом, значення цього показника на екопрофілі свідчить, що всихання дерев *Q. rubra* наближено до природного відпаду на відміну від *Q. robur*. Внаслідок рекреагенних змін, а також спрощення складної фітоценотичної структури знизилась не лише продуктивність *Q. robur*, але й біологічна стійкість проти ентомо- і фітошкідників. Так, у результаті лісопатологічних обстежень *Q. robur* на ПП3 виявлено грибкові захворювання борошнистою росою (род. *Erysiphaceae*) молодих (до 5 років, 35 особин) та дорослих (60 років, 13 особин) особин *Q. robur*. Кількість підросту *Q. rubra* під наметом 60-рр. насаджень коливається в межах 2,5–3,7 тис. шт. га, він є задовільним та становить 65 % (ПП1); 85 % (ПП2) та 87 % (ПП3) від загальної кількості підросту всіх деревних видів рослин на екопрофілі. У Свалявському і Ганьковицькому лісництві кількість підросту *Q. rubra* на відповідних ПП сягала у

1989 р. лише 0,5–1,0 тис. шт. га (10–30 % від загальної кількості підросту). Висока конкурентоздатність *Q. rubra* ускладнює насіннєве і вегетативне поновлення під наметом материнської породи *Q. robur*, а також *Q. petraea*. Кількість підросту *Q. robur* та *Q. petraea* на екопрофілі є незадовільною, що, вірогідно, спричинено більшою вимогливістю цих видів до світла. Аналіз значень індексів внутрішньовидової конкуренції для *Q. rubra* показав, що за градієнтом збільшення трансформації лісу зменшуються тільки індекси конкурентних взаємовідносин, розраховані за середнім значенням діаметру та крони (рис. 4.10). Зокрема, на ПП1 ІК₁ становить 3,26, натомість на найбільш трансформованій території ПП3 зафіксовано слабку конкуренцію між особинами *Q. rubra* (ІК₁=2,06). Аналогічна тенденція простежується на усіх ПП екопрофілю і щодо для розподілу значень ІК₂. Діапазон значень ІК₃ на градієнті майже не змінюється, що може бути пояснене біологічними особливостями *Q. rubra*, зокрема – поточним приростом у висоту.

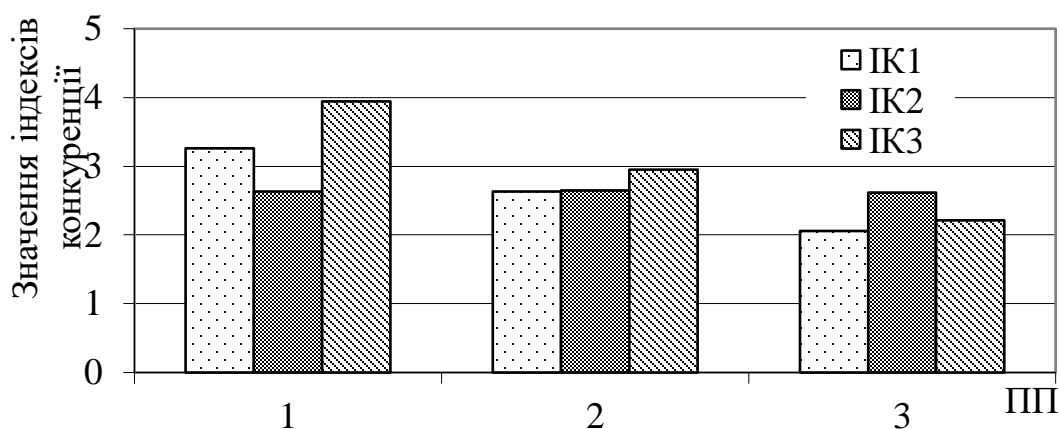


Рис. 4.10 Індеси внутрішньовидової конкуренції *Q. rubra* на екопрофілі

Стосовно заповідного урочища «Боржава», де закладено наш другий екопрофіль, цікавими є дані з Л. Фекете [754]. В кінці ХХ ст. він зазначав, що на цій території було 1,5 тис. га насіннєвих і 0,8 тис. га порослевих дубових лісів, які сьогодні скоротилися майже в 3 рази. Рекогносцирувальним дослідженням встановлено, що основними наслідками рекреаційної трансформації рослинного покриву лісової екосистеми заповідного урочища «Боржава» є зміна гідрологічного режиму ґрунту через витоптування трав'яного ярусу, підстилки, засмічення заповідної території, механічне пошкодження стовбурів дерев. З наближенням до р. Боржава, територія заповідного урочища стає більш привабливішою для рекреантів

та зазнає інтенсивнішого рекреаційного впливу. Зімкнутість крон деревного намету за градієнтом збільшення рекреагенної трансформації знижується з 0,88 до 0,68 за рахунок зменшення частки у деревостані особин *Q. robur*. Частка *Q. robur* у складі деревостану в середньому становить 0,71. На ділянках, розміщених вище по схилу, помітну участь в будові деревостану бере *C. betulus*, який створює другий ярус на ПП1* та ПП2*. На ПП3* *C. betulus* відсутній. Місцями на всіх ПП трапляється значна домішка *F. excelsior* та *Q. rubra*. Встановлено, що усі деревні породи мають зміни основних лісівничо-таксаційних характеристик залежно від рекреагенного впливу. Підріст головних лісоутворювальних порід також краще розвинений у менш трансформованих деревостанах. На на всіх ПП* екопрофілю доволі поширені і добре розвинені значні куртини підліску висотою 2,0–3,5 м, зімкненістю крон 0,32–0,53: *C. avellana*, *Swida alba* (L.) Opiz., *E. europaea*, *S. nigra*. Погіршення лісорослинних умов за градієнтом збільшення рекреагенної трансформації призвело до зниження у декілька разів здатності деревних рослин поновлюватися природним шляхом. За шкалою В.Г. Нестерова лише на контрольній ділянці та ПП2* зафіксовано задовільне куртинне природне поновлення *Q. robur*, *F. angustifolia* та *C. betulus*. На ПП3* природне поновлення *Q. robur* є незадовільним, а *F. angustifolia* – відсутнє. Тоді як задовільне природне поновлення *Q. rubra* зафіксовано на всіх ПП*. Осушення ґрунту пригнічує динаміку приросту у висоту та за діаметром дерев *Q. robur*: чим більша інтенсивність рекреаційної діяльності, тим менше зростання висоти дерев, зменшується (порушується) тіснота зв'язку між висотою та діаметром за градієнтом рекреагенної трансформації ($R^2_{пп1}=0,93$; $R^2_{пп2}=0,89$; $R^2_{пп3}=0,74$). Проте, на відміну від *Q. rubra* тісного зв'язку між інтенсивністю рекреагенної трансформації та динамікою приросту не виявлено [748, дод. У]. Встановлено негативну кореляцію (0,94) між індексами внутрішньовидової конкуренції та фітомаси *Q. rubra* (рис. 4.11). Зі збільшенням індексу конкуренції зменшується фітомаса дерев. Порівняно з даними Центрального Лісостепу та Київського Полісся, цей зв'язок є дещо тіснішим, що спричинене комфортнішими екологічними умовами для виду на Закарпатті порівняно з іншими природними зонами. Проаналізувавши особливості адаптації інтродукованих популяцій *Q. rubra* у природних лісах різних природних зон, можна

зазначити, що культури *Q. rubra* у свіжій буковій діброві Закарпатської низовинної області є продуктивнішими, мають кращі таксаційні та інші морфо-метричні показники, ніж в умовах Київського Полісся. Так, у Закарпатті бонітет цих деревостанів на 2 класи вище порівняно з Київським Поліссям.

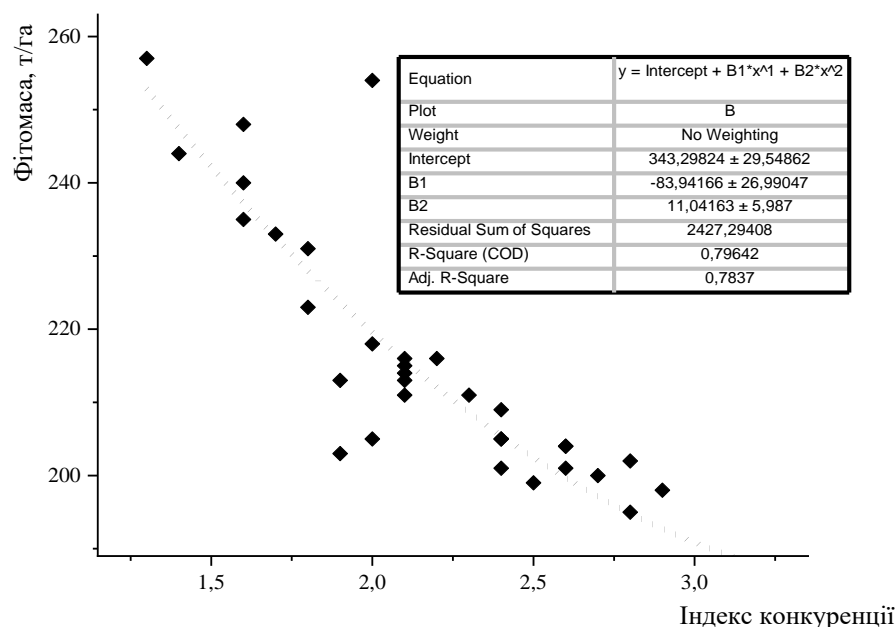


Рис. 4.11 Залежність фітомаси *Q. rubra* від індекса конкуренції (Закарпаття)

В цілому, для Закарпатської низовинної області виявлено більш ранню кульмінацію приросту за висотою *Q. rubra* (рис. 4.12), що є показником високої конкурентоспроможності інтродуцента, хоча до 25 років його віку середня висота в обох зонах є майже однаковою. Меншим значенням середньої висоти (на 5 %) та її поточного приросту (на 2 %) характеризуються культури *Q. rubra* Київського Полісся, особливо після 30 років. Кульмінація поточного приросту за діаметром у *Q. rubra* обох зон настає у віці 15–25 рр. У Закарпатській низовинній області максимальний діаметр інтродуцента становить 15,8–16,2 см на пробних площах (рис. 4.13). Встановлено, що середньозважений індекс санітарного стану деревостану, середні бали життєздатності та протяжності крон *Q. rubra* на модельних ділянках обох зон не перевищували 1,89. Виявлено тенденцію покращення санітарного стану інтродукційних популяцій *Q. rubra* на ПП екологічних профілів обох зон.

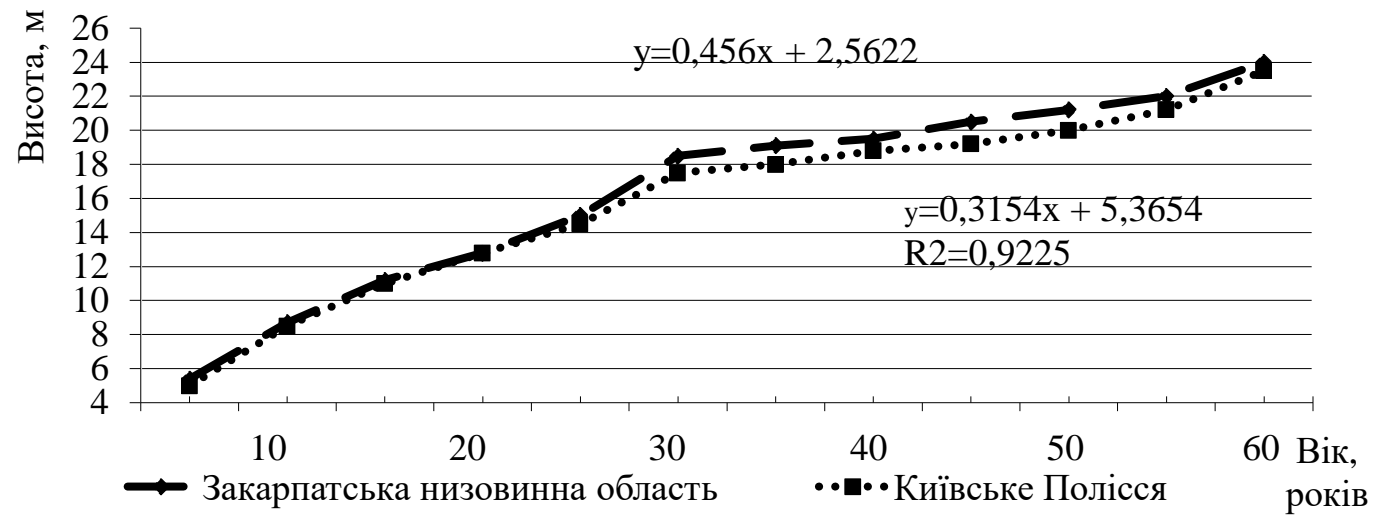


Рис. 4.12 Усереднена динаміка поточного приросту за висотою *Quercus rubra* L. на модельних ділянках Закарпатської низовинної області та Київського Полісся

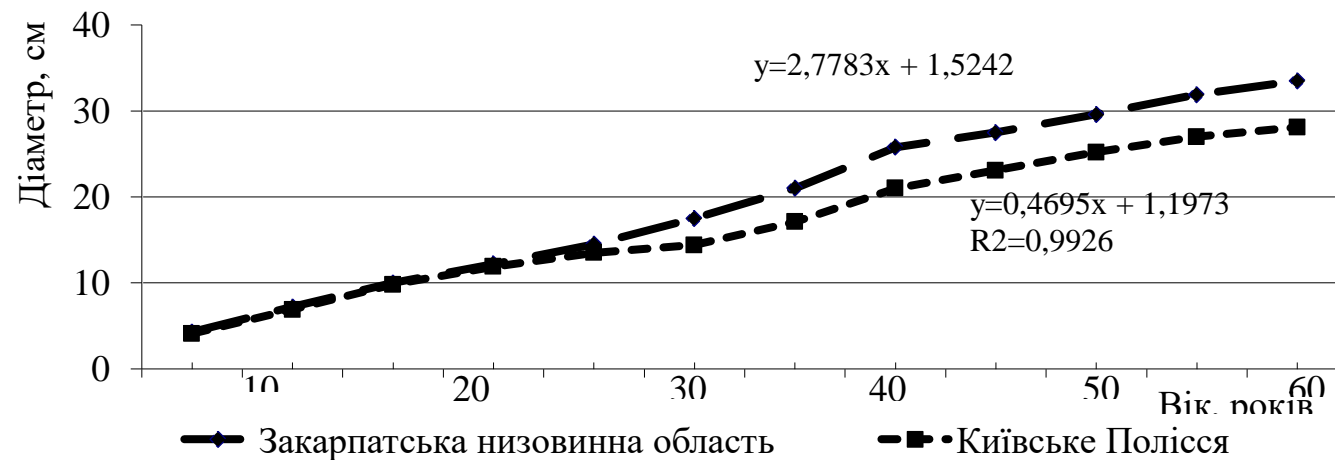


Рис. 4.13 Усереднена динаміка поточного приросту за діаметром *Quercus rubra* L. Закарпатської низовинної області та Київського Полісся

Особливістю є те, що якщо на ПП екопрофілів Київського Полісся зафіксовано поступове збільшення кількості здорових особин чужорідного виду (1995 р. – $I_c=1,7$; 1998 р. – $I_c=1,65$, 2005 р. – $I_c=1,65$; 2013 р. – $I_c=1,5$), то на екопрофілях Закарпатської низовинної області середньозважений індекс санітарного стану *Q. rubra* майже не змінився порівняно з даними 1979 р. ($I_c=1,50$). Розподіл дерев за СКК як ознака адаптації дерев до зміни умов навколишнього середовища свідчить – всихання *Q. rubra* близьке до природного відпаду. Зростання значення СКК «усихаючих» дерев та СКК «мертвий деревостан» виявлене лише на ПП1 Київського Полісся, що свідчить про всихання дерев II та III КК. Значення СКК на інших ПП є майже однаковим. У деревостанах Закарпатської низовинної області не виявлено зростання значень СКК «усихаючих» дерев та «мертвий деревостан», лише подекуди (ПП3) траплялося всихання дерев III та IV КК. Кількість природного поновлення *Q. rubra* на всіх досліджених ПП є задовільною. Участь *Q. rubra* у підрості сягає 92 % на екопрофілі Закарпатської низовинної області порівняно з 45,5 % на екопрофілі Київського Полісся. Для обох зон характерним є подекуди пригнічення супутніх видів щодо головних порід (*P. sylvestris*, *Q. robur*, *Q. petraea*). Під наметом насаджень *Q. rubra* Закарпатської низовинної області, віком до 40 років, насіннєвий підріст цього виду відрізняється більш широкою віковою амплітудою. Інтродуцент має вищу насіннєву продуктивність, порівняно з аборигенним видом.

4.1.4. Особливості адаптації *Q. rubra* за різних умов місцезростання та ступеня антропогенної трансформації середовища м. Києва

Як відомо з попередніх досліджень, високий адаптивний потенціал інтродукованих популяцій *Q. rubra* в природних лісах за різних зональних умов негативно впливає на супутні породи [748, 749, дод. У]. Проведене нами дослідження на території мегаполіса показало, що залежно від ступеня рекреагенної трансформації також змінюється санітарний стан, морфо-метричні параметри деревостану, розвиток та стан підросту, розподіл дерев за віталітетом. Найменш рекреагенно трансформована є ПП1 (розділ 2.5.2), яка закладена в урочищі Чорторий на о.°Муромець. Механічних пошкоджень дерев не зафіксовано, засміченість території складає 7,5 %. Загальний показник стану поверхні ґрунту – 2 стадія дигресії:

пошкоджені ділянки займають 9,5 % від загальної площі, V та IV категорії відсутні. Загальна стадія дигресії фітоценозу – I. На ПП2, розташований в долині р. Мокра урочища «Кучмин Яр», механічні пошкодження зафіксовано лише на *Q. robur* (5,8 %, середньою площею 107 см²). Загальний показник стану поверхні ґрунту – 3 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 25,0 %, з яких III, IV та V категорії – 15,5 %. Засміченість території менше 10–15 %. Загальна стадія рекреагенної дигресії фітоценозу – II. На ПП3 середня площа механічних пошкоджень *Q. rubra* (35,7 %) на ПП3 складала 196 см², на *P. sylvestris* – 105 см². Встановлено 4 стадію дигресії поверхні ґрунту (33 % пошкоджених ділянок). Засміченість – більше 15 %. Загальна стадія рекреагенної дигресії фітоценозу – III. На ПП4 механічні пошкодження зафіксовано на *Q. rubra* (55,3 %, середньою площею 245 см²) та *P. sylvestris* (44,7 %, середньою площею 98 см²). Загальний показник стану поверхні ґрунту – 5 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 40,0 % від загальної площі. Засміченість території 20–25 %. Загальна стадія рекреагенної дигресії фітоценозу – IV. Середня висота інтродуцента має максимальне значення (14,1 м) на ПП1 з помірним впливом рекреаційної діяльності, що на 5,6–5,9 % більше порівняно з даними на максимально трансформованих ПП3 та ПП4. Середній діаметр *Q. rubra* на досліджених ПП коливається в межах 13,7–17,1 см, простежується тенденція до зменшення параметра за градієнтом посилення антропогенної трансформації до 10 %. Зміна гідрологічного режиму ґрунту через інтенсивний вплив рекреаційної діяльності пригнічує динаміку приросту у висоту та за діаметром дерев *Q. rubra*. Порушується тіснота зв'язку між висотою та діаметром зі збільшення рекреаційного впливу на лісову екосистему (ПП3; ПП4). На відміну від інших видів-едифікаторів (*Q. robur*, *P. sylvestris*), зниження кількості особин інтродуцента на досліджуваних ПП не зафіксовано. Встановлено істотне зменшення кількості здорових особин чужорідного виду лише за інтенсивного рекреаційного впливу: від 48,0–47,4 % (ПП1, ПП2) до 38,8–36,5 % (ПП3, ПП4) (рис. 4.14). Хоча на ПП2 рекреаційний вплив більший, ніж ПП1 інтродукційні популяції *Q. rubra* продовжують зберігати свій задовільний стан.

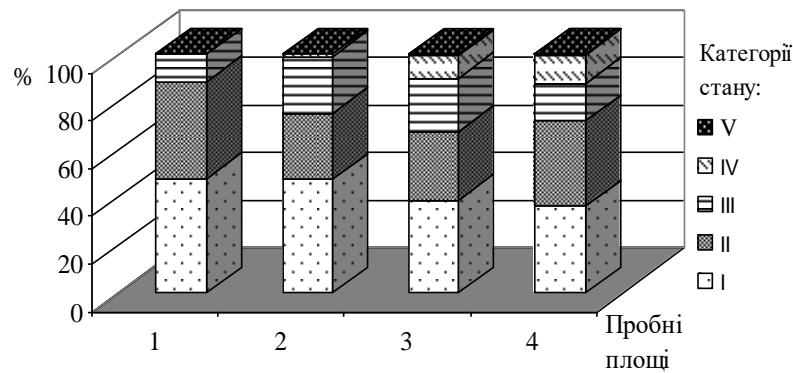


Рис. 4.14 Санітарний стан популяцій *Q. rubra* у паркових насадженнях м. Києва (2015 р.)

Натомість, за сильного навантаження частка цієї категорії складає 0,3–0,5 %. На ПП2 лише подекуди з'являються всихаючі особини *Q. rubra* (0,9 %), кількість яких збільшується на ПП3 до 9,5 % та 11,8 % на ПП4. Загалом, культури агресивного інтродуцента *Q. rubra* на ПП1 та ПП2 є здоровими: $I_{сПП1}=1,35$, $I_{сПП2}=1,50$. На ПП3 та ПП4 насадження є ослабленими, $I_{сПП3}=1,73$, $I_{сПП4}=1,77$. Встановлено, що на ПП3 та ПП4 чітко простежується взаємозв'язок між високою стадією рекреагенної дигресії та погіршенням стану дерев. У результаті лісопатологічних обстежень *Q. rubra* у 2015 р. не виявлено значних вогнищ шкідників та хвороб. Не виявлено зростання значень СКК «усихаючих» дерев та всихання дерев III та IV КК на ПП3 та ПП4. Значення цього показника на ПП свідчить, що всихання дерев *Q. rubra* наближено до природного відпаду в умовах слабого та помірного рекреаційного впливу, натомість за сильного – відбуваються регресивні зміни. Встановлено, що кількість підросту *Q. rubra* під наметом насаджень коливається в межах 1,5–1,8 тис. шт./га, що є задовільним для усіх паркових насаджень. Варто лише зауважити, що санітарний стан підросту *Q. rubra* саме на ПП3 ($I_{сПП3}=2,05$) та ПП4 ($I_{сПП4}=1,95$) гірший ніж на ділянках з слабким та помірним рекреаційним навантаженням. Окрім того, висока конкурентоздатність *Q. rubra* ускладнює насіннєве і вегетативне поновлення під наметом материнської породи інших видів-ефікаторів (*Q. robur* – 0,10 тис. шт./га, *A. hippocastanum* – 0,12, *P. sylvestris* – 0,70, *T. cordata* – 0,25, *A. platanoides* – 1,00 тис. шт./га). Отже, розвиток *Q. rubra* у паркових насадженнях м. Києва відбувається за відповідними параметрами. Адже формування насаджень в умовах культур має свої специфічні ознаки: незалежно від зони рекреаційного впливу інтродукційні популяції

Q. rubra мають нижчі таксаційні та інші морфо-метричні показники порівняно з природними лісами. Зокрема менші значення середньої висоти (на 6,5 %) та її поточного приросту (на 2,3 %) мають культури *Q. rubra* у м. Києві, особливо у зонах інтенсивного рекреаційного навантаження. Варто виділити таку особливість: якщо на модельних ділянках природних лісів зафіксовано поступове збільшення кількості здорових особин чужорідного виду, то на ділянках парків м. Києва, не зважаючи на більше рекреаційне навантаження, особини *Q. rubra* менш чутливі, ніж інші види роду. Розподіл дерев за СКК як адаптаційна ознака, свідчить, що всихання дерев *Q. rubra* наближено до природного відпаду. Варто також відмітити, що у природних лісах кількість природного поновлення на 25–30 % більше порівняно з парковими насадженнями. Загалом, значне насіннєве і порослеве поновлення *Q. rubra* свідчить про високу конкурентоспроможність та ранню стиглість інтродуцента на усіх ПП незалежно від їх генезису. Зв'язок між фітомасою та індексом конкуренції є тісним, проте значення його є найменшим (0,77) порівняно з даними в природних лісах (рис. 4.15). Окрім того, варто зазначити, що індекс внутрішньовидової конкуренції *Q. rubra* в умовах міста має найбільше значення проти відповідних значень в природних лісах.

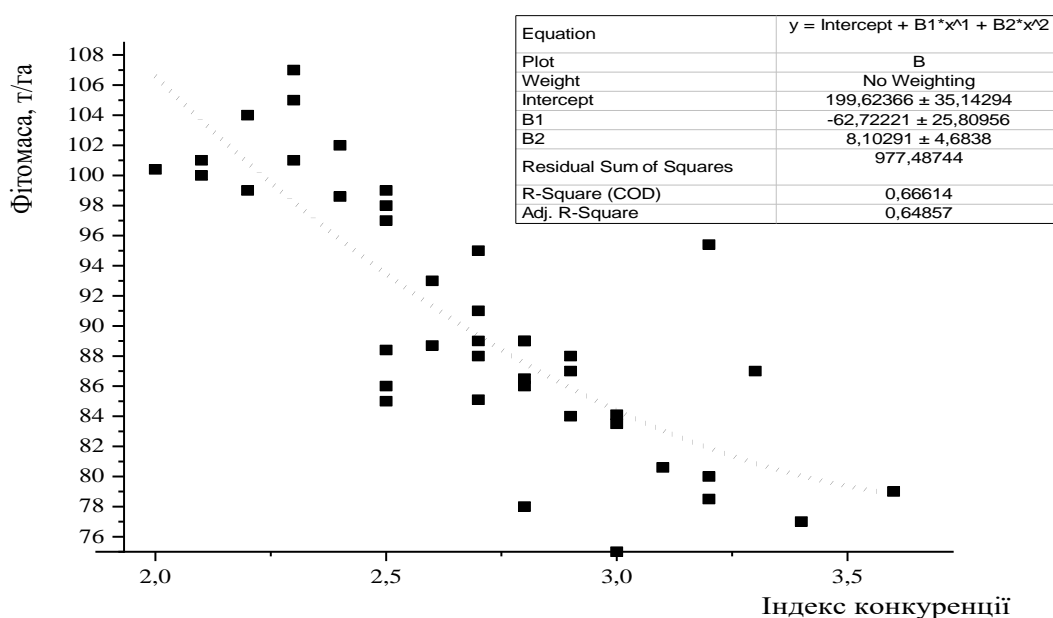


Рис. 4.15 Залежність фітомаси *Q. rubra* від індексу конкуренції (м. Київ)

4.1.5. Схема популяційного моніторингу чужорідних видів фанерофітів в антропогенно трансформованому середовищі на прикладі *Quercus rubra* L.

Як відомо, моніторинг деревних рослин, який здійснюється наземними методами, включає дослідження різного ступеня деталізації. Матеріали збираються в процесі регулярних досліджень певних ділянок за лісознавчими, ботанічними та загальними екологічними методами. Як правило, ці методи не враховують ступінь відхилення від норми значень основних ознак популяційних структур. Параметри, які отримують в результаті періодичної оцінки ступеня відхилення популяційної організації модельного виду від сталого стану, дають змогу отримати кількісну характеристику темпів демутаційних та дигресійних процесів з прогнозуванням стану в подальшому. Для отримання репрезентативних даних моніторингу за популяційною структурою деревних рослин розмір ПП має відповідати розмірам елементарної демографічної одиниці або окремого популяційного локусу. Моніторинг в природних лісах, непорушених фітоценозах, проводиться на ділянках, розмір яких може коливатися від 1 до 10 га. Натомість, в лісових культурах, паркових насадженнях або фітоценозах на останніх стадіях дигресії, розміри ділянки можуть відповідати певному віковому локусу. Моніторинг в природних лісах має тривати не менше 10 років, в лісових культурах, паркових насадженнях – це залежить від швидкості процесів в популяції.

Результати досліджень стану інтродукованих популяцій *Q. rubra* в умовах природних лісів Закарпаття та Київського Полісся, паркових насаджень м. Києва дають змогу стверджувати, що для при організації популяційного моніторингу чужорідного деревного виду вагомим питанням є вибір елементарної популяційної одиниці з переліком відповідних ознак. Алгоритм здійснення популяційного моніторингу *Q. rubra* має включати такі послідовні дії: 1) виокремлення ектопічної популяції та 2) складання мапи у різних типах ландшафтів для отримання просторової протяжності ектопічної популяції та її ценотичної структури (адміністративний, географічний райони). Оцінки реакції популяції *Q. rubra* на дію певних екологічних чинників на локальному (в межах популяції, до 5 років), регіональному (в межах певного географічного району, до 10 років) або зональному (майже весь ареал виду в межах природної зони до 20 років) рівнях в природних лісах має здійснюватись за допомогою ретроспективної дендрограми. Саме віталітетні компоненти фанерофіта є

діагностичними ознаками трансформації природного довкілля. Для модельного фанерофіта характерна захисно-онтогенетична стратегія – посилення морфологічної цілісності рослини. Чужинець є типовим К-стратегом. На прикладі локального рівня аналізу, який найчастіше трапляється у відповідних дендро-дослідженнях, доцільно пропонувати наступну схему популяційного моніторингу *Q. rubra* в антропогенно трансформованому середовищі (рис. 4.16, дод.У).

4.2. Особливості адаптації мезофанерофіта, «вида-трансформера» *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch.

4.2.1. Фундаментальна та реалізована екологічні ніші *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch.

Як відомо, інвазія у природні ліси ліановидних кущів призводить до зменшення їх видового багатства та порушення їх сукцесії [757]. Одним з найбільш небезпечних ліановидних антропофітів (за сучасними даними, вони мають проміжне положення між епекофітами та агріофітами) є види роду *Parthenocissus* Planch., які в умовах сьогодення вже натуралізувалися в лісових екосистемах [755, 756, 758, 760, 761, 762, 765 –767] или *Parthenocissus inserta* (Kern.) K. Fritsch. [759, 760]. Біо-екологічна характеристика виду наведена у дод. 3 3. Аналіз фундаментальної та реалізованої екологічної ніші *P. quinquefolia* показав, що основним кліматичним лімітуючим чинником є температура довкілля. Оптимальна температура в період вегетації знаходиться в діапазоні 28–32°C. За температури вище 36°C процес асиміляції вуглеводів листками знижується, посилюються процеси катаболізму, як наслідок процес дозрівання ягід затягується [762]. *P. quinquefolia* більш схильний до ксерофітних умов, адже при збільшенні вологості ґрунту, частина мінеральних речовин, необхідних для засвоєння, втрачається, що в свою чергу спричинює затримку росту та розвитку генеративних органів виду [762]. За оцінкою едафічних чинників, найоптимальнішим є широкий спектр ґрунтів: від піщаних до суглинкових. *P. quinquefolia* – солестійкий вид.

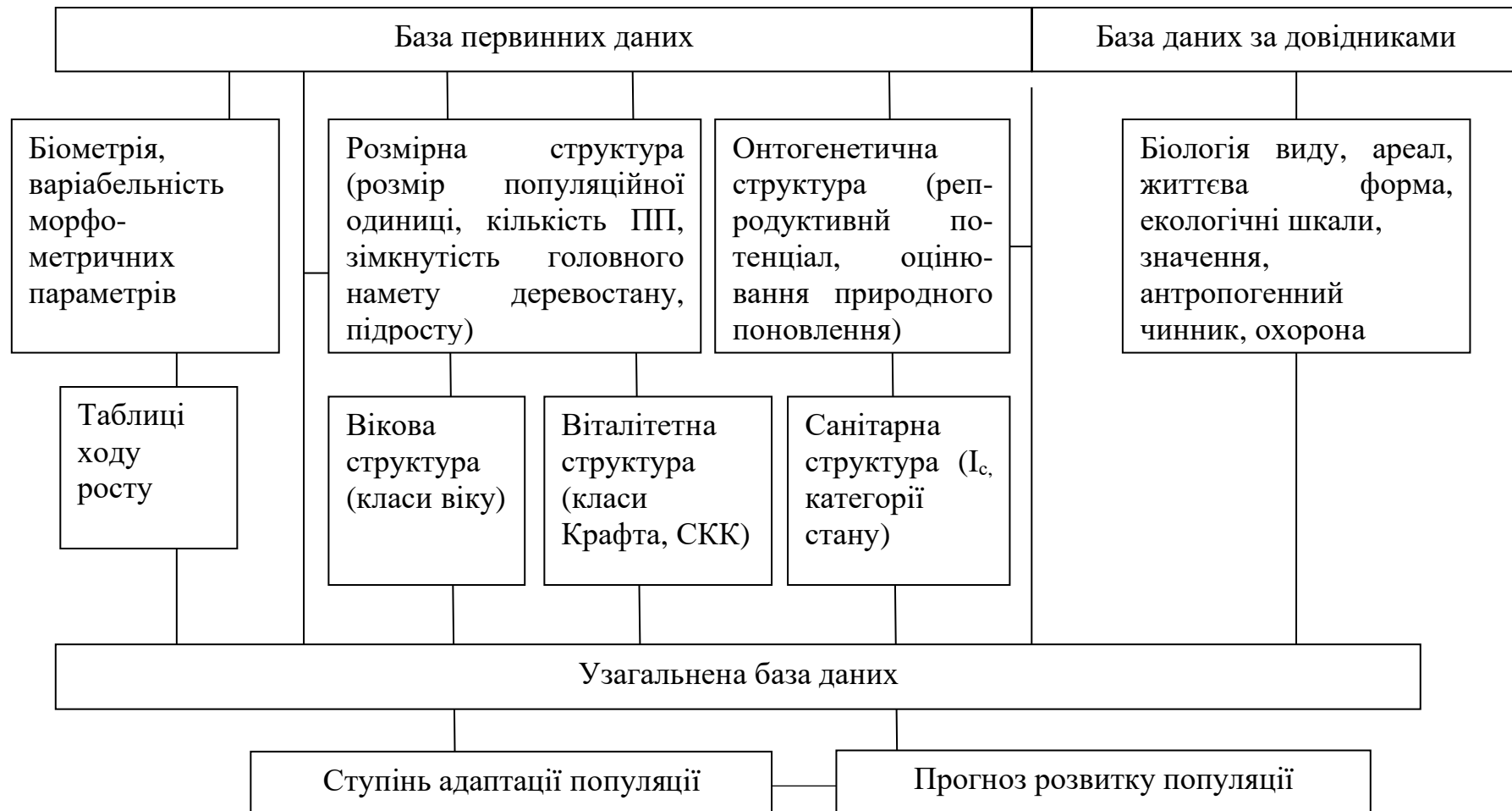


Рис. 4.16 Схема популяційного моніторингу чужорідних видів-фанерофітів в умовах трансформації довкілля

Загалом, аналіз значень показників основних екологічних чинників показав, що вид має широкий діапазон значень як едафічних так і кліматичних чинників (рис. 4.17). Вид є морозостійким, гемістенотопним субкріофітом, субконтинентальним геміевритопом, субомброфітним гемістенотопом. Інтродуцент добре адаптується до змін нітратного, кислотного (гемістенотопний субацидофіл) та сольового режимів ґрунту. Вид є гемістенотопним мезофітом та геміевритопним гемігідроконтрастофілом. За відношенням до аерованості ґрунту, *P. quinquefolia* – гемістенотопний геміаерофоб, рослина помірно аерованих ґрунтів з тимчасовим зволоженням ґрунтовими водами. Лімітуючими едафічними чинниками є освітленість та трофність ґрунту.

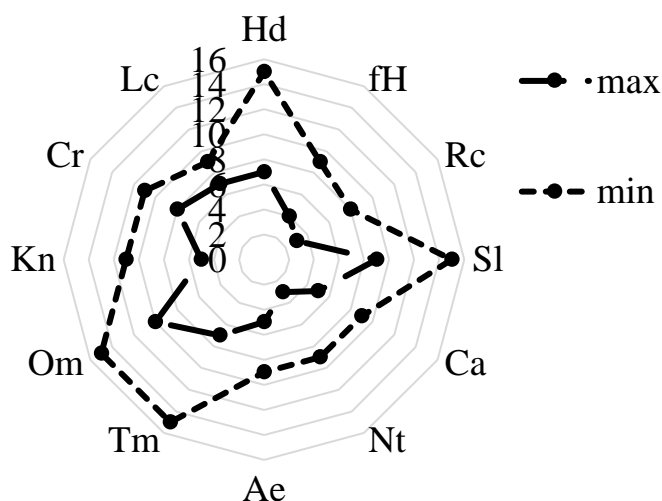


Рис. 4.17 Амплітуда значень показників абіотичних чинників *P. quinquefolia*, за Д.М. Цигановим [420]

Популяційний аналіз 6 локальних популяцій проведено в лісових біотопах Правобережного Лісостепу (Полісько-Придніпровський край) та Центрального Лісостепу (Північно-Східно-Придніпровська височина) (розділ 2.5.2). На ПП1 та ПП2 перший ярус представлений *Q. robur* (60–80 pp.) та *T. cordata* (40–60 pp.). У другому ярусі (40–50 pp.) домінує *C. betulus* за участі *A. platanoides* і *F. excelsior*. Підріст представлений *Q. robur*, *A. platanoides*, *F. excelsior*, *T. cordata*. У підліску домінують *E. europaea*, *E. verrucosa*, *S. nigra*, *C. avellana*. На ПП1 зімкнутість деревного намету 0,81–0,92, на ПП2 цей показник становить 0,73–0,84. На ПП1 пошкоджені ділянки ґрунту (5,5 %) – це стежки в підстилці та одинокі проходи, територія не засмічена. Розвиток *P. quinquefolia* на ПП1 зафіксовано на 3 відкритих локусах, вид стелиться

по поверхні ґрунту та піднімається по стовбурах дерев 1-го та 2-го ярусів. подекуди можна відмітити *P. quinquefolia* навіть у кроні *C. betulus*, *A. platanoides* та *F. excelsior*. Сумарна площа синузій на ПП1 – 35 м². Життєвий стан ліани – високий. Санітарний стан деревостану – 1,53. ЗПП трав'яного ярусу – 85 %. Домінують типові лісові види *A. podagraria*, *C. pilosa*, *A. ursinum*, *A. europaeum*, *B. sylvaticum*, *C. majalis*, *D. filix-mas*, *F. verna*, *G. luteum*, *G. odoratum*, *G. robertianum*, *M. muralis*, *P. multiflorum*, *P. obscura*, *S. bifolia*, *S. holostea*, *V. odorata* тощо. Лише подекуди трапляються рудеральні види, серед яких варто відмітити *U. dioica*, *I. parviflora*, *S. annua* тощо. Серед екологічних загроз є ознаки рекреаційного навантаження та незначного механічного впливу на фітоценоз через збирання лікарських рослин, ягід, грибів. Ступінь антропогенної трансформації екотопу – слабкий.

На ПП2 частка пошкоджених ділянок ґрунту дещо більша – 11,2 %, проте категорії зберігаються однакові з ПП1, ділянок з розмиттям ґрунту не зафіксовано. Виявлено 1 кострище та 1 невелике звалище сміття, що, можливо, є наслідком доступності дослідженої ділянки для рекреантів із-зі її розташування поряд з великою дорогою. Санітарний стан деревостану дещо гірший (1,75) порівняно з ПП1. Розвиток *P. quinquefolia* на ПП2 зафіксовано на 5 відкритих локусах, вид стелиться як по ґрунту, а також піднімається по стовбурах дерев. *P. quinquefolia* присутній у кроні *C. betulus*, *A. platanoides*, *F. excelsior* більшою мірою порівняно з ПП1. Варто також зауважити, що у 7 особин *C. betulus* та 9 особин *A. platanoides* виявлено відмирання скелетних гілок нижчого порядку, обвитих ліаною, що, можливо, пов'язано з порушенням процесів фотосинтезу листків дерев. Загальна площа синузій на ПП – 90 м². Життєвий стан ліани – високий. ЗПП трав'яного ярусу становить 55,0 %, до складу угруповання входять лісові види, які домінують на ПП1, проте їх проективне покриття тут значно менше. Натомість, серед нетипових видів варто відмітити *A. artemisiifolia*, *A. sylvestris*, *D. glomerata*, *S. annua*, *P. major*, *C. majus*. Серед екологічних загроз зафіксовано рекреаційне навантаження, зумовлено близькістю до транспортної мережі, наявність неорганізованих зон відпочинку, збір лікарських рослин, грибів, тощо. Ступінь антропогенної трансформації – помірний.

ППЗ знаходиться в урбоєкосистемі м. Вінниця, у парку «Дружби народів». Деревостан утворений двома ярусами, перший ярус представлений багатьма видами, серед яких домінують *Q. robur*, *Q. rubra*, *C. betulus*, *A. platanoides*, *T. cordata*, *P. nigra*, у другому ярусі відмічено *B. pendula*, *S. alba*, *A. hippocastanum*, *A. alba*, *P. sylvestris*, *R. pseudoacacia*. Серед підліску варто виділити *S. aucuparia*, *C. laevigata*, *V. opulus*, *C. mas*, *M. sylvestris*, *S. vulgaris*. Насадження у парку чергуються з відкритими галявинами з лучно-злаковим різнотрав'ям. Пошкоджені ділянки ґрунту займають 15,0 %, це в основному – стежки. Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 2. Санітарний стан деревостану становить 2,15. Розвиток *P. quinquefolia* у парку міста зафіксовано на 11 локусах. *P. quinquefolia* піднімається на висоту 10–12 м, проникаючи у крону дерев. Варто зауважити, що дерева підросту вид обвиває майже на 70,0 % їхньої висоти – *F. excelsior*, *A. platanoides*, *A. negundo*, *B. pendula*, *S. alba*, *M. sylvestris*, *S. vulgaris* тощо. 23,5 % дерев невеликої висоти, обвитих ліаною, нижчі гілки їхніх крон або усихають, або є мертвими. Ліана, пригнічуючи розвиток дерев усіх видів, приводить до їх повного відпаду і поступово стає монодомінантом, субедифікатором трав'яного ярусу з проективним покриттям до 68 %. Загальна площі синузій на ППЗ – 175 м². Життєвий стан ліани – високий. ЗПП трав'яного ярусу становить 65,0%, у складі угруповання домінують *L. vulgare*, *A. millefolium*, *A. artemisiifolia*, *D. glomerata*, *Hypericum perforatum* L., *S. annua* тощо. Лісові види майже не представлені в трав'яному ярусі. Серед екологічних загроз зафіксовано урбанізація, рекреаційне навантаження, транспорт, комунально-побутові відходи. Ступінь антропогенної трансформації – сильний.

ПП4 та ПП5 розташовані у Дахнівському лісництві Черкаського лісгоспу, тип лісу – свіжий дубово-сосновий субір. Порівняно з іншими ПП варто проаналізувати ступінь адаптації виду-трансформера в суборі. На обох ПП перший ярус представлений *P. sylvestris* (60–80 pp.), другий – *Q. robur* (60–80 pp.). У підрості розвивається *Q. robur*, *A. platanoides*, *A. negundo*. У підліску домінують *E. europaea*, *E. verrucosa*, *S. nigra*, *S. racemosa*. На ПП4 зімкнутість деревного намету 0,73–0,84, на ПП5 цей показник становить 0,72–0,60. На ПП4 характерні види для даного типу лісу домінують в трав'яному ярусі (ЗПП 84 %), серед віолентів варто відмітити *G.*

robertianum, *V. tricolor*, *B. officinalis*, *S. holostea*, *C. glomerata*, *A. millefolium*, *G. aparine* тощо. Уздовж стежок трапляються *I. parviflora*, *P. annua*, *U. dioica*, *A. artemisifolia*. Пошкоджені ділянки поверхні ґрунту займають 8,0 %, де 5,5 % – стежки в підстилці та 2,5 % – одиничні проходи. Виявлено 1 невелике покинуте згарище, біля якого розкидано побутові відходи. Санітарний стан деревостану – 1,62. Трапляння *P. quinquefolia* на ПП4 зафіксовано на 5 невеликих за площею локусах, вид в основному піднімається по стовбурах *Q. robur* та *P. sylvestris*, в крону не проникає. Загальна площі синузій на ПП – 29 м². Життєвий стан ліани – середній. Серед екологічних загроз зафіксовано рекреаційне навантаження та незначний механічний вплив на фітоценоз. Ступінь антропогенної трансформації – помірний. ПП5 розташована ближче до урбанізованих екосистем, що спричинює збільшення частки пошкоджених дерев та поверхні ґрунту. Загальний стан деревостану – 1,73. Непошкоджена поверхня ґрунту – 64,0 %. На витоптаних галявинах виявлено 3 кострища, 3 невеликих звалища сміття. Розвиток *P. quinquefolia* на ПП5 зафіксовано на 6 локусах. На ділянках, де інтродуцент є монодомінантом, підлісок на 84,0 % повністю обвитий *P. quinquefolia* та майже знищений трав'янистий ярус. У локусах з *P. quinquefolia* в трав'янистому покриві розвивається лише *A. sylvestris*, *C. majus* та *G. urbanum*. Інтродуцент не тільки росте у висоту, але й розгалужується по кроні дерев *A. platanoides*, *A. negundo*, *S. nigra* та *S. racemosa*. Загальна площі синузій на ПП – 101,5 м². Життєвий стан ліани – високий. ЗПП трав'яного ярусу становить 60,0 %, до складу угруповання входять лісові та синантропні види. Серед екологічних загроз відмічено рекреаційне навантаження, зумовлене близькістю до транспортної мережі та урбанізованих екосистем, наявність неорганізованих зон відпочинку, збір лікарських рослин, грибів, тощо. Ступінь антропогенної трансформації – середній.

ПП6 розташована у парку «Сосновий бір», м. Черкаси. Дана ПП має істотні наслідки негативного антропогенного впливу. Соснові насадження сильно ослаблені (2,58). Підлісок розвинений слабо, у підрості домінують нетипові види едифікатора – *A. platanoides* та *A. negundo*. Зімкнутість деревного намету – 0,53. Виявлено значну витоптаність ґрунту, пошкоджені ділянки становлять 43,4 %, з яких 10,2 % – дороги та стежки з розмивами. Частка адвентивних та рудеральних видів становить 75% (*A.*

artemisifolia, *E. pilosa*, *I. parviflora*, *Lactuca serriola* L., *T. officinale*, *U. dioica*, *C. majus* тощо), серед типових лісових видів поодинокі трапляються лише *G. robertianum*, *S. holostea* та *Rubus nessensis* Hall. Розвиток *P. quinquefolia* у парку зафіксовано на 17 локусах. Вид піднімається на висоту до 14 м, проникаючи у крону дерев. Окрім підросту, який обвитий майже повністю на 80,5 % висоти дерев, ліана частково охоплює крони дерев 1-2 ярусів *P. sylvestris* та *Q. robur*. Виявлено, що починають всихати навіть гілки нижчого порядку *Q. robur*. Проективне покриття мезофанерофіта сягає 75,0 %. Загальна площі синузій на ПП – 202 м². Життєвий стан ліани – високий.

Отже, за проведеною оцінкою місцезростань та аналізом інтенсивності впливу екологічних загроз визначено ступінь антропогенної трансформації екотопу та проведено ранжирування ПП за градієнтом відповідних змін екологічних умов (табл. 4.7). Ступінь антропогенної трансформації екотопу, сформовані різні екологічні умови та ценотична приуроченість відрізняють між собою досліджені популяції чужорідного виду.

Таблиця 4.7

Антропогенна трансформація місцезростань *P. quinquefolia* в різних типах екосистем в умовах Центрального Лісостепу

№	Місце збору	К-ть ос., шт.	ПП (%)	Екологічні загрози	Ступінь антропогенної трансформації
1	Вінницьке ліс-во ДП Вінницьке ЛГ, 32 кв. 5 вид.	58	25	Випас худоби, рекреаційне навантаження, збір лікарських рослин, грибів	помірний
2	Вінницьке ліс-во ДП Вінницьке ЛГ, 32 кв., 5 вид.	74	31	Випас худоби, рекреаційне навантаження, збір лікарських рослин, грибів, рубки, заліснення невідповідним культурами, близькість транспортної мережі	середній
3	м. Вінниця, парк «Дружби народів»	125	68	Рекреаційне навантаження, урбанізація, транспорт, комунально-побутові відходи	сильний
4	Дахнівське ліс-во ДП Черкаське ЛГ, 11 кв. 7 вид.	35	14	Випас худоби, рекреаційне навантаження, збір лікарських рослин, грибів, рубки	помірний

5	Дахнівське ліс-во ДП Черкаське ЛГ, 11 кв. 7 вид.	58	21	Випас, рекреаційне навантаження, збір лікарських рослин, грибів, рубки	середній
6	м. Черкаси, парк «Сосновий бір»	123	75	Рекреаційне навантаження, урбанізація, транспорт, ЛЕП, комунально-побутові відходи, одне звалище	сильний

4.2.2. Біоморфологічна характеристика мінливості виду на градієнті збільшення дії антропогенного чинника

Усі ценопопуляції формуються в умовах антропогенного впливу. Спільною рисою для них є порушення умов місцезростання: зміна едафічних умов, освітлення тощо. Кожна досліджена ценопопуляція має характерні значення морфометричних параметрів, які змінюються в досить широких межах залежно від екологічних чинників, що діють на екосистему та на градієнті антропогенного впливу. Зокрема, у межах досліджених ценопопуляцій висота пагона *P. quinquefolia* змінювалась у діапазоні від $\min 8,6 \pm 0,43$ м (ПП4) до $\max 19,0 \pm 0,95$ м (ПП6) (табл. 4.8). Найбільші значення висоти зафіксовано на ПП3 та ПП6 з сильним рівнем антропогенної трансформації в межах парків міст Вінниця та Черкаси. Аналогічна тенденція характерна для зміни значень діаметра пагону: чим вище рослина, тим більший її діаметр. Тому найбільші значення діаметра зафіксовано на ПП3 та ПП6. В межах ПП1–ПП2 та ПП3–ПП4 цей показник має приблизно однакові значення \min та \max цього морфометричного параметра (табл. 4.8). Значення параметрів $N_{\text{мг}}$ та $L_{\text{м}}$ є найменш мінливими, зв'язку між зміною їх значень на градієнті антропогенної трансформації та зміною екологічних чинників не виявлено. Дані параметри є найбільш стабільними для досліджених ценопопуляцій *P. quinquefolia*, які можна вважати діагностичними для оцінки стану виду в умовах антропогенної трансформації. Значення числа досліджених генеративних органів (у нашому випадку, кількості квіток) змінювалося від $34 \pm 1,7$ шт. (ПП4) до $79 \pm 3,9$ шт. (ПП6). Цікаву тенденцію відмічено у варіюванні числа довжини суцвіття. Цей показник є також мінливою фракцією, найвищі значення притаманні для ценопопуляцій ПП3,

ПП4 та ПП6 з найбільшим рівнем трансформації. Аналіз морфометричних параметрів листків показав, що отримані дані варіюють, вегетативні показники змінюються в широких межах різних ценопопуляцій. Найменша ширина листка зафіксовано у ценопопуляції ПП6 ($5,3 \pm 0,3$ см), найбільша – у ПП3 ($13,0 \pm 0,7$ см). З'ясовано, що тісний кореляційний зв'язок є між ознакою довжини рослини та її діаметром (0,97), довжин листка (0,94) та суцвіття (0,95) (табл. 4.9). Дещо слабший зв'язок виявлено між висотою та діаметром листка (0,79). Між зазначеними кількісними ознаками на цьому рівні достовірності кореляцій більше не зафіксовано. Тісний зв'язок між параметром N_{Fl} встановлено лише для L_s (0,88). Цікавими виявилися зв'язки між діаметром пагону та довжиною вусиків та кількістю їх розгалужень. Майже не мають зв'язків ознаки числа вусиків та їх розгалужень. Виявлено, що ознака довжини листка має зв'язки з шириною листка та довжиною суцвіття. Проте, між шириною листка та довжиною суцвіття не виявлено зв'язку. На основі аналізу дендрограми «подібності-відмінності» морфометричних параметрів можна виділити 2 основні групи кластерів (рис. 4.18). Найбільш схожими виявилися ознаки III та VI ценопопуляцій, I та II ценопопуляцій. Найменші ознаки схожості з іншими ценопопуляціями виявлено в особин V ценопопуляції.

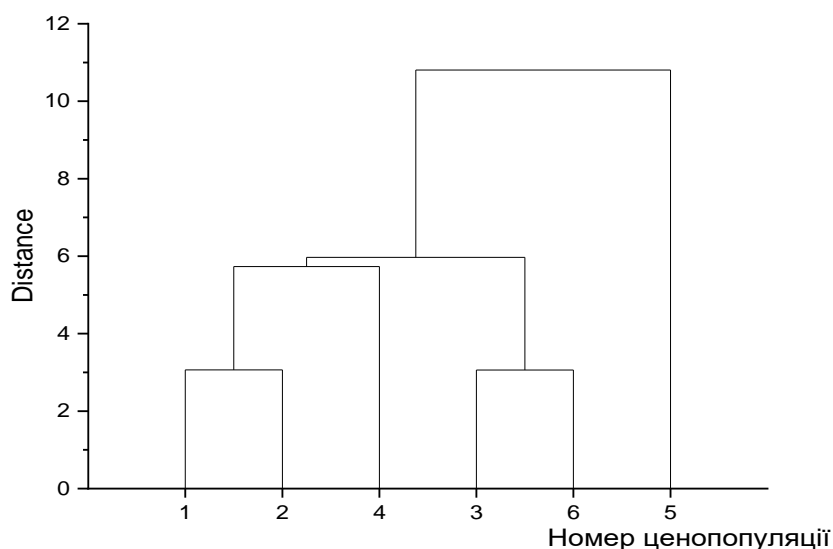


Рис. 4.18 Дендрограма морфометричних параметрів *P. quinquefolia* в різних типах екосистем в умовах Центрального Лісостепу

Таблиця 4.8

Морфометричні параметри *P. quinquefolia* в різних типах екосистем в умовах Центрального Лісостепу

№	Номер ценопопуляції																							
	I				II				III				IV				V				VI			
	M	min	ma	SD	M	min	ma	SD	M	min	ma	SD	M	min	ma	SD	M	min	ma	SD	M	min	ma	SD
h	12,3	9,2	15,7	2,4	11,8	8,7	16,3	3,2	15,8	11,8	17,4	1,9	11,1	8,6	13,7	1,1	11,0	8,8	14,2	1,9	17,6	14,3	19,0	2,0
N _{Fl}	54	38	65	15	51	41	69	19	55	50	76	22	58	34	76	23	45	40	61	11	68	43	79	25
d	2,2	1,5	3,2	0,8	2,0	1,3	3,4	0,7	2,7	2,0	4,1	1,0	2,8	1,5	3,8	0,7	2,3	1,6	3,9	0,8	3,0	2,4	4,3	1,1
Lm	6,4	5,0	10,2	1,1	6,3	4,7	8,5	0,9	6,9	5,5	9,0	1,3	5,9	5,4	8,1	0,9	5,8	5,6	8,9	1,1	6,8	5,7	10,6	1,3
Nmr	3,8	3,0	5,0	0,8	3,6	3,0	5,0	0,7	3,9	3,0	5,0	0,8	3,4	3,0	5,0	0,7	3,5	3,0	5,0	0,8	4,0	3,0	6,0	0,9
Ll	7,8	5,4	10,2	1,9	8,0	6,1	11,2	1,9	9,1	6,5	13,0	2,1	7,2	5,6	9,3	1,8	7,0	4,5	9,0	1,8	9,6	5,3	12,9	2,0
Wl	5,5	5,1	6,2	0,3	5,4	5,2	6,3	0,3	6,5	5,3	7,1	0,4	5,4	5,0	6,5	0,2	5,2	5,0	5,8	0,3	6,6	5,4	6,9	0,3
Ls	9,4	8,7	12,3	1,9	9,3	8,4	12,5	2,2	10,1	9,1	15,3	3,1	9,6	8,7	13,2	2,1	9,3	8,5	14,1	3,0	11,3	9,0	14,5	2,7

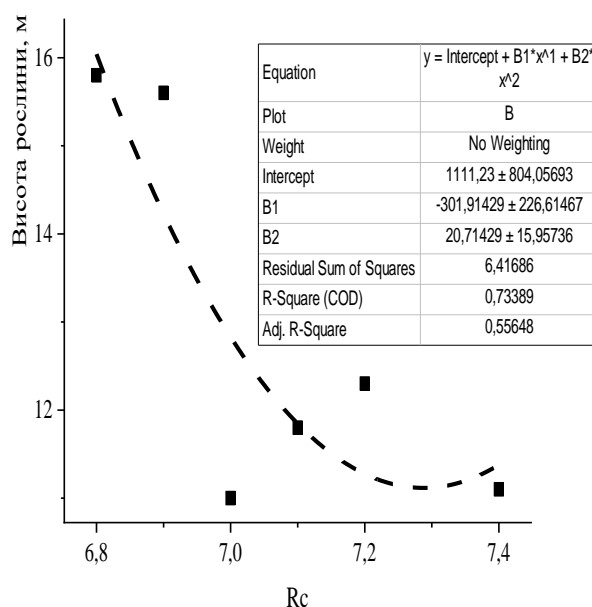
Таблиця 4.9

Кореляція між морфометричними ознаками *P. quinquefolia* в різних типах екосистем в умовах Центрального Лісостепу

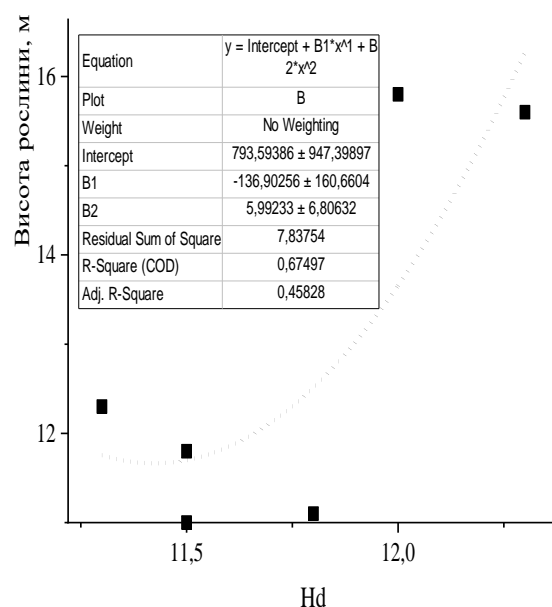
h	0							
N _{Fl}	0,05	0						
D	0,97	-0,28	0					
Lm	0,95	0,04	0,76	0				
Nmr	-0,01	-0,32	0,71	0,97	0			
Ll	0,94	-0,01	0,08	-0,56	0,13	0		
Wl	0,79	0,11	-0,04	-0,33	-0,17	0,82	0	
Ls	0,74	0,88	-0,43	0,27	-0,58	0,76	0,35	0
	h	N _{Fl}	D	Lm	Nmr	Ll	Wl	Ls

Аналіз наслідків впливу зміни екологічних чинників свідчить, що чужорідний вид швидко адаптується до змінених умов, реагує на кислотність, аерацію і вологість ґрунту та ступінь освітленості під наметом. Про це свідчить залежність висоти особин на градієнті вказаних чинників (рис. 4.19, а, б). Серед проаналізованих метричних параметрів, в якості модельної фракції було обрано висоту рослини, оскільки саме цей параметр має найтісніші кореляційні зв'язки та найбільшу мінливість ознаки. Зокрема, встановлено, що *P. quinquefolia* добре адаптується до зміни кислотності ґрунтів з рН від кислих до нейтральних. При збільшенні рівня антропогенної трансформації рН наближається до слабокислих, проте висота рослини збільшується (рис. 4.19, а). Вид переносить широкий спектр гідрологічних умов ґрунту, проте краще себе почуває за умов ксерофітизації, про що свідчить залежність висоти рослини від гідрорежиму ґрунту (рис. 4.19, б). Відповідна тенденція зберігається щодо залежності висоти рослини від аерації ґрунту (рис. 4.20, а). За даними міжнародних організацій [763, 764] інтродуцент тіньовитривалий, проте наші дослідження засвідчили, що вид більше тяжіє до напіввідкритих ділянок, напівтіні (рис. 4.20, б). Аналіз залежності репродуктивних фракцій на прикладі кількості квіток виявив тісний кореляційний зв'язок ($R=0,84$, $p=0,005$) з режимом освітленості ґрунту. При збільшенні освітлення прямо пропорційно збільшується кількість квіток рослини (рис. 4.21). З довжиною суцвіття ця залежність виявилася обернено пропорційною ($R=-0,76$).

Оцінка мінливості морфометричних параметрів показала, що тільки кількість квіток характеризується високим рівнем варіювання та належить до V високого класу мінливості (рис. 4.22). Варто зауважити, що CV збільшується на градієнті трансформації лісового середовища, залежно від збільшення інтенсивності антропогенного впливу з помірного до сильного частка CV збільшується з 30–44 % до 65–74 %. Дещо стабільнішими є параметри: Ls, Wl, Ll (рис. 4.22). Рівень мінливості цих ознак належить до підвищеного IV класу. При цьому варіювання параметрів листків менше залежить від інтенсивності антропогенного впливу порівняно з Ls. До низького рівня варіювання, II класу належать ознаки пагону (висота та діаметр).

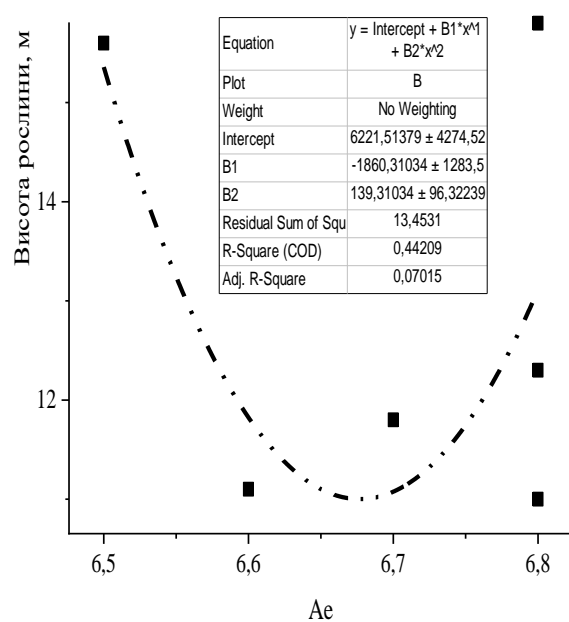


а)

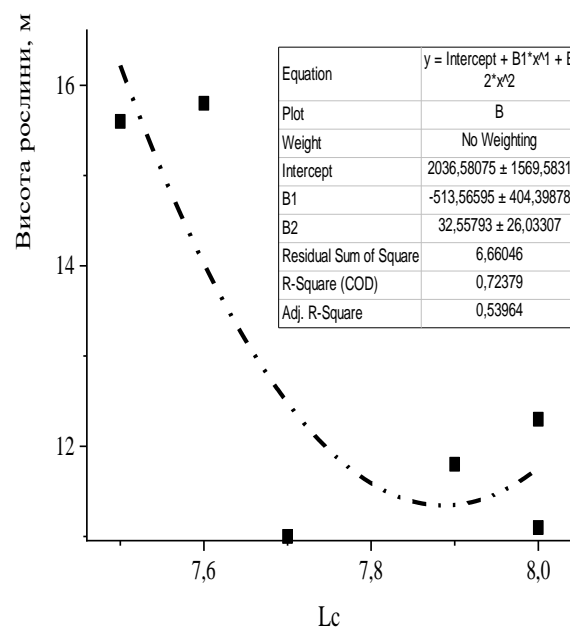


б)

Рис. 4.19 Залежність висоти рослини *P. quinquefolia* від зміни кислотності (а) та гідрорежиму (б) ґрунту в межах території, яку займають ценопопуляції



а)



б)

Рис. 4.20 Залежність висоти рослини *P. quinquefolia* від зміни аерації (а) та освітленості (б) ґрунту в межах території, яку займають ценопопуляції

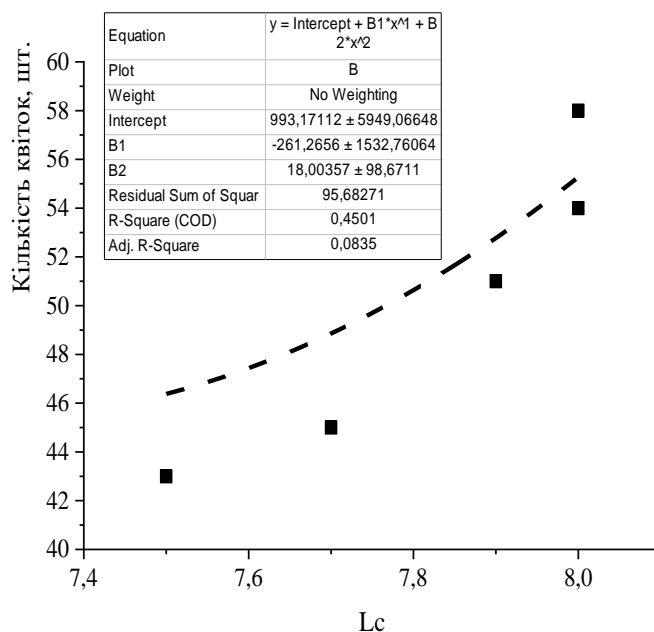


Рис. 4.21 Залежність кількості квіток *P. quinquefolia* від освітленості ґрунту в межах території, яку займають ценопопуляції

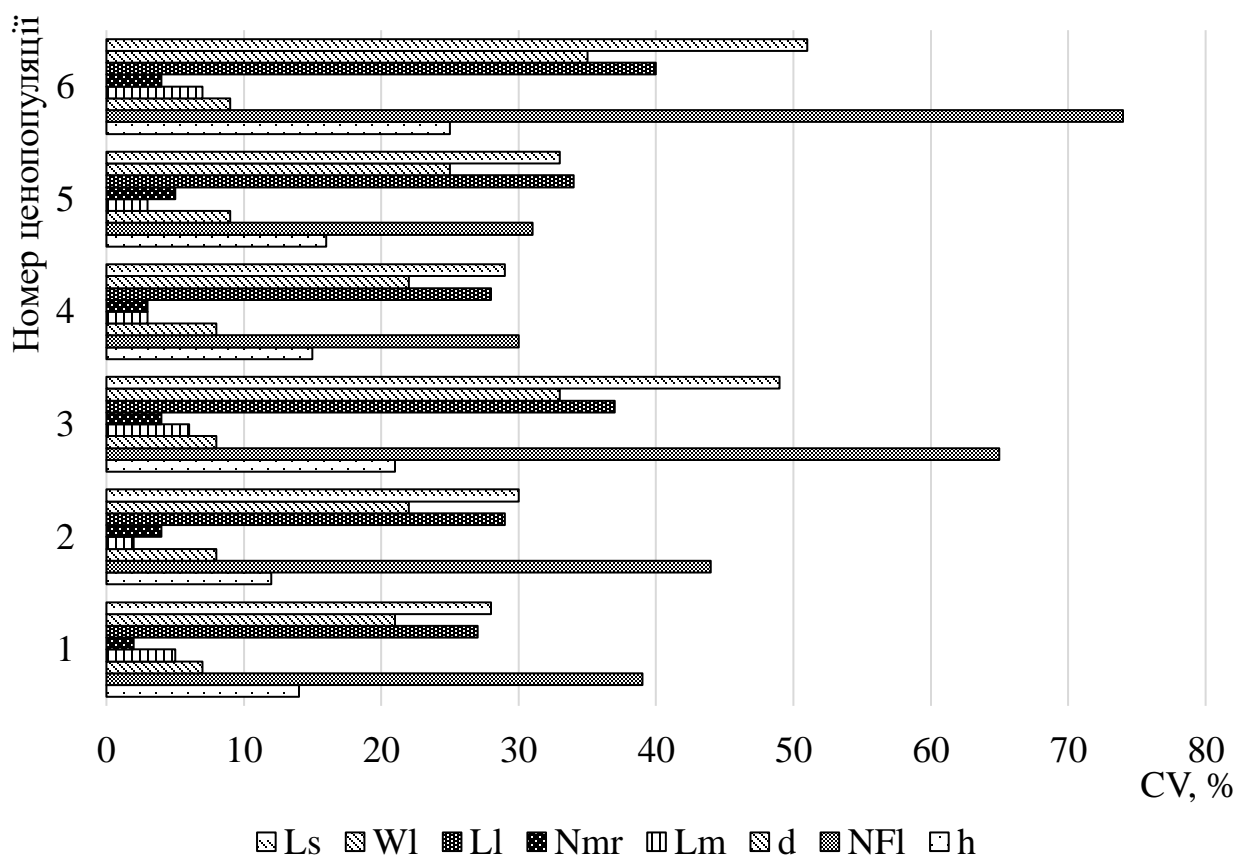


Рис. 4.22 Значення коефіцієнта варіації морфометричних параметрів *P. quinquefolia* досліджуваних ценопопуляцій

Проте, лише рівень мінливості висоти збільшується на градієнті трансформації від 14 % до 25 %. Істотного збільшення варіювання діаметру в різних ценопопуляціях не виявлено. Найнижчим рівнем мінливості характеризуються параметри L_m та N_{mr} , які виявилися найбільш стабільними фракціями.

Аналіз пластичності ознаки, як варіювання середніх значень на градієнті умов існування, показав, що морфометричні параметри є низько і високо пластичними (рис. 4.23). Високою пластичністю характеризуються N_{fl} , W_l , L_s . Дещо нижчі значення притаманні для h , L_m , L_l . Найменшою пластичністю характеризується діаметр рослини та кількість розгалужень вусиків. Всі ценопопуляції за аналізом віталітету належать до процвітаючого типу, лише дві ценопопуляції є рівноважними – ПП1 та ПП4 (табл. 4.10).

4.2.2. Онтогенетична та віталітетна структури модельного виду

Найвищі значення індексу якості мають III та VI ценопопуляції, які характеризуються високими показниками рясності особин за інтенсивного впливу чинників. Варто зауважити, саме на ПП3 частка особин с-класу становить лише 5%. Ценопопуляції I та IV характеризуються найменшим значенням IMI : варіюють у межах від 0,63 для популяції № 1 та до 0,80 для популяції № 3, що свідчить про загальний високий рівень морфологічної інтегрованості особин *P. quinquefolia*.

Таблиця 4.10

Віталітетна структура ценопопуляцій *P. quinquefolia*

№	Цено-популяції	IMI	Частка рослин за класами віталітету			Індекс якості Q	Тип популяції	Ступінь трансформації
			a	b	c			
1	I	0,63	0,41	0,29	0,30	0,350	рівноважний	помірний
2	III	0,68	0,55	0,28	0,17	0,415	процвітаючий	помірний
3	II	0,78	0,68	0,27	0,05	0,475	процвітаючий	сильний
4	V	0,65	0,34	0,38	0,28	0,360	рівноважний	помірний
5	IV	0,69	0,49	0,27	0,24	0,380	процвітаючий	помірний
6	VI	0,72	0,57	0,31	0,12	0,440	процвітаючий	сильний

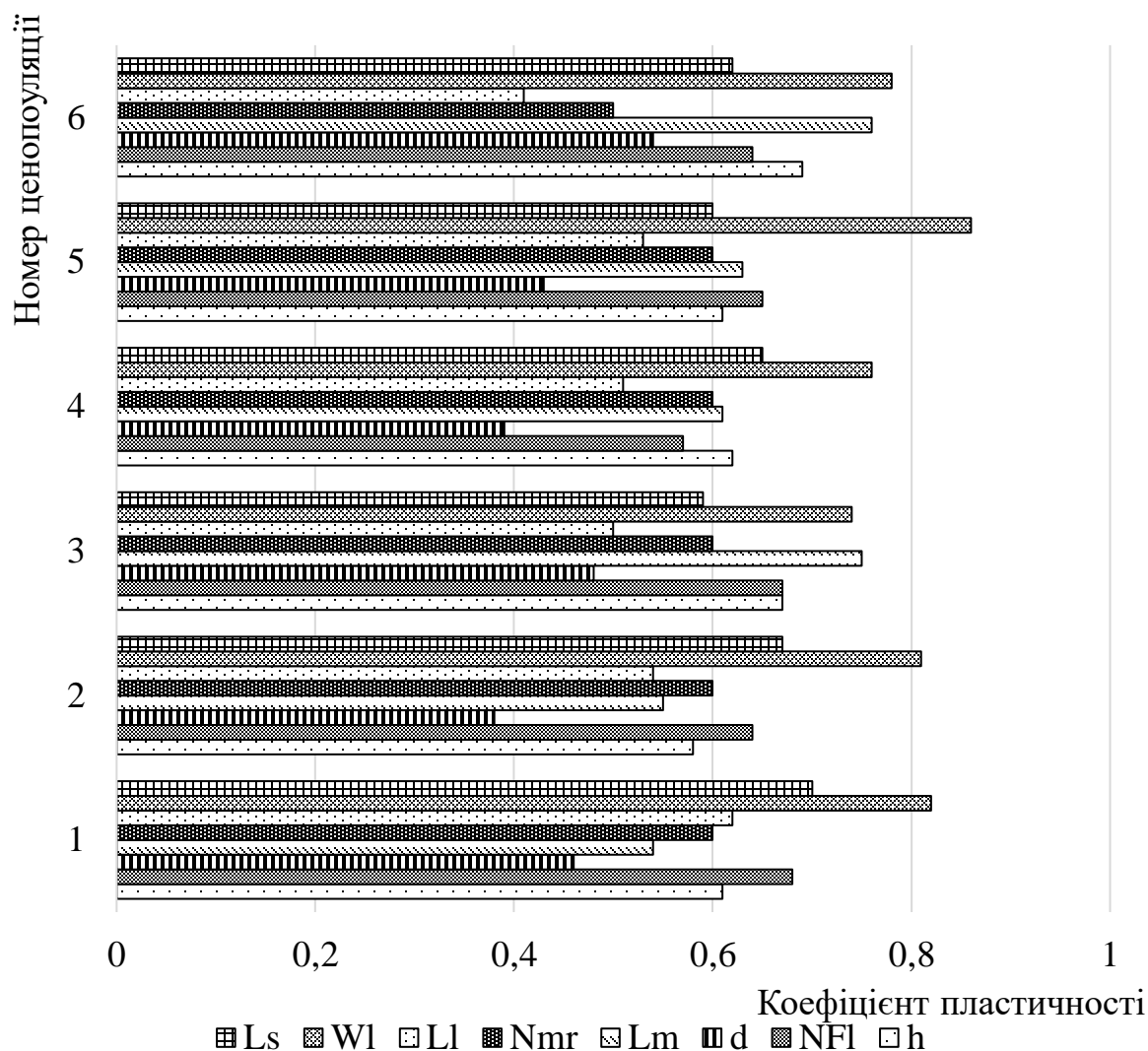


Рис. 4.23 Значення коефіцієнта пластичності морфометричних параметрів *P. quinquefolia* досліджуваних ценопопуляцій

4.2.4. Схема популяційного моніторингу чужорідних видів мезофанерофітів в антропогенно трансформованому середовищі на прикладі *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch.

Проведений аналіз ценопопуляцій інтродукованого мезофанерофіта, приурочених до різних типів лісу, екологічних умов певних екосистем свідчить про високий рівень адаптації *P. quinquefolia* на екологічному та фітоценотичному градієнтах. Основними лімітуючими факторами поширення виду є інтенсивність освітлення і трофність ґрунту. Вид характеризується високою фенотипічною пластичністю та мінливістю. Мінливість морфометричних параметрів зростає зі збільшенням внутрішньовидової конкуренції. З нашої точки зору, вид має середнє

положення між г- та К-стратегами: ознаки високої конкуренції за ресурси та високий репродуктивний потенціал. *P. quinquefolia* має високу антропогенну толерантність, тому за типом еколого-ценотичної стратегії він є екотопічним пацієнтом. Вид проникає в природні фітоценози, є агріофітом. В досліджених умовах інтродуцент є субедифікатором трав'яного ярусу, витісняє типові лісові види, утворюючи великі за площею стійкі синузії. Віталітетний та онтогенетичний спектри є діагностичними ознаками трансформації середовища існування мезофанерофіта. Флуктуючими ознаками є популяційні та організменні характеристики.

Враховуючи здійснений комплексний аналіз інтродукованих популяцій мезофанерофіта *P. quinquefolia* на градієнті антропогенного навантаження за різних екологічних умов в природних лісах та паркових насадженнях міст, для організації популяційного моніторингу чужорідного мезофанерофіта першим питанням, аналогічно з *Q. rubra*, є вибір елементарної популяційної одиниці з переліком відповідних ознак. Для отримання репрезентативних даних щодо моніторингу за популяційною структурою чужорідних мезофанерофітів розмір ПП має бути не меншим розмірів певного популяційного локусу, аналогічно з іншими підтипами фанерофітів. У лісових культурах, паркових насадженнях або трансформованих фітоценозах розміри ПП для моніторингу має залежати від онтогенетичної структури популяції. Моніторинг в природних лісах має тривати не менше 20 років та проводитись кожні 5 років. У лісових культурах, паркових насадженнях, враховуючи швидкість процесів у досліджуваних популяції, обстеження необхідне кожні 3 роки.

На прикладі локального рівня аналізу пропонується наступна схема популяційного моніторингу мезофанерофіта на градієнті збільшення антропогенної трансформації (рис. 4.24).



Рис. 4.24 Схема популяційного моніторингу чужорідних мезофанерофітів в антропогенно трансформованому середовищі на прикладі *Parthenocissus inserta* (A.Kern). Fritsch

4.3. Особливості адаптації гемікриптофіта, чужорідного виду *Lamium purpureum* L.

4.3.1 Фундаментальна та реалізована екологічні ніши *Lamium purpureum* L.

Кропива глуха пурпурова *Lamium purpureum* L. – чужинець з високим ступенем інвазійності (дод. З 4). Природний ареал *L. purpureum* розташований в більшій частині Європі. Вид поширений від Скандинавії на південь до Середземномор'я, а також в Туреччині, Сирії, Лівані, Алжирі, включаючи Агори, Мадейра та Канарські острови (дод. З 5, а) [768, 769]. *L. purpureum* відсутній на Балеарських островах, Сицилії і о. Крит. Вид натуралізований в Гренландії, Ісландії, Японії, Новій Зеландії, Канаді, США, Чилі, Аргентині тощо [770–772]. На території України вид є заносним. *L. purpureum* – археофіт, епекофіт, аколотофіт [11, 363, 364, дод. У]. Вид має високу ступінь інвазійності, трапляється в змішаних лісах, у складі угруповань рослин на порушених біотопах, на пасовищах, полях тощо [11]. На основі аналізу картографічних матеріалів і літературних джерел створена сучасна мапа з зонами основного та спорадичного поширення *L. purpureum* у вторинному ареалі (дод. З 5, б).

Аналіз значень показників основних екологічних чинників показав, що вид має широкий діапазон значень показників як едафічних, так і кліматичних чинників (рис. 4.26). За відношенням до кліматичних чинників: кріорежим – геміевритопний субкріофіт, вид є морозостійким. Континентальність – геміевритопний геміокеаніст, омброрежим – гемістенотопний субаридофіт. За характеристикою едафатопу інтродуцент добре адаптується до всіх режимів ґрунту. Лімітуючими чинниками є освітленість, загальний сольовий режим, аерація та змінність зволоження. За відношенням виду до водного режиму – геміевритопний гігромезофіт, змінність вологи – стенотопний гемігідроконтрастофіл. За відношенням виду до аерованості ґрунту *P. quinquefolia* – гемістенотопний геміаерофоб.

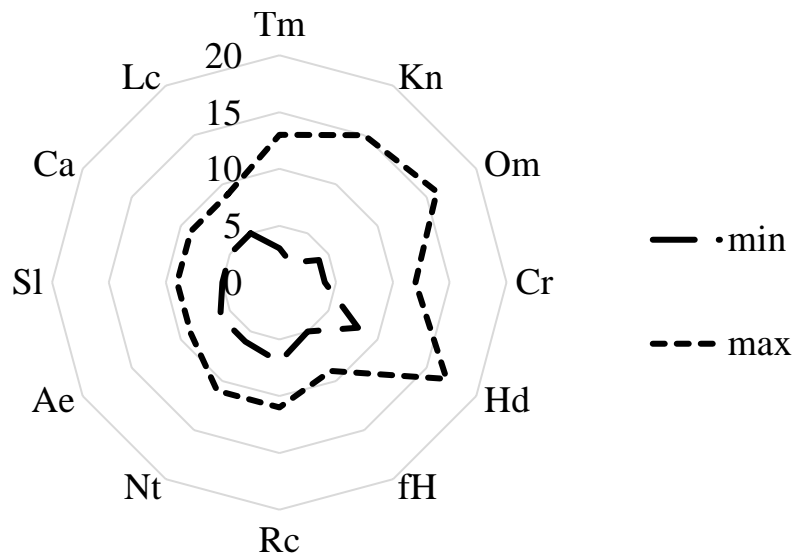


Рис. 4.26 Амплітуда значень показників абіотичних чинників *L. purpureum*, за Д.Н. Цигановим [420]

4.3.2. Біоморфологічна характеристика мінливості виду на градієнті збільшення дії антропогенного чинника

Характеристика ПП екопрофілю наведена у підрозділі 2.5.2. На ПП1 деревостан є двохярусним, перший ярус сформований *Q. robur* та *C. betulus*, другий – *A. platanoides* та *T. cordata*. Поширені значні куртини підліску *A. tataricum*, *C. avellana*, *E. verrucosa*, *S. nigra* та *M. sylvestris*. ЗПП трав'яного ярусу становить 90,0 % (*L. purpureum* – 7,5 %), до складу угруповання входять 20 видів. Превалюють лісові види, проективне покриття яких становить 2–5 % (*A. podagraria*, *B. officinalis*, *G. aparine*, *G. robertianum*, *L. vernus*, *P. multiflorum*, *Pyrola rotundifolia* L., *S. holostea*, *V. nemoralis*, *D. filix-max*, *V. chamaedrys* тощо). Проективне покриття лучних та лучно-степових видів становить лише 3,5 %. Стадія дигресії поверхні ґрунту – 1. Серед екологічних загроз зафіксовано рекреаційне навантаження та незначний механічний вплив на біоту через збирання лікарських рослин, ягід, грибів. Ступінь антропогенної трансформації – слабкий. На ПП2 деревостан також є двохярусний, перший ярус представлений *Q. robur* та *C. betulus*, другий – *A. platanoides*, *T. cordata*. Підлісок нерозвинений. ЗПП трав'яного ярусу становить 60,0 %, (*L. purpureum* – 15,0 %), до складу угруповання входять 16 видів, з яких лише 3 види є типові для даного типу лісу (проективне покриття 0,5–1 %, *P. multiflorum*, *P. officinalis*, *L. vernus*). Серед

нетипових видів варто відмітити *A. artemisiifolia*, *A. millefolium*, *D. glomerata*, *S. annua*, *E. repens*, *R. confertus*, *P. major*. Стадія дигресії ґрунту – 3. Серед екологічних загроз зафіксовано: урбанізація, рекреаційне навантаження, близькість до транспортної мережі, наявність неорганізованих зон відпочинку. Ступінь антропогенної трансформації – помірний. На ППЗ деревостан утворений двома ярусами, перший ярус представлений *Q. robur*, другий – *C. betulus* та *A. platanoides*, підріст утворений *A. campestre*. ЗПП трав'яного ярусу становить 85,0 % (*L. purpureum* – 10,5 %), до складу угруповання входять 22 види рослин, домінують лісові види (проективне покриття 2–5 %, *A. europaeum*, *C. disticha*, *G. aparine*, *M. perennis*, *P. multiflorum*, *P. aviculare*, *P. officinalis*), але подекуди з'являються нехарактерні для даного типу лісу *D. glomerata*, *P. major*, *S. vulgaris* тощо. Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 1. Серед екологічних загроз зафіксовано: близькість до транспортної мережі, населеного пункту та незначний механічний вплив на фітоценоз та мікоценоз (збір трав, ягід, грибів). Ступінь антропогенної трансформації – слабкий. ПП4 розташована ближче до населеного пункту, порівняно з ППЗ. Деревостан – одноярусні лісові культури *Q. robur*, *T. cordata*, *A. platanoides*, у підрості розвивається *A. platanoides* та *T. cordata*. ЗПП трав'яного ярусу становить 60,0 % (*L. purpureum* – 20,0 %), до складу угруповання входять 18 видів рослин, домінують нелісові види (проективне покриття 2–5 %, *A. artemisiifolia*, *A. millefolium*, *Asclepias syriaca* L., *D. glomerata*, *C. canadensis*, *S. annua*, *E. repens*, *P. major* тощо). Серед лісових видів зафіксовано розвиток лише *M. perennis*, *P. multiflorum* та *P. aviculare* з проективним покриттям 0,5 %. Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 3. Серед екологічних загроз наявні: урбанізація, рекреаційне навантаження, рубки, близькість до транспортної мережі, звалища сміття. Ступінь антропогенної трансформації – сильний. ПП5 та ПП6 розташовані в околицях м. Фастів, у свіжому грабово-дубово-сосновому сугруді. На ПП5 деревостан одноярусний, утворений *P. sylvestris* та *Q. robur*. Підлісок представлений *C. avellana*. ЗПП трав'яного ярусу становить 85,0 % (*L. purpureum* – 5,0 %). Загалом угруповання налічує 21 вид. Серед типових представників виявлено *B. officinalis*, *E. cyparissias*, *G.*

sanguineum, *O. vulgare*, *P. aquilinum* тощо, проективне покриття яких становило 0,5–1 %. Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 1. Основною екологічною загрозою є незначний вплив на фіто- та мікоценоз (збір лікарських ягід, грибів, рослин). Ступінь антропогенної трансформації – слабкий. На ПП6 деревостан також одноярусний, утворений *P. sylvestris* та *Q. robur*. Підлісок представлений лише поодинокими екземплярами *C. avellana*. ЗПП трав'яного ярусу становить 55,5 %, де частка модельного виду становить 20,0 %. Всього угруповання налічує 14 видів. На відміну від ПП5 на ПП6 превалюють рудеральні види (*G. parviflora*, *P. angustifolia*, *T. repens*, *F. rubra*, *C. epigeios*, *A. artemisiifolia*, *D. glomerata*, *P. major*), що спричинено значним впливом екологічних загроз через розташування поруч населеного пункту. Стадія дигресії ґрунту – 3.

Отже, враховуючи вище зазначене, за проведеною оцінкою місцезростань *L. purpureum* та аналізом інтенсивності впливу екологічних загроз виявлено ступінь антропогенної трансформації екотопу та ранжирування ПП за градієнтом відповідних змін екологічних умов (табл. 4.11). Ступінь антропогенної трансформації екотопу, сформовані різні екологічні умови та ценотична приуроченість відрізняють між собою досліджені популяції *L. purpureum*. Кожна з ценопопуляцій досліджуваного виду має специфічний перелік морфометричних параметрів широкого діапазону (табл. 4.12). Встановлено, що за висотою пагону I, II, III, V та VI популяції мають близькі значення, натомість у IV популяції середнє значення даного параметра відрізняється від інших (20,1 см). Дані результати свідчать, що лише на ПП4 популяція з сильним ступенем трансформації екотопу має найвищі значення висоти пагону. Натомість, за слабого та помірного впливу чинника значення цього параметра є схожими. Кількість квіток та листків найбільші на рослинах *L. purpureum* на ПП, які зазнають антропогенної трансформації сильного ступеня, що в свою чергу, пояснюється більшою кількістю пагонів рослин на цих ПП. Середня площа одного листка має максимальне значення у II, III ценопопуляціях. У рослин IV та VI ценопопуляцій значення цього параметра є приблизно однаковими (3,75; 3,78). Найменше середнє значення притаманне для V ценопопуляції (3,28).

Аналогічну тенденцію зміни залежно від ступеня антропогенної трансформації має загальна листова поверхня. Максимальне середнє значення даного параметра притаманні для II та VI ценопопуляцій, мінімальне – I ценопопуляції. Максимальне значення діаметра стебла зафіксовано у особин VI ценопопуляції, мінімальне – мають рослини V ценопопуляції. Варто зауважити, що середнє значення параметра виявилося однаковим у I, V та VI ценопопуляцій (32 мм). На основі аналізу дендрограми «подібності-відмінності» морфометричних параметрів можна виділити 2 основні групи кластерів (рис. 4.27). Найбільш схожими виявилися ознаки III та V ценопопуляцій, IV та VI ценопопуляцій. Найменші ознаки схожості з іншими ценопопуляціями виявлено в особин II ценопопуляції. Такий розподіл свідчить про те, що рівень подібності/відмінності між морфопараметрами ценопопуляцій має тісний зв'язок зі ступенем антропогенної трансформації середовища. Розглянемо також зміну кількості квіток та висоту рослини залежно від зміни едафічних, лімітуючих чинників на градієнті антропогенної трансформації. PCA-аналіз показав, що змінні, які знаходяться в одному квадранті мають прямо пропорційну залежність, а в протилежних – обернено пропорційну (рис. 4.28). Встановлено, що в прямій залежності знаходяться висота рослини, кількість квіток та рівень освітлення. Обернено пропорційну залежність виявлено щодо інших лімітуючих екологічних чинників. Оцінка кореляційних зв'язків між морфо-метричними ознаками *L. purpureum*, показала що, найбільш тісними є зв'язки між кількістю квіток та листків (0,87), кількістю пагонів та квіток (0,87), між показниками A та a_1 (0,91) (табл. 4. 13). Дещо менш тісний зв'язок між показниками h та Ns (0,66), d та h (0,65). Тіснота зв'язків між іншими параметрами виявилася слабкою. Обернено пропорційної залежності між дослідженими параметрами не встановлено.

Таблиця 4.11

Антропогенна трансформація місцезростань *Lamium purpureum* L. в умовах Центрального Лісостепу

№ пп	Координати місцезростан ня	Екологічні загрози	Ступінь антропогенної трансформації
1	N 49°26'73'', E 28°44'96''	рекреаційне навантаження, незначний механічний вплив на фіто- та мікоценоз	слабкий
2	N 49°24'83'', E 28°45'51''	рекреаційне навантаження, урбанізація, близькість до транспортної мережі, наявність неорганізованих зон відпочинку, механічний вплив на фіто- та мікоценоз	помірний
3	N 48°77'37'', E 30°26'82''	близькість до транспортної мережі, насе-леного пункту, незначний механічний вплив на фіто- та мікоценоз	слабкий
4	N 48°76'72'', E 30°25'65''	рекреаційне навантаження, рубки, урбанізація, близькість до транспортної мережі, звалища сміття	сильний
5	N 50°04'69'', E 29°89'98''	незначний вплив на фіто- та мікоценоз	помірний
6	N 50°04'03'', E 29°85'43''	рекреаційне навантаження, значний вплив на фіто- та мікоценоз, урбанізація, комунально-побутові відходи	сильний

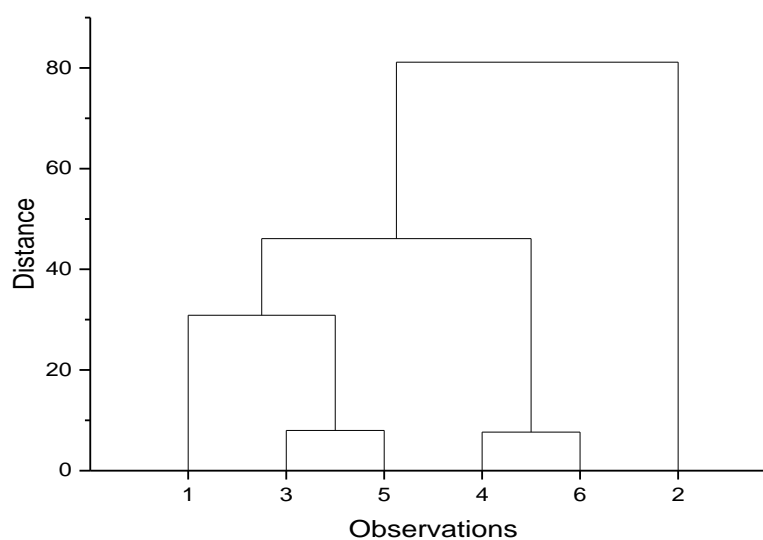


Рис. 4.27 Дендрограма «подібності-відмінності» морфометричних параметрів *L. purpureum* (1-6 – номер ценопопуляції)

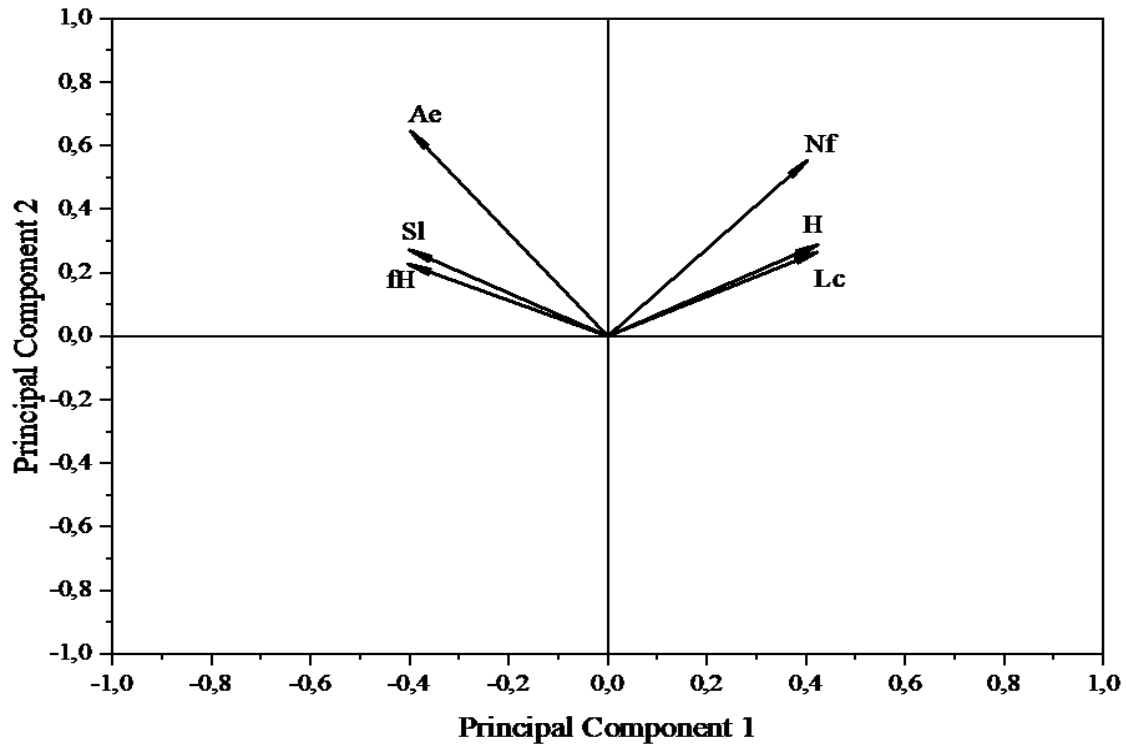


Рис. 4.28 Графіки ординації аналізу первинних компонентів (PCA) значень лімітуючих екологічних чинників. Довжина стрілки вказує на силу відносно інших змінних.

Аналіз мінливості морфо-метричних параметрів через коефіцієнт варіації CV показав, що досліджені показники варіюють у межах 21,0–89,2 % (рис. 4.29). Наймінливішими ознаками виявилися кількість квіток та кількість листків у особини. Менший коефіцієнт варіації був притаманний для кількості пагонів та середньої площі листової поверхні. Натомість, щодо висоти та діаметру пагону варіювання було в межах лише 25,0–39,75 %. Аналіз отриманих даних за градієнтом антропогенної трансформації показав, що за посилення антропогенного пресингу та збільшення ступеня трансформації коефіцієнт варіації збільшується. Зокрема, встановлено, що за слабкої трансформації коефіцієнт варіації діаметра пагону становив 31,5–34,2 % (I, III ценопопуляції), натомість, за сильної – 36,9–37,1 %. Аналогічну тенденцію виявлено для загальної листової поверхні. Так, у особин I та III ценопопуляцій CV становить 29,5–32,0 %; II, V – 21,0–37,2 %, натомість у IV та VI вже 35,6–40,58 %.

Таблиця 4.12

Морфометричні параметри *L. purpureum*

№	Номер ценопопуляції																							
	I				II				III				IV				V				VI			
	M	min	max	SD	M	min	max	SD	M	min	max	SD	M	min	max	SD	M	min	max	SD	M	min	max	SD
h	18,4	10,1	29,7	6,77	18,7	12,3	30,5	7,15	18,2	10,3	19,7	4,55	20,1	10,8	30,4	6,98	18,3	11,4	26,2	5,01	18,9	11,4	28,4	6,78
N _{Fl}	25	9	46	18,43	36	21	58	19,76	35	12	52	20,41	41	16	58	20,67	28	11	65	21,15	45	8	71	22,33
N _I	31	12	65	20,67	49	21	74	21,99	29	15	71	18,45	32	19	78	19,76	34	15	71	22,45	38	9	84	26,14
N _s	4	1	8	2,01	6	3	11	2,48	5	2	9	2,17	7	3	12	3,56	5	2	9	1,98	5	1	11	2,65
a _l	2,52	1,3	4,78	1,59	3,97	2,2	6,6	1,85	3,9	2,2	7,2	1,79	3,8	2,1	8,9	2,16	3,28	3,1	6,4	1,85	3,7	2,1	9,1	2,23
A	78,1	15,6	310,7	32,87	194,5	45,2	487,7	40,86	115,7	32,7	509,1	33,02	120,0	40,3	698,9	42,68	111,5	45,2	457,2	41,53	143,6	18,9	761,8	58,29
d	32	25	49	10,09	34	28	51	11,15	30	22	47	10,57	31	27	53	11,45	32	20	52	11,76	32	27	55	11,87

Таблиця 4.13

Кореляція між морфометричними ознаками *L. purpureum*

h	0						
N _{Fl}	-0,23	0					
N _I	0,78	0,05	0				
N _s	0,66	0,87	0,89	0			
a _l	-0,11	-0,02	0,45	0,27	0		
A	-0,32	0,04	0,49	-0,04	0,91	0	
d	0,65	-0,31	0,18	0,10	0,08	-0,43	0
	h	N _{Fl}	N _I	N _s	a _l	A	d

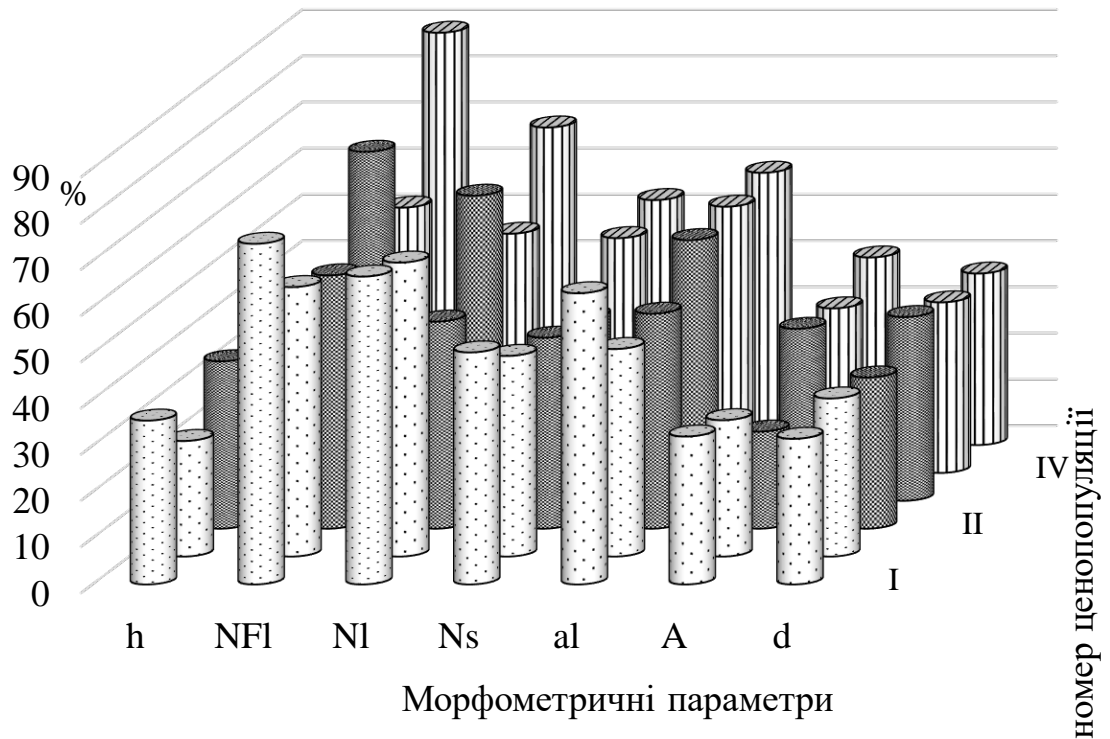


Рис. 4.29 Коефіцієнт варіації (CV, %) морфо-метричних параметрів ценопопуляцій *L. purpureum* за градієнтом збільшення антропогенної трансформації в умовах Центрального Лісостепу

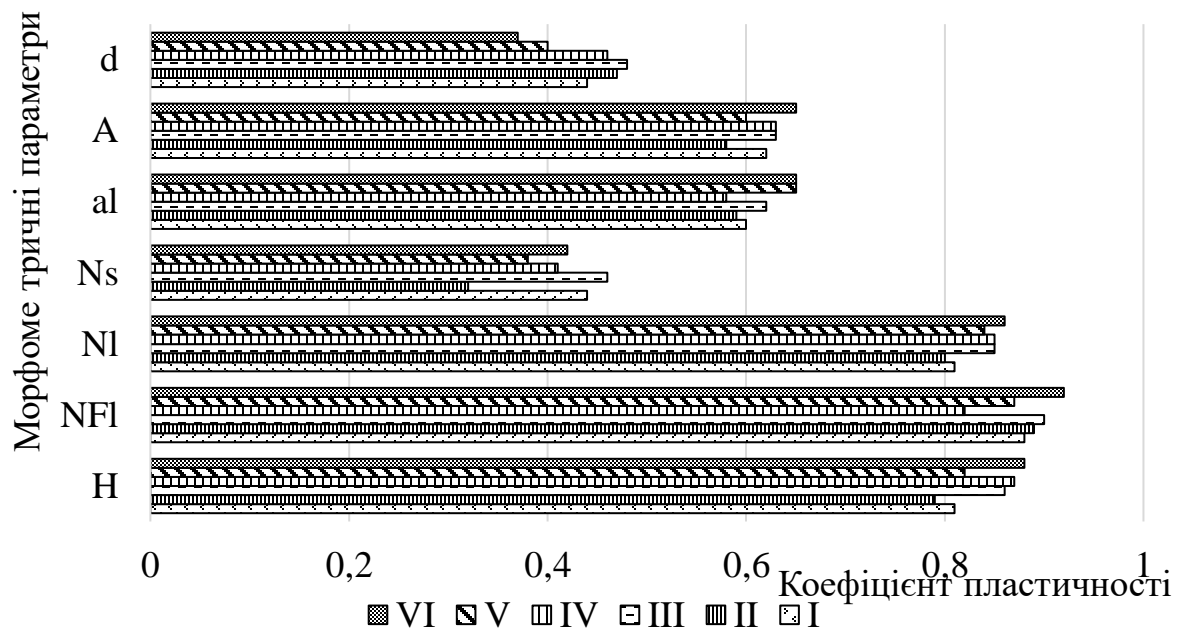


Рис. 4.30 Коефіцієнт пластичності морфо-метричних параметрів досліджених ценопопуляцій (1-6 – номер ценопопуляції) за градієнтом збільшення антропогенної трансформації в умовах Центрального Лісостепу

Морфометричні параметри *L. purpureum* є високо та середньо пластичними (рис. 4.30). Щодо параметрів h , N_{Fl} , N_l , то їх значення коефіцієнтів мінливості перевищує 0,800, тобто – дані параметри є високопластичними. Дещо нижчою пластичністю, порівняно із зазначеними ознаками, характеризуються параметри a_l і A (їх значення становить 0,60–0,65). Відносно сталими ознаками є N_s і d , за значенням коефіцієнта пластичності ці параметри є низькопластичними.

4.3.3. Онтогенетична та віталітетна структури модельного виду *Lamium purpureum* L.

Більшість із досліджених ценопопуляції за аналізом віталітету належать до процвітаючого типу, лише дві з них є рівноважними (табл. 4.14). Найвищі значення індексу якості мають IV та VI ценопопуляції, які характеризуються високими показниками рясності особин, не зважаючи на наявність впливу екологічних загроз. Ценопопуляція I характеризується найменшим значення індексу якості. Значення *IMI* варіюють у межах від 0,58 у популяції № 1 та до 0,68 у популяції №4, що свідчить про загальний високий рівень морфологічної інтегрованості особин *L. purpureum*.

Таблиця 4.14

Віталітетна структура досліджених ценопопуляцій *L. purpureum*

№	ц/п	IMI	Частка рослин за класами віталітету			Індекс якості Q	Тип популяції	Ступінь трансформації
			a	b	c			
1	I	0,58	0,29	0,34	0,37	0,315	рівноважний	слабкий
2	III	0,61	0,31	0,38	0,31	0,345	рівноважна	слабкий
3	II	0,67	0,35	0,48	0,17	0,415	процвітаючий	помірний
4	V	0,68	0,36	0,36	0,28	0,360	процвітаючий	помірний
5	IV	0,62	0,46	0,41	0,13	0,435	процвітаючий	сильний
6	VI	0,62	0,51	0,35	0,14	0,430	процвітаючий	сильний

Таким чином, за проведеною оцінкою місцезростань *L. purpureum* та аналізом інтенсивності впливу екологічних загроз виявлено слабкий, помірний та сильний ступені антропогенної трансформації. Сформовані різні

екологічні умови та ценотична приуроченість спричинили істотний діапазон значень морфо-метричних параметрів ценопопуляцій *L. purpureum*. Коефіцієнт варіації змінюється у межах 21,0–89,2 %. Наймінливішими параметрами є кількість квіток та листків у особини. Більш сталими виявилися висота та діаметр пагону, коефіцієнт варіювання становив 25,0–39,8 %. Аналіз отриманих даних за градієнтом антропогенної трансформації лісової екосистеми показав, що при збільшенні ступеня порушень коефіцієнт варіації збільшується. Рівень подібності/відмінності між морфопараметрами досліджених ценопопуляцій має також тісний зв'язок зі ступенем антропогенної трансформації довкілля. Встановлено домінування ценопопуляцій процвітаючого типу. Визначено чинники антропогенної трансформації довкілля за участі угруповань *L. purpureum*. Показано, що зміни екологічних умов екотопів спричинені впливом рекреаційної діяльності, механічним впливом на фіто- та мікоценоз, урбанізацією, близькістю до транспортної мережі тощо. Встановлено слабкий, середній та сильний ступені трансформацій середовища, які з часом приводять до еколого-ценотичних адаптаційних змін популяцій виду. Здійснено аналіз морфометричних параметрів: висота рослини, кількість квіток, кількість листків, кількість пагонів, діаметр пагону, середня площа окремого листка, загальна листова поверхня. Аналіз мінливості ознак через коефіцієнт варіації показав, що досліджені морфо-метричні параметри варіюють у межах 21,0–89,2 %. За посилення антропогенного пресингу коефіцієнт варіації досліджуваних ознак збільшується. Аналіз віталітетної структури показав домінування процвітаючого типу популяції. Індекс якості був у межах 0,315–0,435.

4.3.4. *Схема популяційного моніторингу чужорідних видів гемікріптофіта в антропогенно трансформованому середовищі на прикладі *Latium purpureum* L.*

Віталітетні та онтогенетичні спектри гемікріптофіту є діагностичними ознаками трансформації прородного довкілля. Для модельного гемікріптофіту характерна захисно-стресова онтогенетична стратегія. Значення ознак

популяційного та організменного рівнів, зазвичай, флуктуюють і є «чутливими». Для адаптації в природних умовах довкілля вид має всі ознаки толерантно-рудерального типу стратегії. Вид є екологічно пластичним, оскільки відноситься до багатьох флоро-ценоелементів. Вид є пратантом та апофітом, тому моніторинг в природних лісах має тривати не менше 10 років та проводитись кожні 3 роки. В лісових культурах, паркових насадженнях, тривати також не менше 10 років, але, враховуючи швидкість процесів в популяції, має проводитись не рідше ніж кожні 2 роки. На прикладі локального рівня аналізу пропонується наступна схема популяційного моніторингу на градієнті збільшення антропогенної трансформації (рис. 4.31).

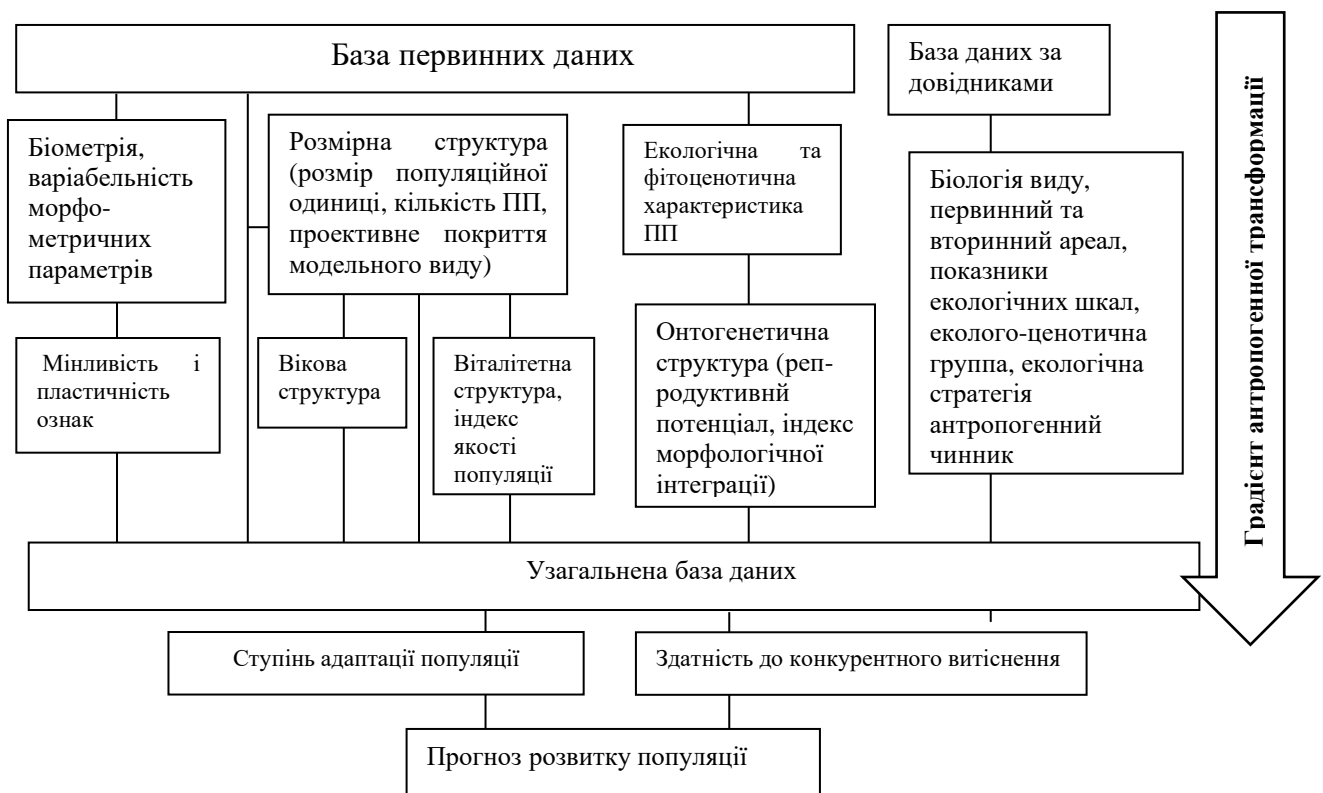


Рис. 4.31 Схема популяційного моніторингу за чужорідними гемікриптофітами на прикладі *L. purpureum* в умовах трансформації довкілля

Загалом, нами встановлено, що для всіх модельних чужорідних видів характерним є збільшення толерантності до зміни абіотичних екологічних чинників через адаптаційний механізм та розширення реалізованої екологічної ніші внаслідок захоплення нових для виду екоотопів. З нашої точки зору, на градієнті екологічної толерантності чужинці рухаються до еврибіонтності,

ослаблення свого стану та розвитку залежно від коливань впливу чинників у часі та просторі, перш за все антропогенного та абіотичних.

4.4.. Особливості адаптації гемікриптофіту, аборигенного раритетного виду *Schoenus ferrugineus* L.

4.4.1. Оцінка фундаментальної та реалізованої екологічної ніши Schoenus ferrugineus L.

Аналіз еколого-ценотичних умов місцезростань показав, що за характером гідроморф *S. ferrugineus* є гігрофітом. Оптимальними для нього є лісо-лучні екотопи з майже сталим або помірно-нерівномірним капілярним зволоженням кореневмісного шару, за фактором змінності зволоження – гемігідроконтрастобом. Аналіз диференціації популяцій за значеннями едафічних факторів показав, що за кислотним режимом ґрунту *S. ferrugineus* є субацидофілом з оптимумом рН 5,5–6,5. За загальним сольовим режимом вид є семіевтрофом. За відношенням до вмісту засвоюваних форм азоту у ґрунті сашник на дослідженій території є гемінітрофілом, що характеризується відносно бідними на мінеральний азот ґрунтами (0,2–0,3 %). Натомість, отримані нами результати не співпадають з теоретичною амплітудою, яка відповідає екогрупі субанітрофілів [624]. Досліджені місцезростання характеризуються незначним вмістом карбонатів і відповідають екологічній групі акарбонатофілів, які витримують незначний вміст карбонатів у ґрунті (СаО, MgO = 0,5–1,5 %). За чинником аерації ґрунту *S. ferrugineus* віднесено до екологічної групи субаерофобів – рослин слабкоаерованих вологих глинистих ґрунтів, де порозність аерації дорівнює третині від загальної. Аерація зумовлена як обводненістю ґрунту, так його механічним складом [779]. Амплітуда значень кліматичних чинників загалом відповідає фундаментальній еконіші виду. Для оцінки адаптації виду на градієнті збільшення впливу екологічних чинників встановлено діапазон толерантності *S. ferrugineus* на дослідженій території та порівняно з амплітудою, розрахованою для території України [624]. З'ясовано, що за фактором

вологості ґрунту реалізована амплітуда значень екологічних чинників виду майже втричі вужча фундаментальної, проте охоплює її центральну частину, що свідчить про гідрофітний характер досліджених популяцій виду (рис. 4.32).

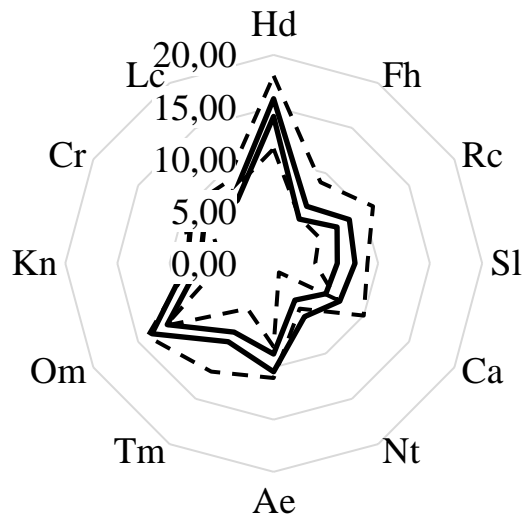


Рис. 4.32 Екологічна ніша *S. ferrugineus* за кліматичними та едафічними факторами (діапазон обмежений пунктиром – фундаментальна ніша [623], діапазон обмежений суцільною лінією – ніша, реалізована в досліджених умовах)

За важливим чинником розподілу видів, змінністю зволоження ґрунту реалізована незначна амплітуда (1,4 бали), при чому її нижня частина відповідає свіжим лісо-лучним екотопам з нерівномірним промочуванням шару ґрунту. Отримані нами дані дозволяють розширити екологічну амплітуду виду за відношенням до карбонатності ґрунтів на 1,2 бали і змістити його оптимум у бік карбонатобності. Зміщення амплітуди виявлено також за відношенням до вмісту нітрогенів у ґрунті у бік збагачення майже на один бал. Цікавим результатом синфітоіндикаційної оцінки виду є більша тіневитривалість сашника, ніж вважалося. Амплітуда за чинником дуже вузька і не перекриває третини, розрахованої в каталозі біотопів, причому її менш гідрофітну частину. За всіма іншими кліматичними та едафічними факторами ширина амплітуд не відрізняється, більше ніж на один бал. Проведений порівняльний аналіз дав змогу змістити теоретичний екологічний оптимум виду за дослідженими екологічними факторами [779].

4.4.2. Антропогенна трансформація умов місцезростання *Schoenus ferrugineus* L.

Проведена оцінка адаптації раритетного гемікриптофіта *S. ferrugineus* (дод. З 6) на території Волинського та Малого Полісся відображають характер антропогенної трансформації карбонатних евтрофних біотопів за участі *S. ferrugineus*. Здійснено аналіз ценотичної структури рослинних угруповань на кожній ПП, які закладені на градієнті антропогенної трансформації вздовж меліорованих каналів та річок, осушених лісових боліт та об'єктів природо-заповідного фонду (розділ 2.5.2). Зокрема, на ПП1 (осокове лісове болото) зафіксовано угруповання, сформоване *S. ferrugineus* площею 300 м². До складу угруповання входить 30 видів судинних рослин. ЗПП до 100 % (*S. ferrugineus* – 10 %). Ценоз складений двома ярусами. Перший ярус висотою до 1,5 м формують *Phragmites australis* L. та *Molinia caerulea* (L.) Moench. У другому ярусі, заввишки 30–50 см, домінують *Luzula multiflora* (Ehrh.) Lej., *Carex panicea* L. та *M. caerulea*. Проективне покриття 2–5 % мають *Carex acuta* L., *C. dioica* L., *C. vesicaria* L., *Eriophorum gracile* W.D.J. Koch, *P. australis*. Подекуди трапляються інші види: *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soo, *Eupatorium cannabinum* L., *Carex flava* L., *Peucedanum palustre* (L.) Moench, *Potentilla erecta* (L.) Raeusch., *Menyanthes trifoliata* L., *L. vulgaris*, *Cirsium palustre* (L.) Scop., *Lythrum salicaria* L. На ділянці з *S. ferrugineus* також трапляються поодинокі ослаблені особини *A. glutinosa*, *B. pubescens* та *P. sylvestris*. Отже, у флористичному складі широко представлені діагностичні види класу *Molinio-Arrhenatheretea*, що свідчить про слабкий ступінь трансформованості дослідженого ценозу. Екологічних загроз для популяцій досліджуваного виду на ПП1 не виявлено.

На околиці с. Дермань II (ПП2) виявлено зріджене насадження з *P. sylvestris*, *B. pubescens*, *P. tremula*, *Salix cinerea* L., *S. starkeana* Willd. Зеденої зони села. У трав'яному ярусі домінує *S. ferrugineus* (проективне покриття 80 %), а також *M. caerulea* (10–15 %) та *C. flava* (10 %). У формуванні травостою також брали участь *Carex brizoides* L., *Carex vaginata* Tausch, *L. vulgaris*, *P.*

australis. Моховий покрив сформований *Drepanocladus sendineri* (Schimp. ex H.Müll.) Warnst., *Philonotis calcarea* (Bruch et al.) Schimp. та ін. Подекуди вздовж меліоративних каналів трапляється *S. canadensis*. Істотними екологічними загрозами для цієї ПП є періодичне горіння торфовища [Блінкова та ін., 2012], процеси вторинного заболочення через нерегульованість меліоративних каналів (помірний ступінь трансформованості). ПП3 закладена в осоковому лісовому болоті з поодинокими деревними та чагарниковими видами: *A. glutinosa*, *P. sylvestris*, *B. pubescens*, *F. alnus*. Травостій формують *S. ferrugineus* (проективне покриття 30 %), *P. erecta* (40 %), *C. flava* (до 20 %), *C. panicea* (5 %), *L. vulgaris* (5 %), *Galium palustre* L. (5 %), *Oxycoccus palustris* Pers. (5 %) та поодинокі *Eupatorium cannabinum* L., *M. caerulea*, *Euphorbia palustris* L., *C. vesicaria*, *Dactylorhiza incarnata* (L.) Soo, *Menyanthes trifoliata* L., *P. palustre*, *C. palustris*, *Epipactis latifolia* (L.) All., *Eriophorum polystachion* L., *Gladiolus imbricatus* L., *Thelypteris palustris* Schott, *Triglochin palustre* L. та інші. Зафіксовано незначений механічний вплив на фіто- та мікоценоз. Ступінь антропогенної трансформованості ділянки є аналогічним з ПП1 (слабкий).

Фітоценоз на ПП4 сформований деревно-чагарниковим ярусом з *S. myrtilloides*, *S. cinerea*, *S. pentandra*, *S. caprea*, *F. alnus*, *A. glutinosa*, *B. pubescens* середньою висотою до 4–5 м заввишки. Травостій із ЗПП до 90 %. У верхньому ярусі травостою заввишки до 1,5 м, домінують *P. australis* (з проективним покриттям 10-40 %), *M. caerulea* (15-40 %), *Cladium mariscus* (L.) Pohl (до 20 %), *Juncus effusus* L. (1–2 %). ЗПП нижнього ярусу травостою сягає до 50 % висотою до 60 см. Значну участь у формуванні угруповання цього ярусу беруть *S. ferrugineus*, *C. dioica*, *C. davalliana*, *E. polystachion*, *P. erecta* – від 5 % до 40 % проективного покриття. Основними екологічними загрозами, які змінюють екологічні умови ділянки є механічний вплив на фіто- та мікоценоз та близькість сільськогосподарських угідь. ПП5 закладали в одному з найбільш обводнених серед досліджених екотопів, що сформувався в частково меліорованій заплаві річки Іква на торфових ґрунтах. У деяких місцях рівень

води перевищував 25-30 см. Ділянка за участі *S. ferrugineus* займає лише 80 % проективного покриття травостою. Фітоценоз двоярусний, зі значною кількістю гігрофітів. Перший ярус розріджений, сформований *P. australis* (5 %) та *C. mariscus* (1–2 %). В місцях зі значним обводненням *S. ferrugineus* (з проективним покриттям до 20 %) формує угруповання за рахунок густого травостою осокових *C. panicea* (20 %), *C. flava* (3–5 %), *C. acuta* (1–2 %), *C. rostrata* (до 2 %). Цікавою особливістю є присутність таких болотних видів як *P. palustre* (до 10%), *Utricularia vulgaris* L. (1–2 %), *Eriophorum gracile* W.D.J. Koch, *Lythrum salicaria* L. тощо. Натомість, з віддаленням від заболочених місць у видовому складі збільшується кількість лучних та лучно-болотних видів. Так, угруповання формують *S. ferrugineus* з проективним покриттям лише до 7 %, *P. australis* (10 %) та *M. caerulea* (10 %). Подекуди трапляються *P. erecta* (7–10 %), *Geum rivale* L. (7 %), *Equisetum variegatum* Schleich. ex Weber & D. Mohr (5 %), *L. vulgaris* (до 5 %), *E. cannabinum* (2 %), *Cirsium rivulare* (Jacq.) All. (2 %). Антропогенну трансформації місцезростань *S. ferrugineus* опосередковано спричиняють транспортна мережа, населений пункт та наявні облаштовані місця відпочинку. Загальний ступінь трансформації є слабким.

На ПП6, яка закладена на околицях смт Олесько, площа локуса, що займає угруповання *S. ferrugineus* сягає 300 м². При обстеженні території було знайдено також місцезростання *S. nigricans* [778]. Ценоз складений двома ярусами, перший висотою до 1,5 м, а другий 30–50 см. ЗПП коливається на ділянці від 50 % до 70 %. В першому ярусі домінують *P. australis* та *C. mariscus*, в другому – *M. caerulea* (5-40 %) та види роду *Schoenus* L. (*S. nigricans* (5-20 %) та *S. ferrugineus* (1-25 %)). Проективне покриття 2–5 % мають лише *C. flava*, *C. nigra* (L.) Reichard, *Centaureum erythraea* Rafn. Інші види трапляються поодинокі: *D. incarnata*, *E. cannabinum*., *Inula britannica* L., *Juncus bufonius* L., *Agrostis tenuis* Sibth., *S. annua*. Між ділянками з *S. nigricans* трапляються ділянки з досить значним проективним покриттям (до 90 %) *P. australis* та *C. mariscus*, де *S. ferrugineus* формує трав'яний покрив до 5 %, та

з поодиноким включенням інших видів: *C. dioica* (5 %), *C. panicea* (3 %), *Equisetum palustre* L. Антропогенна трансформація дослідженого екотопу спричинена істотним рекреаційним впливом, нерегульованістю меліоративно-осушувального каналів через покинуту торфозробку, близькістю до транспортної мережі, випасом худоби тощо. На відміну від ПП1–ПП5 ступінь трансформації є сильним.

На ПП7, закладений на околицях с. Зарваниця, перший ярус сформований *P. australis* з проективним покриттям до 20 % з поодинокими екземплярами *B. pendula*. У другому ярусі переважають осоки *C. flava* (20 %), *C. panicea* (до 10 %), *C. dioica* (до 5 %), *C. davalliana* (1–2 %), *C. nigra* (1–2 %), значна участь *S. ferrugineus* (10 %), *M. caerulea* (10 %). На ділянці зарегульованого меліоративно-осушувального каналу проективне покриття *S. ferrugineus* складає до 20 %, *C. flava* – до 40 %, *M. caerulea* – 10 %, *E. cannabinum* – 10 %, *L. vulgaris* та *L. salicaria* по 2 %. З усіх досліджених ПП, даний екотоп характеризуються найменшим видовим багатством та найбільшою кількістю і впливом екологічних загроз.

Отже, враховуючи вище зазначене, за проведеною оцінкою місцезростань *S. ferrugineus* та аналізом інтенсивності впливу екологічних загроз виявлено ступінь антропогенної трансформації досліджуваної території та здійснено ранжирування ПП за градієнтом відповідних змін екологічних умов (табл. 4.14). Аналіз морфо-метричних параметрів виду вже досліджено, тому детально зупинятися на ньому не варто [777].

Таблиця 4.14.

Антропогенна трансформація місцезростань *S. ferrugineus* в умовах
Волинського та Малого Полісся

№ пп	Місце- зростання виду, ПП	Екологічні загрози	Статус охорони території	Ступінь антропогенної трансформації
1	с. Мости, ПП1	Не виявлено	+	слабкий
2	с. Буща, ПП3	Назначний механічний вплив на фіто- та мікоценоз	+	слабкий

3	с. Дермань, Кемпа, ПП4	Назначний механічний вплив на фіто- та мікоценоз, близькість с.-г. угідь	+	слабкий
4	с. М'ятин, ПП5	Близькість до транспортної мережі, населеного пункту, організованих зон відпочинку	+	слабкий
5	с. Дермань II, ПП2	Пірогенний чинник, процеси вторинного заболочення через нерегульованість меліоративно-осушувальних каналів	-	помірний
6	с.мт Олесько, ПП6	Близькість до транспортної мережі, процеси вторинного заболочення через нерегульованість меліоративно-осушувальних каналів, покинута торфорозробка, рекреаційний вплив	-	сильний
7	с. Зарваниця, ПП7	Близькість до населеного пункту та транспортної мережі, випас худоби, діюча торфорозробка, неорганізовані зони відпочинку	-	сильний

На дослідженій території нами було встановлено три ступені трансформації середовища (слабкий, середній, сильний), що супроводжуються еколого-ценотичними адаптаційними змінами популяцій виду. Еколого-ценотичний аналіз показав, що угруповання *S. ferrugineus* найбільше потерпають від змін гідрологічного режиму та евтрофізації. Хід демутаційних процесів внаслідок формування деревного ярусу та його розвитку, збільшення зімкнутості крон може бути загрозою для досліджених популяцій, включно до їх елімінації. Основними причинами антропогенної трансформації умов біотопів за участю *S. ferrugineus* є наслідки осушувальної меліорації, діюча або колишня розробка торфовищ та, як наслідок, пірогенна деградація торфовищ.

Розглянемо пірогенну деградацію більш детально [777]. Аналіз показав значні відмінності в морфологічних особливостях, фізико-хімічних властивостях недеградованих і пірогено-видозмінених ґрунтів за генетичними горизонтами; хімічними властивостями поверхневих вод (рис. 4.33-4.34.). За глибиною залягання виявлено 6 генетичних горизонтів у непорушеному та

пірогенно-видозміненному ґрунті (дод. 3 8). Виявлено два пірогенних утворення неправильної форми площею 250 м² та 395 м². Поверхня обох нерівна, колір неоднорідний – від темно-сірого до чорного. Враховуючи карбонатofilність раритетного виду, нами розглянуто за горизонтами ґрунту зміну вмісту CaCO₃ та pH (рис. 4.33). У Н_Е-Е_к-Н_{ЕК} горизонтах глибиною до 70 см непорушеного ґрунту частка CaCO₃ поступово зменшується від 48,5 % до 21,0 %. При цьому pH дещо збільшується з 8,95 до 9,33–9,22, що загалом є типовими значеннями для даного типу ґрунту.

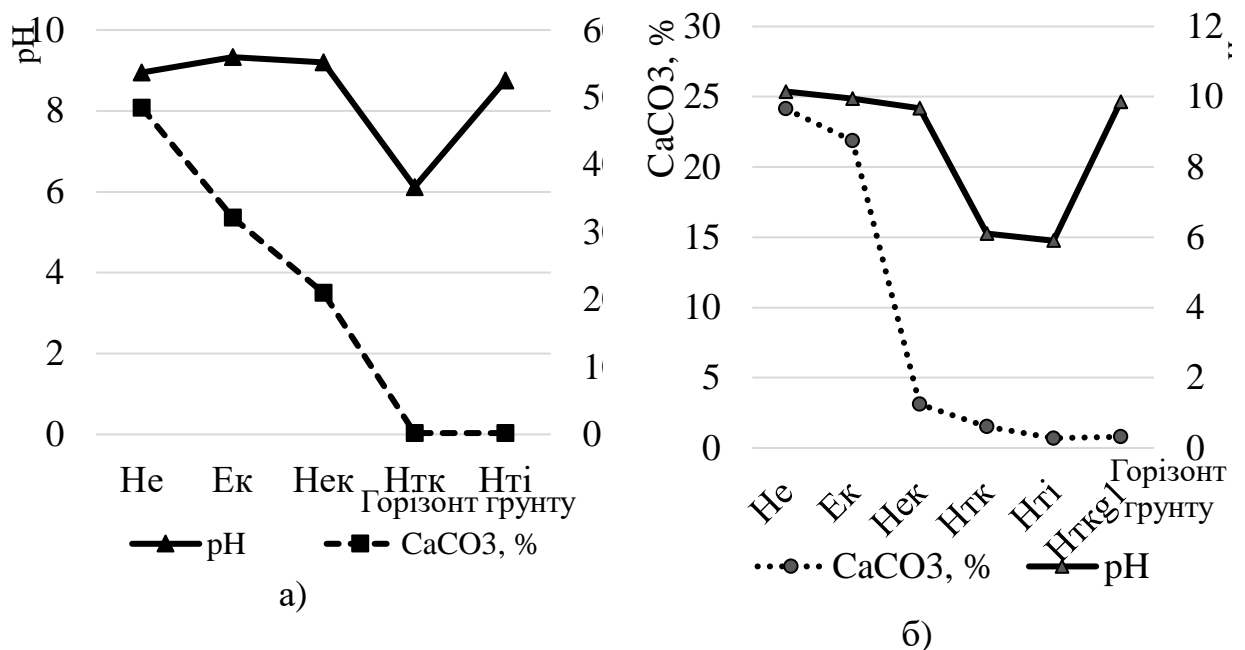


Рис. 4.33 Зміна вмісту CaCO₃ та pH за генетичними горизонтами: а) - непорушений ґрунт; б) – пірогенно-трансформований ґрунт в умовах Малого Полісся

В глибших горизонтах CaCO₃ вимивається, частка складає лише 0,2 %. В пірогенно-зміненому ґрунті частка CaCO₃ в поверхневих горизонтах декілька разів менша та водний розчин є більш лужним порівняно з контролем. На глибині більше 50 см частка CaCO₃ та pH є приблизно однаковими, що свідчить про пірогенну трансформацію перш за все органогенних горизонтів ґрунту. Аналіз внеску гігроскопічної вологи в порушених горизонтах показав, що в пірогенно-відозміненому ґрунті кількість вологи, яку ґрунтове утворення може увібрати із повітря, в 2-3 рази менша порівняно з непорушеним ґрунтом (рис.4.34). В даному випадку істотне зниження гігроскопічної вологи

зумовлене новим механічним складом пірогенного утворення та вмістом в ньому колоїдних розчинів і гумусу. Отже, поверхневі пірогенні субстрати, які мають високий рівень термічної трансформації за фізико-хімічними властивостями схожі з піском, проте генетичні горизонти, які простягаються до глибини понад 70 см, близькі за властивостями з непорушеним торф'янистим горизонтом цього ґрунтового розрізу.

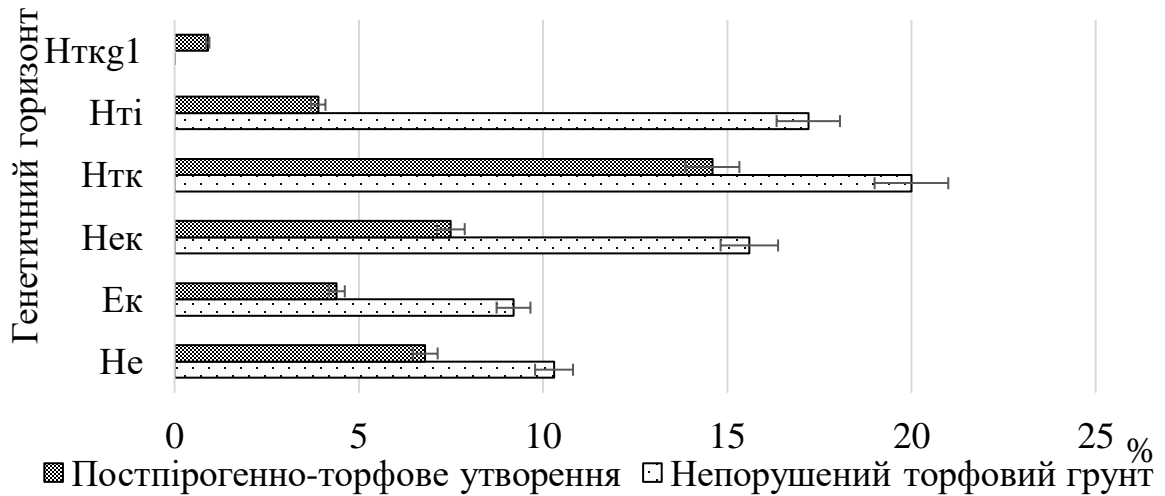


Рис. 4.34 Частка гіроскопічної вологи за генетичними горизонтами в порушеному та непорушеному торф'янистих ґрунтах в умовах Малого Полісся

Суттєвий вплив пожежа чинить також на водні об'єкти, які розташовані поруч з трансформованою територією. Зокрема, в торф'яному кар'єрі хімічний аналіз води, проведений після пожежі свідчить про збільшення концентрації NO_3^- та PO_4^{3-} порівняно з даними за 2010 рік (рис. 4.35). Як відомо, саме високі концентрації фосфат-, нітрат-іонів та іонів калію призводять до евтрофікації водних екосистем. Проте, концентрація іонів калію та карбонат-іонів внаслідок пожежі, навпаки, зменшилась. Загалом, зміна концентрації відповідних іонів суттєво порушила баланс у водному середовищі, що, в свою чергу, може вплинути на фізико-хімічні властивості ґрунтів. Та, як наслідок, вплинути на віталітетну та онтогенетичну структури *S. ferrugineus*.

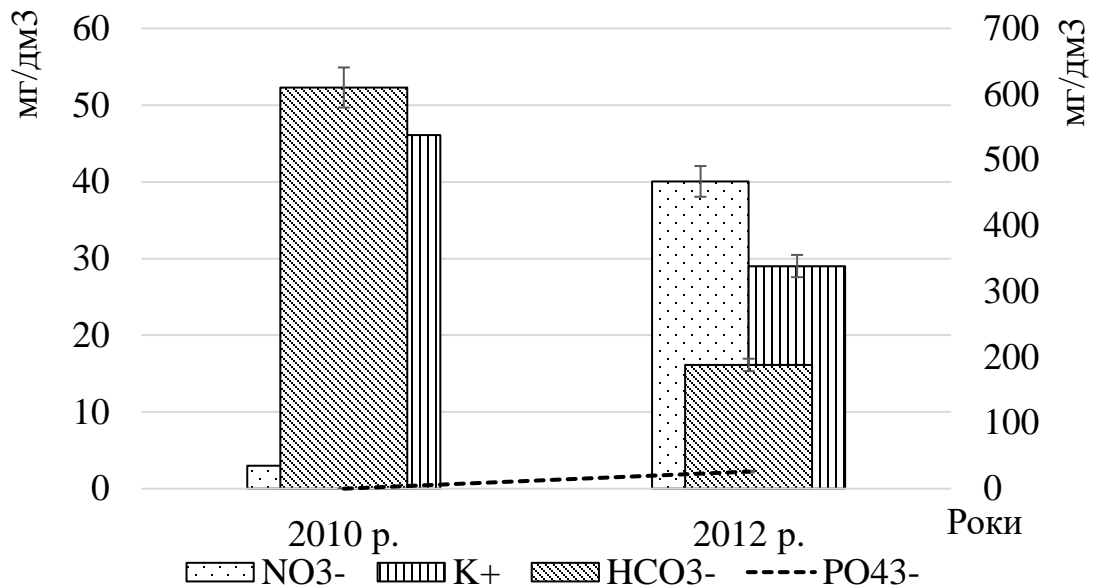


Рис. 4.35 Зміна концентрацій аніонів і катіонів до пожежі (2010 р.) та після пожежі (2012 р.) у воді торф'яного кар'єру в умовах Малого Полісся

4.4.3. Схема популяційного моніторингу раритетних видів трав'яних рослин в антропогенно трансформованому середовищі на прикладі *Schoenus ferrugineus* L.

Зміни екологічних умов екотопів спричинені наслідками осушувальної меліорації, діючою або колишньою розробки торфовищ, механічного та пірогенного впливів. З використанням ординаційного аналізу встановлено зв'язок між едафічними та кліматичними чинниками залежно від ступеня антропогенної трансформації. Тісного кореляційного зв'язку між омброрежимом та кріорежимом з жодним з едафічних чинників не виявлено. Здійснено порівняння фундаментальної та реалізованої еконіши *S. ferrugineus*. Встановлено слабкий, середній та сильний ступені трансформації середовища, що призводять до еколого-ценотичних адаптаційних змін популяцій виду. Для модельного раритетного гемікриптофіта характерна стресово-захисна онтогенетична стратегія. Вид є екологічно непластичним. Аналіз попередніх наших досліджень щодо адаптаційного комплексу виду (організмennі та популяційні ознаки) [779] в умовах трансформації довкілля, дає можливість стверджувати, що вид має всі ознаки стрес-толерантного конкурента. В умовах сильного антропогенного порушення вид виявляє критичні адаптивні реакції,

що унеможлиблює лабільність ценопопуляцій та в подальшому може призвести до їх елімінації. Тому моніторинг необхідно проводити кожні 3 роки, враховуючи інтенсивність впливу екологічних чинників та зміну екологічних умов місцезростання виду. На прикладі локального рівня аналізу пропонується наступна схема популяційного моніторингу раритетного гемікріптофіту (рис. 4.36).

Висновки до розділу

Встановлено, що застосування екосистемних індикаторів дає змогу встановити характер змін рослинних угруповань та виявити ступінь порушеності лісових екосистем під впливом антропогенного чинника різного генезису. Дослідження на комплексному популяційному рівні чужорідних видів та встановлення їх адаптивної стратегії виявило залежність між внутрішньопопуляційною мінливістю та адаптаційними можливостями цих видів та напрямом розвитку популяцій зі внесенням коректив у перелік індикаторів моніторингу. Показана порівняльна характеристика фундаментальної та реалізованої екологічних ніш *Q. rubra*, *P. quinquefolia*, *L. purpureum* та *S. ferrugineus*. Здійснено біоморфологічну характеристику мінливості зазначених видів на градієнті збільшення дії антропогенного чинника. Побудовано схеми популяційного моніторингу видів в антропогенно трансформованому середовищі.

Загалом, встановлено, що для всіх зазначених чужорідних видів характерним є збільшення толерантності до зміни абіотичних екологічних чинників через адаптаційний механізм та розширення реалізованої екологічної ніші внаслідок захоплення нових для виду екотопів. З нашої точки зору, на градієнті екологічної толерантності чужинці рухаються до еврибіонтності, ослаблення свого стану та розвитку залежно від коливань впливу чинників у часі та просторі, перш за все антропогенного та абіотичних.



Рис. 4.36 Схема популяційного моніторингу за раритетними гемікриптофітами на прикладі *S. ferrugineus*

РОЗДІЛ 5. РОЗВИТОК ТЕОРЕТИЧНИХ ОСНОВ КОНСОРЦІОЛОГІЇ ЯК РОЗДІЛУ СИНЕКОЛОГІЇ

5.1. Консортивні зв'язки (мероконсорція, холоконсорція, популяційна, сінузіальна консорції) дерев та ксилотрофних грибів різних природних зон України як показники біодіагностики стану та розвитку лісів

У сучасній науковій літературі до визначення поняття системності та структурного аналізу є багато підходів, більшість з яких зосереджена саме на аналізі структур, існуючих в біосистемах різних рівнів, та оцінка ступеня їх сформованості. Природньо, що для кожного рівня ієрархічної організації біоти характерні власні особливості виникнення, будови, розвитку та взаємозв'язку з оточуючим середовищем. Вагоме місце у цьому питанні займають саме консортивні системи, поєднані тісними екологічними зв'язками. Дослідження таких екологічних об'єктів є важливим та актуальним для пізнання не тільки біологічного різноманіття, але й питань філогенії, закономірностей історичного перетворення угруповань, рішення яких знаходиться на початковому етапі.

Для пізнання біотичного різноманіття і закономірностей історичного розвитку, зміни структури угруповань, перетворення їх на інші біоценози актуальними є дослідження зазначених специфічних екологічних об'єктів [175]. Вирішення цих питань перебуває на початковому етапі [16, 481, 495, 496, 780–782]. У цьому контексті варто особливо виділити зв'язки деревних рослин і дереворуйнівних грибів, оскільки найважливішою функціональною роллю ксиломікокомплексу, зокрема афілофороїдних грибів в екосистемі, є регулювання різних структур фітоценозів у сукцесійному руху до стану найбільшої збалансованості всіх ценотичних структур фітоценозів. Цей гетеротрофний еволюційний механізм поєднує кількісно і якісно різні процеси ослаблення дерев, ураження деревостанів, накопичення деревного відпаду і швидкість його розкладання грибами в цілісний збалансований процес, який відображає відповідні структурні та динамічні характеристики лісової екосистеми [16, 481, 495, 496, 780–782]. Варіації певних характеристик лісової екосистеми дають можливість виявити зв'язки між фіторізноманіттям та

різноманіттям ксилотрофних мікробіот. Основні підходи до зазначених питань базуються на вимірюванні фітоценотичних параметрів екосистеми, зокрема індексів вертикальної та горизонтальної гетерогенності та видового різноманіття, екологічної, просторової та трофічної структур ксилотрофних грибів [16, 481, 495, 496, 780–782]. Тому стрімко зростає кількість досліджень, присвячених пошуку інформаційних діагностичних показників екологічних змін у трансформованих лісах різного функціонального призначення.

Вплив антропогенних чинників на γ - та α -різноманіття рослин досліджено багатьма авторами [210, 783, 784]. Так, наприклад, вибіркова санітарна рубка змінює видовий склад підросту [9, 78]. Найбільше різноманіття трав'яних рослин мають відкриті ділянки лісу [785]. З іншого боку, зменшення частки геліофільних рослин трав'яного покриву відкритих лісів призводить до зменшення його видового різноманіття [786, 787]. Рекреагенні порушення призводять до зміни структур трав'яного ярусу, з домінуванням видів з широкою екологічною толерантністю, CRS-типом стратегії, одно- або дворічників тощо [749; розділ 3]. Видобуток торфу, осушення та вторинне заболочування як інтегральна екологічна загроза порушує віталітетну та санітарну структури деревостанів, екоморфічну та біоморфологічну структури трав'яного ярусу [748; розділ 3]. Вплив чинників на угруповання ксилотрофних грибів є менш дослідженим [784] та залежить від його тривалості та інтенсивності [788], а багатство видів – від віку дерев [789]. А. Далберг і Х. Кронборг [790] встановили, що на території Європи трансформація довкілля загрожує скороченню середовищ існування та популяцій для 20 % видів мікобіоти. Отже, угруповання рослини та грибів по-різному реагують на зміни умов існування. Методологічні питання оцінки зв'язків між угрупованнями рослин та грибів цікавили багатьох дослідників. Одні автори зазначають, що таких зв'язків не виявлено [789, 791, 792]. На думку інших, зв'язки між рослинним і грибним різноманіттям є сумнівними [793]. Проте значною групою дослідників виявлено позитивні кореляції між даними зв'язками залежно від типу лісу, інтенсивності та генезису антропогенного впливу [789, 791, 794]. Для вирішення вищезазначених проблем

ми дослідили два важливі компоненти лісової екосистеми – угруповання рослин і ксилотрофних грибів, які складають значну частку її біомаси. Виходячи з отриманих нами даних, можемо стверджувати, що будь-який аналіз консортивних зв'язків едифікаторного ярусу та ксиломікомпонента в якості біодіагностики порушених лісів повинен містити дані з різних рівнів організації консорції. Зокрема, на рівні мероконсорцій дані необхідні з усіх мікогоризонтів з зазначенням органу рослини, що дає можливість оцінити просторову структуру консорцій. На рівні холоконсорцій отримані дані аналізуються в цілому для всього організму рослини-детермінанта. Популяційна консорція оцінює угруповання рослини-детермінанта або ценопопуляцій. Саме на цьому рівні важливим є віталітетна, санітарна та онтогенетична структура рослини-детермінанта в різних еколого-ценотичних умовах. Наступний рівень має проводитись на рівні сінузіальної консорції, оскільки детермінанти однієї екобіоморфи знаходяться в однакових порушених екологічних умовах і мають певний адаптаційний потенціал до довкілля. Оцінка на наступному рівні – видової консорції, для задач біодіагностики стану лісів, з нашої точки зору, не має суттєвого значення, оскільки дані орієнтуються перш за все на ареал детермінанта, а ні ступінь і рівень антропогенного порушення.

5.1.1. Біокомплекси едифікаторного ярусу та ксилотрофних грибів лісів різного функціонального призначення залежно від ступеня антропогенної трансформації середовища

5.1.1.1. Консорції деревних рослин та ксилотрофних грибів у рекреаційно-оздоровчих лісах Дністрово-Дніпровської лісостепової та Полеської провінцій

Зазначені раніше питання особливо актуальні у лісах зелених зон навколо міст, які займають майже 15 % площі лісового фонду України і знаходяться під інтенсивним рекреаційним навантаженням. Це спричиняє прискорення всихання едифікаторів, зміну породного складу, структури та форми деревостанів, консортивних зв'язків та їх функціональних властивостей, порушує цілісність лісових масивів [780–782]. Необхідною умовою для дослідження особливостей

функціонування консортивних зв'язків ксилотрофних грибів та деревних рослин як біодіагностичного показника стану лісів є перш за все зональність дослідження. Оцінка процесів формування структур фітоценозів і мікоценозів в лісових формаціях, які знаходяться на межі різних природно-кліматичних зон дає можливість виявити і описати еволюційно сформовані консорційні зв'язки. Рекогносцирувальним дослідженням нами встановлено, що тривала, інтенсивна господарська діяльність призвела до значної трансформації лісів Дністрово-Дніпровської лісостепової та Полеської провінцій.

На прикладі модельних лісів Київського Полісся та Київської височинної області показано наслідки трансформації: спрощення видового складу фітоценозів, фрагментація лісових масивів, порушення структур трав'яного ярусу, дигресія поверхні ґрунту тощо, що в цілому спричинило зниження стабільності природних екосистем регіонів. На дослідженому екопрофілі Київське Полісся-екотон-Київська височинна область через антропогенну трансформацію відбувається порушення структурно-функціональної організації лісової екосистеми (розділ 2.5.3). Детальна оцінка фіторізноманіття ПП1 наведена у дод. М 1. У результаті проведеного мікологічного дослідження на екопрофілі виявлено 39 видів ксилотрофів, що відносяться до 31 роду, 22 родин, 8 порядків відділів Ascomycota (клас Leotiomycetes) та Basidiomycota (клас Agaricomycetes) (дод. К 1). На ПП1 виявлено 33 види макроміцетів з 26 родів, 18 родин, 6 порядків відділу Basidiomycota (клас Agaricomycetes). Серед мікоризних грибів $\frac{3}{4}$ видів формують ектомікоризу з *P. sylvestris*: *Amanita muscaria* (L.) Lam., *A. phalloides* (Fr.) Link, *Boletus badius* (Fr.) Fr., *B. edulis* Bull., *Suillus luteus* (L.) Roussel та *Thelephora terrestris* Ehrh.; і лише по одному виду – з *Q. robur* (*Xerocomellus chrysenteron* (Bull.) Sutara) і *B. pendula* (*Leccinum scabrum* (Bull.) Gray). Видове різноманіття ксилотрофів (D_{Mn}) становить 2,74 ($\pm 0,14$), тоді як видове багатство (H) 1,18 ($\pm 0,06$). Частка стенотрофів 18,8 % ($\pm 0,94$). Оцінка поширення мікоризних грибів є умовною за рахунок активного збору їстівних грибів населенням з оточуючих сіл. На освітлених ділянках відмічалось рясне плодоношення – *A. muscaria*, *S. luteus* та *T. terrestris*.

Консортами *Q. robur* на ПП1 є 14 видів ксилотрофів. З них 5 видів зареєстровано на живих деревах (I–IV категорії стану). Найпоширенішим на *Q. robur* виявився *Lycoperdon pyriforme* Schaeff. (50 %, виключно у комлевому мікогоризонті дерев I–II категорій стану; I, III та IV КК). Решта видів-паразитів представлена поодинокими знахідками на деревах *Q. robur* II категорії стану. У стовбуровому мікогоризонті *Q. robur*, у місцях пошкоджень, відмічені плодоношення *Crepidotus variabilis* (Pers.) P. Kumm. (в розривах кори, IV КК) та *Phellinus robustus* (P. Karst.) Bourdot et Galzin (сліди гілля 1-го порядку, I КК). У комлевому мікогоризонті на цілісній корі – *Hypholoma fasciculare* (Huds.) P. Kumm. (I КК) та *Paxillus involutus* (Batsch) Fr. (IV КК). На живих *P. sylvestris* та *B. pendula* мікобіота відсутня. Таким чином, на ПП1 видів, що становлять високу загрозу для дерев, серед ксилотрофів із паразитичним способом живлення не виявлено. На *Q. robur* поширеність *P. robustus*, гриба середньої шкідливості зі спорадичною появою, склала 7,5 %. На ПП2 виявлено 16 видів ксилотрофів з 13 родів, 11 родин, 6 порядків відділів Ascomycota (клас Leotiomycetes) та Basidiomycota (клас Agaricomycetes). Серед мікоризних грибів 2 види формують ектомікоризу з *Q. robur* – *X. chrysenteron* та *Xerocomus pruinatus* (Fr. et Hök) Quél. Видове різноманіття ксилотрофів становить 2,43 ($\pm 0,12$), видове багатство 1,11 ($\pm 0,06$). Частка стенотрофів 6,0 % ($\pm 0,3$). Виключно до комлевого мікогоризонту *Q. robur* (дерева I, III та V категорій стану; I–II КК) були приурочені *C. variabilis*, *H. fasciculare*, *Fistulina hepatica* (Schaeff.) With. і *L. pyriforme*. У кроновому мікогоризонті *Q. robur* (дерева I та IV категорій стану; I КК), у місцях пошкоджень на всихаючому гіллі 1-го порядку відмічено карпофори *Radulomyces molaris* (Chaillet ex Fr.) M.P. Christ та *Stereum hirsutum* (Willd.) Pers. *P. robustus* формував на цілісній корі з однаковою частотою, плодові тіла у кроновому (дерева II, IV категорій стану; I КК), в стовбуровому мікогоризонтах (I категорії стану; I КК). Поширеність *P. robustus* (5,3 %) на ПП2 була в 1,4 рази нижчою порівняно з ПП1.

Загалом, досліджені деревостани на ПП1 є ослабленими ($I_c=1,65$). Середньозважений індекс санітарного стану *P. sylvestris* не перевищував 1,60.

Особини *B. pendula* на відміну від *P. sylvestris* є здоровими ($I_c=1,50$). Частка здорових дерев *Q. robur* ПП на модельній ділянці Київського Полісся складала 28,9 %, решта – різною мірою ослаблені, у т.ч. однаковий розподіл (4,4 %) мають ті, що всихають та «свіжий сухостій». Найбільша кількість знахідок ксилотрофів приурочена саме для ослаблених особин *Q. robur*, тоді як для III, IV, V категорій стану знахідок не зафіксовано (рис. 5.1).

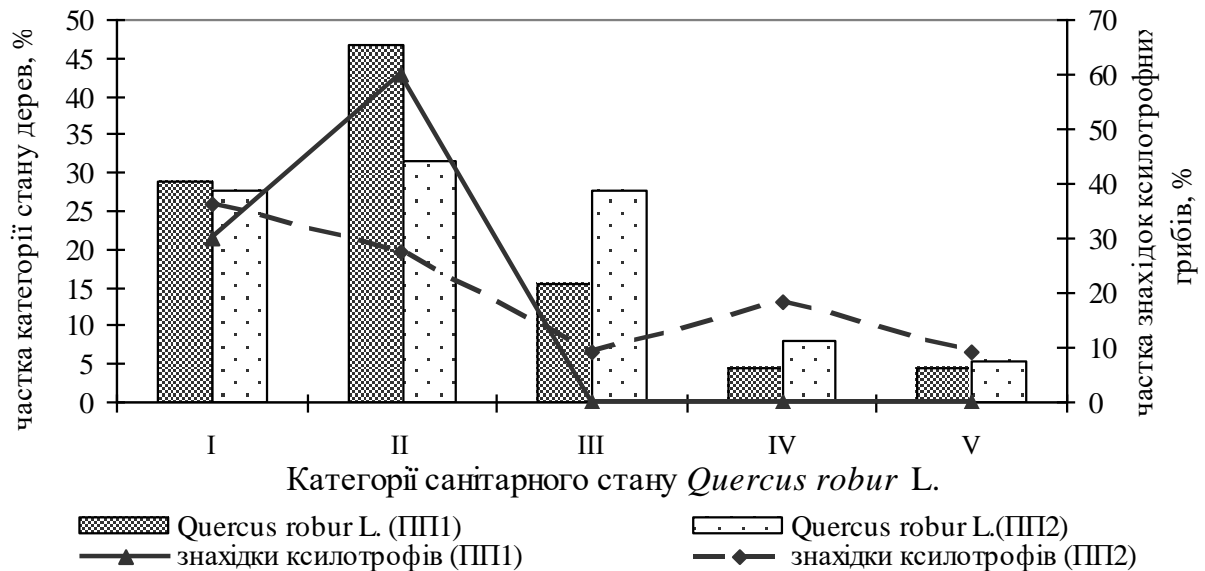


Рис. 5.1 Санітарна структура *Q. robur* та знахідки ксилотрофних грибів Київського Полісся та Київської височинної області

На більш трансформованій ПП2 деревостани є сильно ослабленими ($I_c=2,55$). Частка здорових особин *Q. robur* є дещо меншою (27,6 %), суттєво зростає частка тих, що всихають (7,9 %) та «свіжого сухостою» (5,3 %). На відміну від ПП1 частка знахідок дереворуйнівних грибів на ПП2 Київської височинної області становить 9,0 % для III та V категорій та 18,2 % – для IV категорії стану дерев. Найбільше дерев (47,4 %), на яких зафіксовано максимальну кількість ксилотрофів (81,9 %) має найвищий КК (дод. К 2). Частка знахідок ксилотрофів на деревах вищого класу розвитку на ПП1 становить 50,0 %. Дереву II КК зі знахідками дереворуйнівних грибів зафіксовано лише для більш трансформованої ділянки ПП2. На деревах IV КК ПП2 грибів не виявлено. Зростання значень СКК, 1,8–2,0 «усихаючих» дерев та «свіжого сухостою» на ПП2 свідчить про наявність патологічних процесів у системі. Для ПП1 в свою

чергу значення цього показника (СКК=3,2–3,4) свідчить, що всихання дерев *Q. robur* є природнім процесом, лише подекуди можна констатувати всихання дерев III та IV КК. Аналіз розподілу ксилімікобонтів за мікогоризонтами на екопрофілі для *B. pendula*, *P. sylvestris*, *Q. robur* свідчить, що для досліджених макроміцетів більш заселеним є надґрунтовий мікогоризонт (51,3 %). Вдвічі менша кількість розподіляється у комлевому (25,6 %) та ґрунтовому (23,1 %) мікогоризонтах. Стовбуровий мікогоризонт заселяють 15,4 %, тоді як у кроні мікогоризонти відмічено розвиток лише трьох видів ксилімікобонтів (7,7 %) (дод. Л 1). Мертві субстрати *Q. robur* на ПП1 представлені сухостоєм та відпадом. 37,5 % сухостою були заселені *P. robustus*, ріст карпофорів відмічався на місцях пошкоджень стовбурів у діапазоні висот від 2 до 15 м; 25,0 % – *S. hirsutum*, карпофори якого відмічені у комлевому та стовбуровому мікогоризонти; 12,5 % – *P. involutus*, спорадична поява на комлевих частинах. Стовбурові частини великого відпаду заселені *Hymenochaete rubiginosa* (Dicks.) Lév., *L. pyriforme* та *S. hirsutum*; товсте гілля ($D_{\text{сеп}}=5,0$ см) – *C. variabilis*, *Gloeoporus dichrous* (Fr.) Bres. та *Schizophyllum commune* Fr.; *Stereum gausapatum* (Fr.) Fr. відмічений на тонкому відпаді ($D_{\text{сеп}}=2,0$ см). У дослідженому фітоценозі пенеків *B. pendula* та *P. sylvestris* не виявлено. Мертві субстрати цих деревних порід не були численними та належали 5 морфологічно-цілісним деревам. Зокрема, 20-метровий, тонкий відпад *P. sylvestris* весь був вкритий плодовими тілами *Trichaptum hollii* (J.C. Schmidt) Kreisel (стовбур та гілля). На відпаді *B. pendula* відмічався розвиток ксилотрофів (13 видів), що значно збільшило спектр видів дереворуйнівних грибів на ПП1 (на 28 %). Дослідження показало, що, розвиваючись на деревині *B. pendula*, один субстрат можуть займати одночасно до 5 видів ксилотрофів з чіткою ординацією їх на ньому. Так, до стовбурової частини та гілля 1-го порядку приурочені *Daedaleopsis confragosa* (Bolton) J. Schröt., *Fomitopsis pinicola* (Sw.) P. Karst., *Fomes fomentarius* (L.) Fr., *Piptoporus betulinus* (Bull.) P. Karst., *Trametes hirsuta* (Wulfen) Pilát, *T. pubescens* (Schumach.) Pilát. На гіллі 2–7 см з'являються переважно *Stereum subtomentosum* Pouzar та *Trichaptum biforme* (Fr.) Ryvarden. На ПП2 серед сапротрофів на

крупномірних пенях *Q. robur* ($D_{\text{сер}}=46-79$ см, $H_{\text{сер}}=0,35$ м) слід відмітити домінування *H. fasciculare* (50,0 %), *H. capnoides* (Fr.) P. Kumm., *H. lateritium* (Schaeff.) P. Kumm. та *F. hepatica*. *H. rubiginosa* траплявся виключно на пенях меншого розміру ($D_{\text{сер}}=30-45$ см, $H_{\text{сер}}=0,30$ м), позбавлених лишайникового покриву. На безкорих ділянках стовбурів *Q. robur*, розвивалися карпофори *S. variabilis* та *S. gausapatum*. На товстому гіллі ($D_{\text{сер}}=10-15$ см), абсолютним домінантом був *S. commune*. На подібному субстраті також відмічено карпофори (до 50 штук) аскоміцета *Bulgaria inquinans* (Pers.) Fr. На тонкому гіллі ($D_{\text{сер}}=1,5-3,0$ см) переважала *Vuilleminia comedens* (Nees) Maire (75 %).

Досліджена судіброва на території Київської височинної області є більш трансформованою порівняно з судібровою Київського Полісся. Показники видового різноманіття, багатства ксилотрофів та частки стенотрофів у судіброві Київського Полісся вище порівняно з більш трансформованою судібровою Київської височинної області. Аналіз за мікогоризонтами для *Q. robur*, *P. sylvestris*, *B. pendula* свідчить, що найбільша кількість видів макроміцетів трапляється у надґрунтовому (51,3 %) мікогоризонті. За типами субстрату найбільша кількість видів та знахідок ксилотрофів приурочена до крупномірних пенів *Q. robur* віком більше 10 років.

Оцінка модельної території, що знаходиться на межі Київського Полісся та Київської височинної області показала найвищий ступінь трансформації вздовж екотону (дод. М 2). Всього виявлено 23 види макроміцетів, які відносяться до 19 родів, 14 родин, 6 порядків відділів Ascomycota (клас Leotiomycetes) та Basidiomycota (клас Agaricomycetes) (дод. К 3). Два види формують ектомікоризу: з *Q. robur* – *X. chrysenteron*, з *P. sylvestris* – *B. badius*. Поширеність паразитичних грибів 9,0 %; D_{Mn} становить $1,24 \pm 0,06$; H дорівнює $3,13 \pm 0,16$; частка стенотрофів – 17,4 % (дод. П 3).

На деревах *Q. robur* відмічено 13 видів ксилотрофних грибів, що відносяться до 10 родів, 9 родин, 5 порядків, класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. З них п'ять видів-паразитів: *F. hepatica*, *Laetiporus sulphureus* (Bull.) Murrill, *P. robustus*, *Pleurotus ostreatus* (Jacq.) P. Kumm. та *S. hirsutum* (дод.

К 3). Виключно до комлевого мікогоризонту *Q. robur* (ослаблені та всихаючі дерева; III-IV КК) була приурочена *F. hepatica* (дод Л 2). У стовбуровому мікогоризонті (дуже ослаблені та всихаючі дерева; II-III КК), на цілісній корі відмічено карпофори *L. sulphureus*, *P. ostreatus* та *S. hirsutum*. *P. robustus* розвивається лише у кронівому мікогоризонті (всихаючі дерева та свіжий сухостій; II-III КК), виключно в місцях пошкоджень. Загалом, досліджені деревостани *Q. robur* є ослабленими ($I_c=2,01$). Частка здорових дерев *Q. robur* на дослідженій території складала 39,5 %, 14,3 % – ті, що всихають. Аналіз віталітетної структури *Q. robur* свідчить, що саме на деревах II КК зафіксовано більшість знахідок ксилотрофних грибів (57,1 %), й, відповідно, найменша кількість – на деревах IV класу Крафта (14,3 %). На деревах I КК дереворуйнівних грибів не має. СКК (1,6–1,8) здорових дерев *Q. robur* свідчить, що по мірі приближення до туристичних стежок, пікнікових майданчиків зростає участь у цій категорії особини II-III класу Крафта. Фітопатологічний стан особин *Q. robur* свідчить про послаблення та можливий поступовий механічний відпад дерев (рис. 5.2). Для *P. sylvestris* виявлено 10 видів грибів, що відносяться до 10 родів, 9 родин, 5 порядків, 2 класів відділів Asco- та Basidiomycota. На живих деревах *P. sylvestris* відмічено 8 видів ксилотрофних грибів, з них два види-паразити: *T. hollii* та *Phaeolus schweinitzii* (Fr.) Pat. Виключно до кореневого мікогоризонту *P. sylvestris* приурочений *P. schwainitzii* (свіжий сухостій; V клас Крафта). У стовбуровому мікогоризонті також V категорії стану, але I КК *P. sylvestris*, у місцях пошкоджень, відмічений *T. hollii*. Велика кількість знахідок цього виду на пеньках та крупномірному відпаді свідчить про переважання сапротрофного способу життя. Деревостани *P. sylvestris*, порівняно з *Q. robur* мають дещо кращий індекс стану ($I_c=1,95$), але також є ослабленими. Хоча частка здорових дерев *P. sylvestris* є дещо меншою (37,7 %) порівняно з *Q. robur*, але дерев *P. sylvestris* IV та V категорії стану на екотоні менше порівняно з *Q. robur*. Лише по одній знахідці ксилотрофних грибів зафіксовано на живих деревах *P. sylvestris* I та V КК. На деревах II-IV КК дереворуйнівних грибів не зафіксовано.

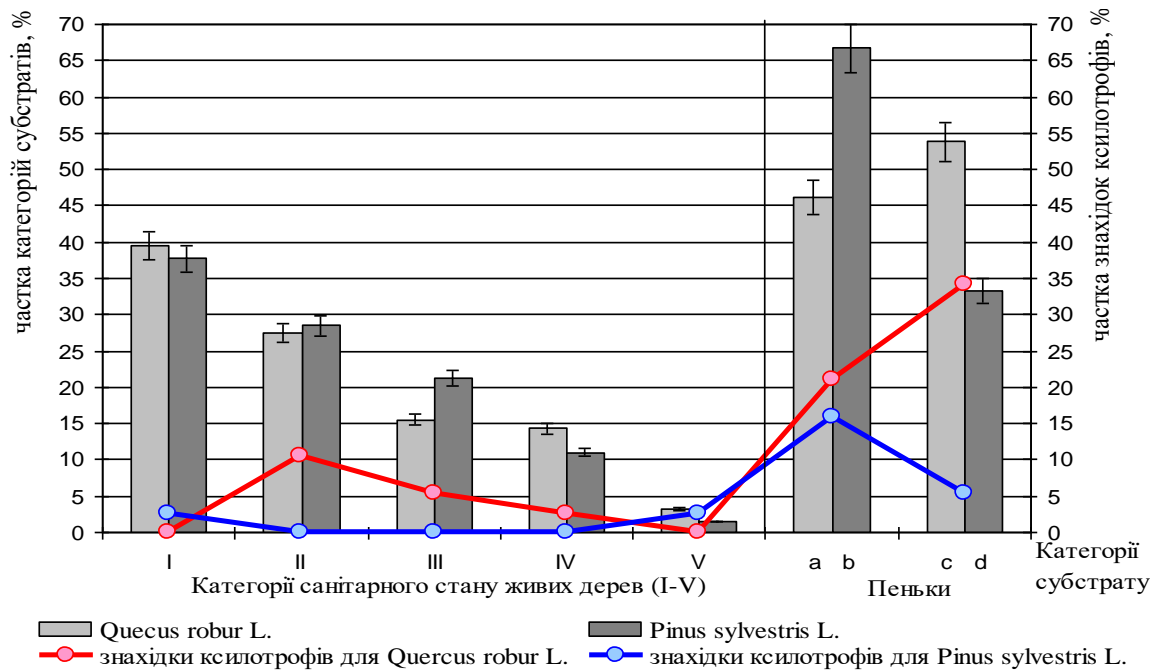


Рис. 5.2 Співвідношення між категоріями субстрату та знахідками ксилотрофних грибів на екотоні Київського Полісся та Київської височинної області (маломірні пеньки – а) $D_{сер}=24-47$ см, б) $D_{сер}=27-38$ см; крупномірні пеньки – с) $D_{сер}=53-72$ см, д) $D_{сер}=43-53$ см).

Найбільша кількість видів та знахідок ксилотрофів трансформованої території приурочена до мертвого субстрату, зокрема до пеньків віком більше 10 років. Варто зазначити, що серед пеньків частка цієї категорії субстрату для *Q. robur* складає 32,5 %, тоді як для *P. sylvestris* лише 19,4 % (рис. 5.2). Найбільшу кількість знахідок виявлено на крупномірних пеньках *Q. robur* (34,2 %), що обумовлено великої кількості вільних фундаментальних еконіш для заселення ксилотрофів. Сапротрофи на маломірних пеньках *Q. robur*: *Trametes versicolor* (L.) Lloyd (37,5 %), *Bjerkandera adusta* (Willd.) P. Karst., *H. rubiginosa*, *S. gausapatum*, *S. hirsutum*, *Trametes ochracea* (Pers.) Gilb. et Ryvarden (по 12,5 %). На крупномірних пеньках *Q. robur* відмічено розвиток карпофорів *T. versicolor* (46,2 %), *F. hepatica* (23,0 %), *S. hirsutum* та *T. hirsuta* (по 15,4 %). Біологічними особливостями *P. sylvestris* обумовлена незначна частка (15,8 %; 5,3 %) знахідок ксилотрофів на обох категоріях пеньків порівняно з *Q. robur*. Серед редуцентів на маломірних пеньках *P. sylvestris*: *T. hollii* (50 %; на поверхні спилу, горілій корі, оголеному корінні), *Ascocoryne sarcoides* (Jacq.) J.W. Groves et D.E. Wilson,

H. fasciculare, *L. pyriforme* (по 16,7 %). На крупномірних пенях відмічено *S. sanguinolentum*, приурочений до безкорих ділянок, та *T. hollii*, знаходження якого по всій поверхні пеня обумовлене його широкою екологічною амплітудою. На тонкому гіллі *Q. robur* відмічено плодоношення *C. variabilis*. На тонкому гіллі *P. sylvestris* виявлено один локалітет із 250–300 карпофорів *Crucibulum crucibuliforme* (Scop.) V.S. White та один локалітет із 5 карпофорів *S. sanguinolentum*, приурочений до механічних пошкоджень. На шишках *P. sylvestris* відмічені стенотроф *Auriscalpium vulgare* Gray та евритроф *P. involutus*.

Встановлено, що найвагомішими критеріями «трансформації» природних лісів Київського Полісся, Київської височинної області та екотону між ними є неоптимальний склад фітоценозу відносно екотопу та вікова структура деревостану; відсутність крупномірного відпаду; незадовільний санітарний стан деревостану та його розрідження; зменшення зімкнутості, що в сукупності призводить до змін екологічних режимів лісового середовища, які в свою чергу обумовлюють структурні зміни консорцій дерев та дереворуйнівних грибів. В цілому, вікова, віталітетна, санітарна структури насаджень головних лісоутворюючих порід та видова, систематична, просторова і трофічна структури ксилотрофних грибів свідчить про регресивні зміни в порушених лісах. За допомогою кластерного аналізу для пошуку закономірностей функціонування та стану різнорівневих консорцій деревних рослин та ксилотрофних грибів були використані середні значення кількісних показників детермінанта (в даному випадку *Q. robur*) та афілорофороїдних грибів - KK , I_c , $H_{сер}$, $D_{сер}$, G , загальна кількість ксилотрофів, кількість однакових видів з обома зонами, паразитів, стенотрофів, частка видів в кожному мікогоризонті (рис. 5.3, а). Отримані результати є цілком прогнозованими – екологічна структура мікобіоти екотону свідчить про її адаптивну природу в даному типі лісу, приуроченому до обох природно-кліматичних зон. Кластерний аналіз по іншому напрямку (рис. 5.3, б), з врахуванням ще додаткових показників інтенсивності трансформації екосистеми за оцінкою трав'янистого ярусу, деградації поверхні ґрунту, розвитку ксилотрофів на відпаді тощо показало, що екотон має більш

схожі елементи з Київської височинної області. З нашої точки зору, це пояснюється схожим рівнем антропогенної трансформації, даний дендрит є більш показовим для задач біодіагностики.

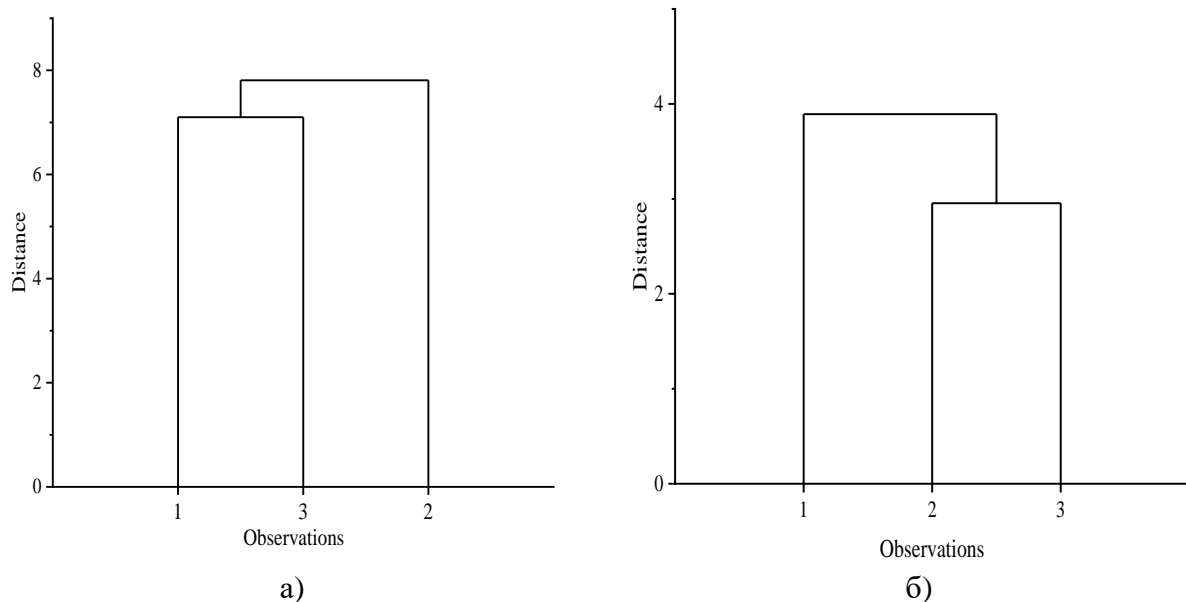


Рис. 5.3 Кластерні дендрограми близькості сформованих консорцій *Q. robur* за кількісними показниками детермінанта та ксилемікокомпонента (а) та за кількісними показниками детермінанта, ксилемікокомпонента, та показниками антропогенної трансформації екосистеми на модельних територіях: 1 – Київського Полісся, 2 – Київської височинної області, 3 - екотон

Проведений аналіз на іншому модельному об'єкті Придніпровської височини у свіжій грабовій діброві «Білогрудівська Дача» на різних рівнях організації консорції (розд. 2.5.3) показав, що даний лісовий масив зеленої зони м. Умані має усі наслідки антропогенного впливу. Особливості порушення поверхні ґрунту та трав'яного ярусу, засмічення території наведено у дод М 3 та М 4. Порушення умов лісового середовища, погіршення умов росту і розвитку *Q. robur* спричинили структурні зміни консорцій дерев і афілофороїдних грибів через, зміну кількісних і якісних характеристик субстратів, розподілу їх у часі і просторі. У лісовому масиві «Білогрудівська дача» виявлено 14 видів (74 знахідки) дереворуйнівних грибів з 11 родів, 9 родин, 7 порядків класів Agaricomycetes та Tremellomycetes відділу Basidiomycota (дод. К 4). Їх поширення і розвиток мають особливості залежно від стану лісової екосистеми і

розподілу у ній порушень. На *Q. robur* сильно деградованої ділянки ПП1/С1 виявлено лише 6 видів (20 знахідок) афілофороїдних грибів. Найбільший розвиток ксиломікобіонтів зафіксовано на сильно ослаблених деревах (75,0 %). На ослаблених особинах та «свіжому сухостої» виявлено 15,0 % та 10,0 % відповідно. На здорових та усихаючих деревах дереворуйнівних грибів не виявлено. 45,0 % знахідок приурочено I класу розвитку *Q. robur*, 30,0 % – III, 15,0 % – II, 10,0 % – V класу розвитку. На деревах IV КК ксиломікокомпонента не зафіксовано. На *Q. robur* середньо деградованої ділянки ПП1/С2 ксиломікобіонтів виявлено 13 видів, 25 знахідок. Максимальну кількість знахідок зафіксовано на сильно ослаблених деревах (38,4 %), найменшу – на свіжому сухостої (7,6 %), на здорових особинах їх також не зафіксовано. Однакову кількість знахідок (по 15,4 %) виявлено на деревах II та III КК, проте найбільша частка припадає на особини нижчих класів розвитку (IV КК, 38,4 %). На *Q. robur* помірно трансформованої ділянки ПП1/С3 виявлено 8 видів (25 знахідок) афілофороїдних грибів. Найбільшу кількість знахідок зафіксовано на ослаблених деревах (36,0 %), найменшу – на усихаючих особинах (12,0 %). 40,0 % знахідок розвивається на деревах III КК, дещо менше на особинах II (28,0 %) та I (20,0 %) КК. Найменша частка знахідок та видів виявлена на деревах IV класу розвитку.

Загалом, інтегрований аналіз знахідок грибів на усіх ділянках за групами розвитку *Q. robur* показав, що більшість знахідок виявлено на деревах I–III КК. Характерним для всіх досліджених ділянок урочища є кращий розвиток ксиломікобіонтів на деревах вищих класів Крафта. За категоріями стану на досліджених ділянках превалюють ослаблені (37,1 %) та сильно ослаблені (32,0 %) дерева, на яких виявлено максимальну кількість видів і знахідок грибів 35,7 % та 40,0 % відповідно. Цікавою особливістю є те, що на «свіжому сухостої» частка знахідок афілофороїдних грибів є мінімальною (4,3 %). На інших деревах по одній знахідці ксилотрофів відмічено на *C. betulus* (*V. comedens*, на всихаючому гіллі крони, Д=4 см), *P. avium* (*D. confragosa*, тонкий відпад – гілля, Д=2 см) та *T. cordata* (*S. commune*, пеньок, Д=13 см). 96,0 % знахідок грибних

базидіом припадає на *Q. robur* (12 видів), 83,1 % з яких відмічено у надґрунтовому мікогоризонті на сухостійних деревах. 14,1 % знахідок ксилотрофних грибів виявлено у кротовому мікогоризонті. Це види починають свій розвиток у кроні дерева, на всихаючому гіллі діаметром 1–13 см, продовжуючи його після відпаду субстратів на ґрунт: *E. truncata*, *P. quercina*, *R. molaris*. Поодинокими зборами представлені комлевий (*H. rubiginosa*) та стовбуровий (*P. robustus*) мікогоризонти (дод. Л 3).

Видове різноманіття досліджених грибів на усіх ділянках набуває досить високих значень ($D_{Mn}=1,63$; $H=0,86$; $E_H=0,75$). Такі показники свідчать про стійкість ксиломікоценозу до наявного рекреаційного навантаження, на відміну від інших, більш вразливих структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми: трав'яного ярусу, підросту, підліску, поверхні ґрунту тощо. Аналіз трофічної структури показав, що 94,6 % усіх знахідок (11 видів) припадає на евритрофи II порядку на листяних деревах. Решта видів є евритрофами I порядку. Отже, погіршення умов росту і розвитку *Q. robur* у свіжій кленовій діброві, його всихання і деградація деревного намету спричинюють зміни у структурі консорцій цих дерев і ксилотрофних грибів. Проте тісних зв'язків розвитку і поширення афілофороїдних грибів зі ступенем пошкодження і всихання дерев, інтенсивністю рекреаційного навантаження виявити не вдається на відміну від даних з інших модельних ділянок. Так, найбільше (40 %) знахідок грибів-ксилотрофів виявлено на сильно ослаблених особинах *Q. robur*, а також на ослаблених, пригнічених особинах (37,1 %). Вірогідно, що рекреаційний вплив істотно нейтралізується завдяки складній структурі і великій буферній ємності лісової екосистеми, значній кількості механізмів її стійкості, здатності доволі швидко поновлювати деградовані елементи і зв'язки лісу.

Лісовий масив урочища «Товста» також зазнає рекреаційного впливу середньої інтенсивності (розділ 2.5.3). Як показали наші попередні дослідження, внаслідок доступності для населення лісові насадження зазнають порушення, витоптування, а подекуди й знищення трав'яного покриву, механічного пошкодження стовбурів дерев, що призводить до їхнього ослаблення та

зниження екологічної ролі цих фітоценозів. Особливості порушення поверхні ґрунту та трав'яного ярусу, засмічення території урочища «Кошик» наведено у дод. М 5 [672, 673, 700, 701]. На ПП1 виявлено 10 видів (30 знахідок) ксилотрофів з 10 родів, 5 родин, 3 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota на 3 видах дерев – *Q. robur*, *A. platanoides*, *U. foliacea*. На ПП2 зафіксовано розвиток 7 видів (18 знахідок) ксилотрофів з 7 родів, 2 родин, 2 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota на *Q. robur*, *A. platanoides*, *T. cordata*. Ксилотрофи домінували у стовбуровому мікогоризонті, натомість у ґрунтовому мікогоризонті їх не виявлено. Окрім того, тільки на ПП1 було зафіксовано розвиток *T. pubescens* та *V. comedens* у надґрунтовому мікогоризонті в майже непорушених рекреацією і забудовою місцях. На ПП1 37,5 % ксилотрофів на *Q. robur* виявлено на деревах I–II категоріях стану, 44,5 % – III, 18 % на особинах IV категорії стану. *H. rubiginosa* розвивалася лише на пеньках *Q. robur*. На *A. platanoides* всі види ксилотрофів розвивалися на живих деревах, з яких 75,5 % припадає на ослаблені дерева. На *U. foliacea* частка знахідок ксилотрофів на деревах I категорії стану становила 35,3 %, II – 36,8 %, III – 10,0 %. На усихаючих деревах ксилотрофія відсутня. Натомість, на деревах V категорії *U. foliacea* виявлено 17,9 % ксилотрофів. За КК знахідки превалювали на особинах вищих класів *Q. robur*, *A. platanoides*, *U. foliacea*. На ПП2 10 знахідок було зафіксовано на *Q. robur* (I–II КК), по 1 знахідці траплялися *O. populinus* (II КК) та *P. alveolaris* (II КК) на *T. cordata*. *D. acerina* та *D. alliacea* розвивалися на деревах *A. platanoides* (II КК). Аналіз трофічної структури ксилотрофії показав, що на обох ПП домінують в цілому сапротрофи – 66,2 % та 50,1 % на ПП1 та ПП2 відповідно. Частка факультативних сапротрофів є приблизно однаковою. Поширеність паразитів є значною (27,7 % знахідок) лише на ПП2, що свідчить про більшу трансформацію умов лісового середовища саме на цій ПП, оскільки поширеність паразитів більше 10,0 % вказує на порушеність екологічних умов лісового середовища. Серед факультативних паразитів варто відзначити різне трапляння *P. robustus* на ПП1 та ПП2. Окрім того лише на ПП2 розвивається *F. fomentarius*. Перший вид є індикатором рекреаційної порушеності лісів, другий

– механічного пошкодження дерев, зрідження деревостанів. Оцінка екологічної структури показала, що на ПП1 та ПП2 домінують евритрофи I (65,0 % та 60,0 %) і II (35,0 % та 40,0 %) порядку, стенотрофи були відсутні.

В урочищі «Голендерня» було виявлено 10 видів (60 знахідок) ксилотрофів з 9 родів, 7 родин, 5 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota на двох видах дерев – *M. sylvestris* (1, *T. versicolor* та *Q. robur* (59). Сухостою, відпаду дерев і, відповідно, знахідок ксилотрофів на даних категоріях субстратів не зафіксовано. На пеньках *Q. robur* (3,3 %, комлевий мікогоризонт) відмічено розвиток карпофорів *H. rubiginosa*. (без кори, D = 35 см) та *S. hirsutum* (у тріщинах кори, D = 62 см). 90,0% знахідок зафіксовано на всихаючому гіллі живих дерев, у кроновому мікогоризонті: *V. comedens* (23), *P. robustus* (10), *P. quercina* (7) та *S. flavipora* 6, на деревах I–IV КК з індексами санітарного стану II–IV), *P. ferruginosus* (3, дерева III–IV КК III–IV категорії стану), *R. molaris* (3, дерева *Q. robur* II–IV КК, II–IV категорії), *H. setigerum* (1, I КК, ослаблені особини). 6,7% знахідок відмічено у стовбуровому мікогоризонті – *P. robustus* (3 на непошкодженій корі і 1 у дуплі, на деревах I, III–IV КК, II–IV категорії стану).

Як відомо, пригнічення активності мікоценоценози зумовлено не тільки природними, але й антропогенними чинниками. Аналіз трофічної структури показав, що на усіх досліджуваних ділянках лісу обох урочищ домінують в цілому сапротрофи, натомість внесок паразитів (їх поширеність) становить 16,7 %, що свідчить про антропогенне порушення умов лісового середовища. Серед факультативних паразитів варто відзначити домінування індикаторного виду – *P. robustus*. Аналіз екологічної структури ксилотрофів показав, що домінують евритрофи I (60,0 %) та II (40,0 %) порядків, стенотрофи повністю відсутні. Окрім того варто зауважити, що витогування підстилки, збір лісового опаду та низові лісові пожежі спричинили відсутність ксилотрофів у надґрунтового та кореневого мікогоризонтах. Розвиток ксилотрофних грибів зосереджений саме у кроновому мікогоризонті (дод. Л 4). Такий розподіл різних структур (просторова, видова, екологічна) дослідженої мікобіоти підтверджує висновок про порушення умов лісового середовища.

Екологічні умови лісової екосистеми добре відображають індекси різноманіття фіто- та ксилотрофічної мікробіоти. Значення індексів різноманіття рослинних угруповань дещо відрізняються від індексів, що описують різноманіття угруповання ксилотрофних грибів. Так, сформовані екологічні умови досліджених лісових ділянок сприятливі більше для основних трав'яних видів-домінантів, зокрема адвентивних та рудеральних, інші види рослин перебувають у пригніченому стані. Як відомо, індекс D_{Mg} відображає щільність видів, або видове багатство на певній території, тобто чим вище значення індексу, тим більшим видовим багатством характеризується дана територія. Результати даного дослідження показали, що значення індексу D_{Mg} щодо фіторізноманіття майже втричі більше порівняно з даними щодо ксилотрофічної мікробіоти (рис. 5.4). Значення індексу D_{Mn} , розраховані для фіто- та ксилотрофічної мікробіоти, також істотно відрізняються. Аналогічно зі значеннями індексу D_{Mg} отримані значення індексу D_{Mn} для фіторізноманіття втричі перевищують дані щодо ксилотрофних грибів.

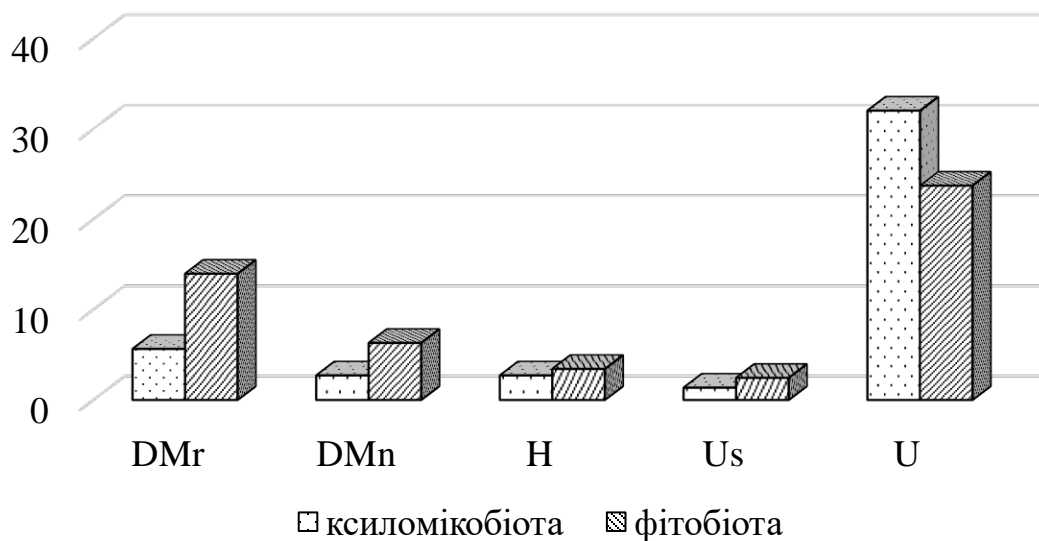


Рис. 5.4 Значення індексів різноманіття ксилотрофічної та фітотрофічної мікробіоти лісів зеленої зони м. Біла Церква

Натомість, значення H , S , U_s та U не мають істотної різниці. Індекс H відображає складність структури угруповання. Значення H становить 2,65 та 3,19 щодо ксилотрофічної та фітотрофічної мікробіоти відповідно. Дані свідчать про середню складність структур угруповань. Індекс U_s свідчить про домінування певних видів в угрупованні. Результати щодо розподілу значень індексів показують більше

відхилення від нормальних умов у фіторізноманітті порівняно з розподілом у ксиломікобіоті. За оцінкою індексів з'ясовано, що рівень домінування, встановлений для рослин і ксилотрофних грибів, також відрізняється (рис. 5.5). Так, грибні угруповання мають найвищі значення індексу D_s (0,79) та D_m (0,71). Значення індексів домінування D_{br} щодо фітобіоти також майже в 2,5 рази менші. Показники індексів домінування, розраховані для угруповань рослин, не проявляють подібності коливань. Найвищі значення показника домінування демонструє індекс D_m . Значення індексу D_s є майже удвічі меншим, натомість значення індексу D_{br} є мінімальним серед усіх отриманих значень. Таким чином, індекси домінування демонструють наявність незначного впливу домінуючих видів рослин (адвентивних) і грибів на різноманіття ксиломікобіоти та фітобіоти. Загалом, оцінка міри домінування в угрупованнях рослин і грибів показала, що криві індексів домінування обох угруповань не є синхронізованими. Ця тенденція підтверджується також графіками кривих рангів відносної кількості видів в угрупованнях (рис. 5.6).

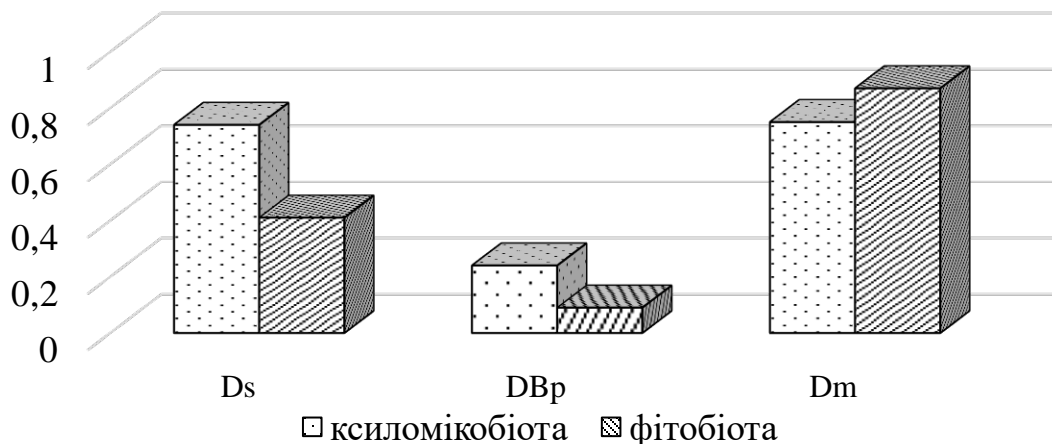


Рис. 5.5 Значення індексів домінування ксиломікобіоти та фітобіоти лісів зеленої зони м. Біла Церква

Виявлено неістотний відрив чисельності домінуючих видів та фонових видів в обох угрупованнях. Криві розподілу видового складу грибів та рослин за рангом їх чисельності демонструють схожість, але з деякими відмінностями. Аналіз отриманих нами даних показав відмінності у сформованих видових структурах ксиломікобіоти та фітобіоти.

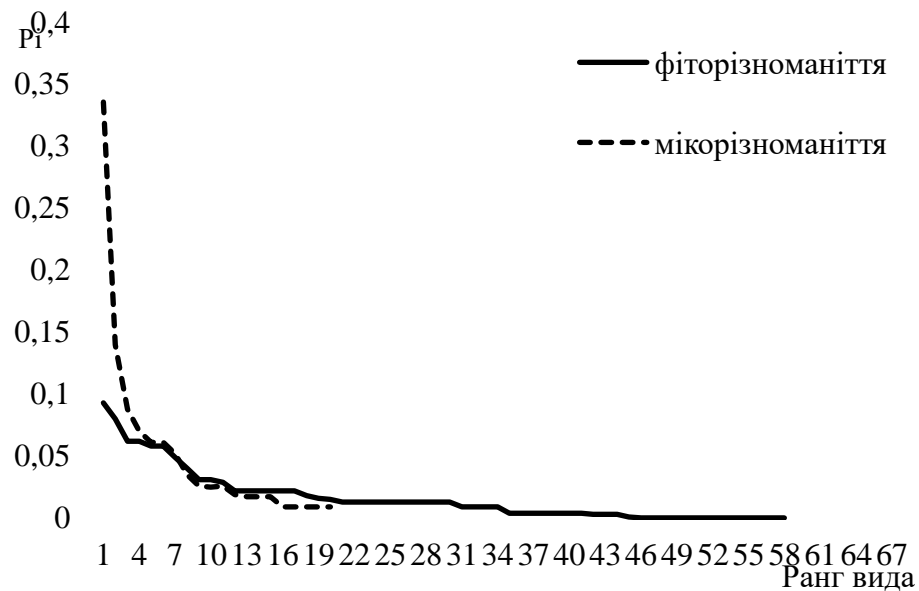


Рис. 5.6 Розподіл біорізноманіття за кількістю видів в угрупованнях лісів зеленої зони м. Біла Церква

Так, крива зміни значень ксилемікорізноманіття падає крутіше порівняно з кривою значень фіторізноманіття. Це свідчить про те, що грибне угруповання має меншу загальну рівномірність розподілу та сильніший вплив домінуючих видів. Індекси рівномірності розподілу видів в угрупованнях рослин і грибів є майже однаковими (рис. 5.7).

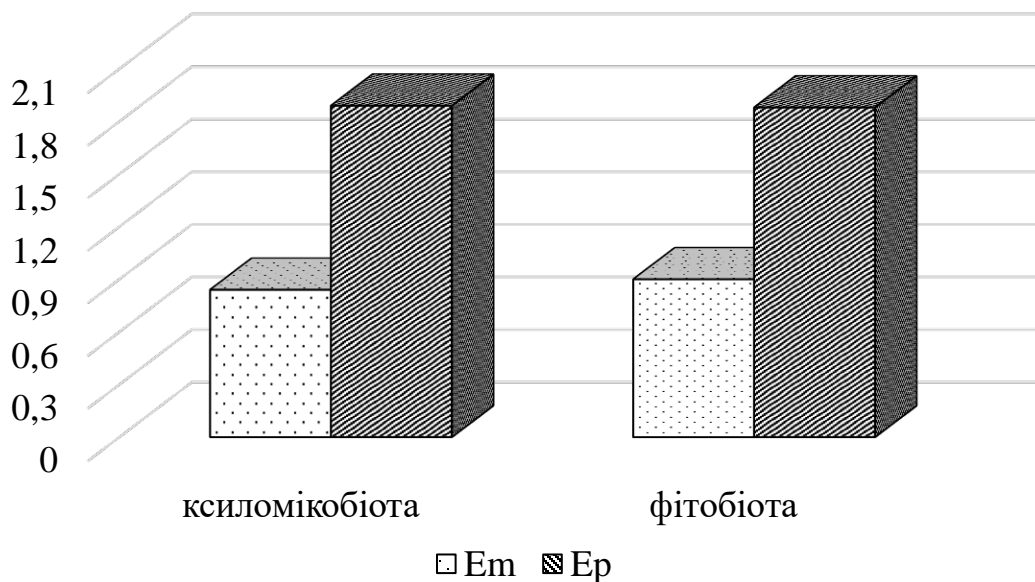


Рис. 5.7. Рівномірність розподілу видів в угрупованнях рослин та грибів лісів зеленої зони м. Біла Церква

Рівномірності розподілу видів рослинного покриву та ксиломікобіоти є збалансованими. Значення індексів вертикальної гетерогенності та горизонтальної гетерогенності становлять 0,78 та 2,37 відповідно. Оцінка кореляційних зв'язків між параметрами рослинних угруповань та угруповань ксиломікобіоти свідчить про наявність достовірного позитивного зв'язку між IVH та числом видів грибів ($r=0,77$, $p<0,01$), натомість між загальною кількістю особин тісного зв'язку не виявлено ($r=0,43$) (табл. 5.1).

Встановлено також зв'язок між IVH та індексами різноманіття грибів: D_{Mn} ($r=0,85$, $p<0,01$), D_{Mg} ($r=0,66$, $p<0,01$) та D_s ($r=0,79$, $p<0,01$). Зв'язку між IVH та індексами домінування, рівномірності розподілу мікобіоти не виявлено. Отримані дані свідчать про прямий зв'язок між складною ярусною, вертикальною структурою лісового фітоценозу та різноманіттям ксилотрофних грибів. Окрім того, між ІНН та індексом різноманіття Н тісного зв'язку не виявлено, але він дещо сильніший ($r=0,40$) порівняно з іншими значеннями індексів різноманіття грибного угруповання. ІНН корелює лише з індексом домінування U ($r=0,85$, $p<0,01$). Наявність зв'язків між дослідженими показниками оцінювання багатства рослин (різноманіття, домінування, вирівненість) є також цілком очікуваними (табл. 5.2). Встановлено тісний зв'язок між IVH та індексами фіторізноманіття (D_{Mn} , D_{Mg} , H). Підтверджено також наявність зв'язку між IVH та індексом домінування U ($r=0,83$, $p<0,01$). Натомість індекс домінування λ виявив зв'язок лише з ІНН ($r=0,73$, $p<0,01$). Встановлено тісний зв'язок між IVH та індексами фіторізноманіття (D_{Mn} , D_{Mg} , H).

Таким чином, дослідження підтвердили наявність зв'язку між просторовим розподілом ксилотрофних грибів та горизонтальною гетерогенністю лісу, але значно слабшого порівняно з вертикальною гетерогенністю лісу. Кореляційна оцінка параметрів угруповань рослин та ксилотрофних грибів показала наявність зв'язків між певними параметрами (табл. 5.3). Зокрема, виявлено кореляцію між індексами різноманіття рослин D_{Mn} та рівномірністю розподілу ксиломікобіоти E та U_s ($r=0,77$, $p<0,01$ та $r=0,81$, $p<0,01$ відповідно).

Встановлено також тісні зв'язки між загальною кількістю особин (дерев) та індексом мікорізноманіття Макінтоша ($r=0,82$, $p<0,01$), а також індексом домінування U щодо грибних угруповань ($r=0,90$, $p<0,005$). Індекс домінування U , розрахований для угруповань грибів, виявив також зв'язок з флористичними індексами різноманіття D_s ($r=0,91$, $p<0,005$) та H ($r=0,90$, $p<0,005$). Цікавим також виявився зв'язок між індексом домінуванням Бергера-Паркера для грибних угруповань та індексами фіторізноманіття Шеннона ($r=0,88$, $p<0,01$) та домінування Макінтоша ($r=0,95$, $p<0,005$). Тісний кореляційний зв'язок встановлено між індексом різноманіття H , розрахованим для рослин, та індексом різноманіття D_{Mf} щодо ксилемікобіоти ($r=0,90$, $p<0,005$), а також індексом домінування d ($r=0,88$, $p<0,005$). Варто відмітити також зв'язок між індексами домінування U щодо рослин та різноманіття D_{Mn} для ксилемікобіоти ($r=0,87$, $p<0,005$). Загалом, отримані дані свідчать про наявність зв'язку між різноманіттям грибів та флористичним багатством лісу. Отже, для зниження ризиків подальшої дигресії лісів зелених зон, що зазнають антропогенного навантаження, у систему їх моніторингу доцільно включити зазначені показники ксилемікологічної індикації антропогенного порушення лісового середовища.

Таблиця 5.1

Кореляція параметрів угруповань ксилотрофних грибів, зелена зона м. Біла Церква

Індекси	S ₂	N ₂	DM _{r2}	DM _{n2}	D _{s2}	H ₂	DM _{c2}	d ₂	U ₂	λ ₂	E ₂
S ₂	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N ₂	0,90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DM _{r2}	0,91	0,85	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DM _{n2}	0,92	0,80	0,82	-	-	-	-	-	-	-	-
D _{s2}	0,96	0,73	0,89	0,84	-	-	-	-	-	-	-
H ₂	0,90	0,90	0,86	0,85	0,86	-	-	-	-	-	-
DM _{c2}	0,11	-0,07	-0,90	-0,56	-0,87	-0,54	-	-	-	-	-
d ₂	-0,19	-0,28	-0,75	0,28	-0,78	-0,65	0,80	-	-	-	-
U ₂	0,78	0,76	0,85	0,86	0,79	0,94	-0,80	-0,85	-	-	-
λ ₂	0,56	0,65	-0,99	-0,78	-0,54	-0,90	0,76	0,77	-	-	-
E ₂	0,70	0,76	0,70	0,64	0,11	0,87	-0,89	-0,90	-0,69	-	-
U _{s2}	0,79	0,77	0,70	0,77	0,56	0,88	-0,87	-0,80	-0,44	0,89	-
IHH	0,38	0,57	-0,16	-0,03	-0,08	0,40	0,03	-0,23	0,12	0,85	0,64
IVH	0,77	0,43	0,66	0,85	0,79	0,45	0,09	0,11	-0,49	-0,03	0,12

Таблиця 5.2

Кореляція параметрів рослинних угруповань

Індекси	S_1	N_1	DM_{r1}	DM_{n1}	D_{s1}	H_1	DM_{c1}	d_1	U_1	λ_1	$E_{1\text{бб}}$
S_1	-	-	-	-	-	-		-	-	-	-
N_1	0,65	-	-	-	-	-		-	-	-	-
DM_{r1}	0,87	0,62	-	-	-	-		-	-	-	-
DM_{n1}	0,77	0,38	0,75	-	-	-		-	-	-	-
D_{s1}	0,58	0,81	0,16	0,30	-	-		-	-	-	-
H_1	0,24	0,95	0,52	-0,25	0,79	-		-	-	-	-
DM_{c1}	0,79	0,18	0,01	0,90	0,20	0,06					
d_1	0,92	0,80	0,17	-0,89	-0,89	0,37	-0,90	-	-	-	-
U_1	-0,41	0,48	0,81	-0,44	0,21	0,88	-0,87	0,86	-	-	-
λ_1	0,85	0,64	-0,48	0,79	0,89	0,34	0,78	-0,50	-0,20	-	-
E_1	-0,65	0,35	0,06	-0,87	0,43	0,75	0,45	0,51	0,85	-0,32	-
U_{s1}	0,96	-0,02	-0,94	0,21	0,45	-0,65	0,12	-0,13	0,79	0,64	0,76
ІНН	0,91	0,52	-0,78	0,94	0,53	-0,18	0,90	0,15	-0,11	0,73	0,07
ІVН	0,89	0,59	0,77	0,80	-0,12	0,76	0,59	0,83	0,45	-0,34	0,63

Таблиця 5.3

Кореляція параметрів угруповань рослин та ксилотрофних грибів

Індекси	S_1	N_1	DM_{r1}	DM_{n1}	D_{s1}	H_1	DM_{c1}	d_1	U_1	λ_1	E_1
S_2	-0,24	-0,87	-0,18	0,17	-0,76	-0,96	0,09	0,45	-0,61	-0,30	-0,28
N_2	0,05	-0,55	-0,78	0,49	-0,59	-0,88	0,45	-0,77	-0,98	-0,21	-0,43
DM_{r2}	0,11	-0,99	-0,19	-0,01	-0,96	-0,85	0,18	-0,39	-0,67	-0,23	-0,78
DM_{n2}	-0,09	-0,64	-0,45	-0,03	-0,89	-0,89	0,28	-0,38	0,87	-0,65	-0,56
D_{s2}	-0,24	-0,89	-0,12	-0,17	-0,76	-0,86	0,23	-0,34	-0,45	-0,87	0,15
H_2	0,04	-0,71	-0,55	0,36	-0,87	-0,67	0,67	-0,60	0,21	-0,12	0,08
DM_{c2}	-0,09	0,82	0,44	-0,40	0,60	0,90	-0,32	0,74	0,90	0,45	0,84
d_2	-0,38	0,47	0,69	-0,65	0,59	0,88	-0,87	0,34	0,95	-0,33	0,77
U_2	0,12	0,54	-0,43	0,38	-0,60	-0,76	0,44	-0,76	-0,90	-0,18	-0,60
λ_2	0,56	0,90	0,25	0,14	0,91	0,90	0,01	0,65	0,77	0,07	0,47
E_2	0,25	-0,41	-0,88	0,77	-0,65	-0,82	0,87	-0,54	-0,87	0,16	-0,98
U_{s2}	0,33	-0,78	-0,70	0,81	-0,57	0,27	0,77	-0,17	-0,78	-0,02	-0,97
ІНН	0,91	0,52	-0,78	0,94	0,53	-0,18	0,90	0,15	-0,11	0,73	0,07
IVН	0,89	0,59	0,77	0,80	-0,12	0,76	0,59	0,83	0,45	-0,34	0,63

5.1.1.2. Консорції деревних рослин та ксилотрофних грибів лісів зеленої зони навколо промислових підприємств (м. Біла Церква)

Тривала та інтенсивна промислова діяльність призвела до значної трансформації лісів північно-східної частини Лісостепу, спрощення видового складу фітоценозів і фрагментації лісових масивів, що спричинило зниження стабільності природних екосистем регіону. Одним із негативних екологічних наслідків функціонування кар'єрів поверхневої розробки корисних копалин, крім вилучення та руйнації певної природної території, є зниження рівня ґрунтових вод унаслідок їх відкачування, що порушує гідрологічний режим цього ландшафту [360]. Нами встановлено, що в урочищі «Кошик» у міру наближення до гранітного кар'єру погіршуються умови росту і розвитку *Q. robur* (розділ 2.5.3). Ймовірно, що це спричиняє зміни в структурі консорцій дерев та ксилотрофних грибів. У лісовому масиві виявлено 21 вид (166 знахідок) афілофороїдних грибів з 15 родів, 12 родин, 5 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota на *Q. robur*, *A. platanoides*, *C. oxyacantha* та *M. sylvestris* (дод. К 5). Детальна характеристика ПП наведена у дод М 6. На *Q. robur* ($I_c=4,87$) ПП1 виявлено 7 видів (21 знахідку) афілофороїдних грибів з 15 родів, 12 родин, 5 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota (дод. К 5). Усі плодоношення знаходяться у кронуовому мікогоризонті: *P. quercina* (8 знахідок), *V. comedens* (5), *R. molaris* (3), *P. ferruginosus* (2), *P. robustus* (P.Karst.) Bourdot et Galzin, *S. paradoxa* та *S. hirsutum*. (по 1; дод. Л 5). З наближенням від ядра урочища до кар'єра санітарний стан деревостанів змінюється: у приузлісній смузі масиву частка свіжого сухостою *Q. robur* сягає 6,7 %, здорових дерев збереглося лише 6,1 %. Найбільше (71,4 %) ксилотрофів виявлено на особинах *Q. robur*, що всихають (48,2 % дерев), найменше – на ослаблених деревах (9,5 %) (дод. М 7). Проте домінують ці консорти на деревах IV КК (81,0 % знахідок). На живих деревах *Q. robur* ПП2 ($I_c=3,51$) у 21 знахідці було виявлено 8 видів афілорофороїдних грибів з 15 родів, 12 родин та 5 порядків. Лише одна знахідка *L. sulphureus* була на корі пенька ($D_{сер}=48,2$ см). Решту плодоношень знайдено у кронуовому мікогоризонті (95,2 %): *V. comedens* (9 знахідок), *P. quercina* та *R. molaris* (по 3),

S. gausapatum (2), *H. setigerum*, *P. ferruginosus* та *P. robustus* (по 1) (дод. Л 5). У цій частині масиву домінують афілофороїдні гриби на деревах IV категорії стану (50 % знахідок – на 35 % особин *Q. robur*, що всихають); 30 % знахідок – на 38 % сильно ослаблених дерев (дод. М 7). 45 % ксилотрофів поширено на деревах IV КК (6,7 %). Однак, на відміну від деградованого деревостану ПП1, що біля кар'єру, на ПП2 ці гриби трапляються і на деревах I та II КК (по 25,0 %). У деревостані ПП3 ($I_c=2,23$) виявлено 10 видів ксилотрофів із 15 родів, 12 родин та 5 порядків (дод. К 5). Із 26 знахідок 6 – *A. platanoides*, 20 – *Q. robur*. 53,8 % знахідок зафіксовано на сухому гіллі живих дерев, у кроновому мікогоризонті: *P. robustus* (4), *V. comedens* (3), *D. acerina* (3), *P. cinerea*, *P. quercina*, *P. ferruginosus*, *S. paradoxa* та *S. hirsutum* (по 1). Усі дереворуйнівні гриби поширені на деревах III категорії стану, з них 57,1 % – на деревах I КК. На особинах III КК, які природно всихають – лише 7,2%.

На ПП4, 125 м від кар'єру, розвивається 10 видів (23 знахідки) афілофороїдних грибів з 9 родів, 12 родин та 5 порядків на *C. oxycantha* (1) та *Q. robur* (22) ($I_c=2,41$). 74 % ксилотрофів зафіксовано у кроновому мікогоризонті живих дерев *Q. robur*: *V. comedens* (8 знахідок), *R. molaris* (4), *P. laevis* (Fr.) (3), *O. corticola* та *S. gausapatum* (по 1). Натомість, лише 13 % знахідок припадає на відпад мертвої деревини *Q. robur* у надґрунтовому мікогоризонті: *H. setigerum*, *S. commune*, *V. comedens* (по 1). Серед категорій мертвого субстрату одна знахідка *H. rubiginosa*. була на безкорих ділянках пенька *Q. robur* ($D_{сер}=35,0$ см). 50,0 % дереворуйнівних грибів знайдено на ослаблених особинах *Q. robur*, яких в деревостані 34,7 %. На деревах I та III категорій стану розвивається однакова кількість ксилотрофів – 12,5 %. Проте найбільше (31,3 %) їх виявлено на деревах IV (17,5 %) і найменше – на деревах I КК (18,5 %), що є природної закономірністю. Ксилотрофів на *Q. robur* ПП5 ($I_c=2,86$) виявлено лише 3 види з 3 родів, 3 родин та 3 порядків. Вірогідно, це спричинено відсутністю сухостою (0,2 %), пеньків та малою кількістю деревного відпаду. Натомість, 87,5 % знахідок виявлено на сухому гіллі крони дерев II–IV категорій стану: *V. comedens* (6) та *R. molaris* (1). У стовбуровому мікогоризонті *Q. robur* IV КК, IV категорії

стану один раз трапилась знахідка *P. robustus*. Про природність поширення афілофороїдних грибів у цій частині лісового масиву свідчить той факт, що 62,5 % їх розвивається на сильно ослаблених деревах, частка яких становить 49,1 %. На відміну від ближчих до кар'єру деревостанів, тут найменше (12,5 %) заселені грибами ослаблені особини *Q. robur*. Ксилімікобіоти домінують на особинах IV КК (62,5%). У подібному, проте більш віддаленому від кар'єра деревостані (ПП6; 195 м; $I_c=2,67$) ситуація ідентична. На відміну від ПП1 та ПП2, на деревах IV категорії стану грибів не виявлено. Розподіл консортів за деревами I, II, III КК виявився майже однаковим: 30,0 %; 33,3 % та 35,0 %.

Видова різноманітність афілофороїдних грибів у деревостанах *Q. robur* урочища «Кошик» є нижчою, ніж на контролі – 3–10 видів та 6–26 знахідок проти 11 видів та 61 знахідки. Загалом, 91,6 % усіх знахідок грибів, 76,2 % видів було виявлено на живих деревах *Q. robur* I–IV категорій стану, інші – на мертвому субстраті. Найбільшою кількістю видів та знахідок грибів (15/139, відповідно 75,0 % і 83,7 % від загальної кількості) характеризується кроновий мікогоризонт. Порівняно незначну кількість афілофороїдних грибів виявлено у стовбуровому (12 знахідок; 7,2 % від загальної кількості), надґрунтовому (8; 4,8%) та комлевому (7; 4,3 %) мікогоризонтах (дод. Л 5). Проте тісного взаємозв'язку між значенням індексу Менхініка (діапазон від $D_{Mn}=1,19$ на ПП5 до $D_{Mn}=1,99$ на ПП4) та віддаленістю консорцій від кар'єра не встановлено (дод. М 8). Найбільше видів афілофороїдних грибів виявилось всередині лісового масиву (ПП3, ПП4). Видове ксилімікорізноманіття зменшується у напрямках узлісь до кар'єра і річки ($D_{Mn}=1,19$ на ПП5; $D_{Mn}=1,22$ на ПП6). Значення індексу Пілоу не має зазначених зв'язків (діапазон від $E_H=0,48$ на ПП2 до $E_H=0,92$ на ПП6). Такий розподіл, вірогідно, спричинений доволі неоднаковими санітарною та віталітетною структурами *Q. robur*.

Найчисленнішими у досліджених рослинних угрупованнях є евритрофи II-го порядку на листяних деревах (47,6 % за часткою видів; 78,3 % за часткою знахідок): *C. evolvens*, *D. acerina*, *H. rubiginosa*, *P. cinerea*, *P. quercina*, *P. robustus*, *R. molaris*, *S. hirsutum*, *S. subtomentosum* та *V. comedens*. Подібною

кількістю видів (47,6 %), але незначним числом знахідок (19,9 %), представлена група евритрофів I-го порядку: *H. setigerum*, *L. sulphureus*, *O. corticola*, *P. laevis*, *P. ferruginosus*, *P. punctatus*, *S. commune*, *S. flavipora*, *S. paradoxa*, *T. versicolor*. Лише один вид, *S. gausapatum* (1,8 % за часткою знахідок), виявився стенотрофним, приуроченим до розвитку на деревині *Quercus* spp. Найбільш подібними сформованими консорціями афілофороїдні гриби-*Q. robur* є консорції деревостанів ПП5/ПП6, ПП3/ПП4, що наразі найкраще збереглися в урочищі. Евклідова дистанція контрольної консорції ПП7 очікувано виявилася найбільшою серед інших ПП (рис. 5.8).

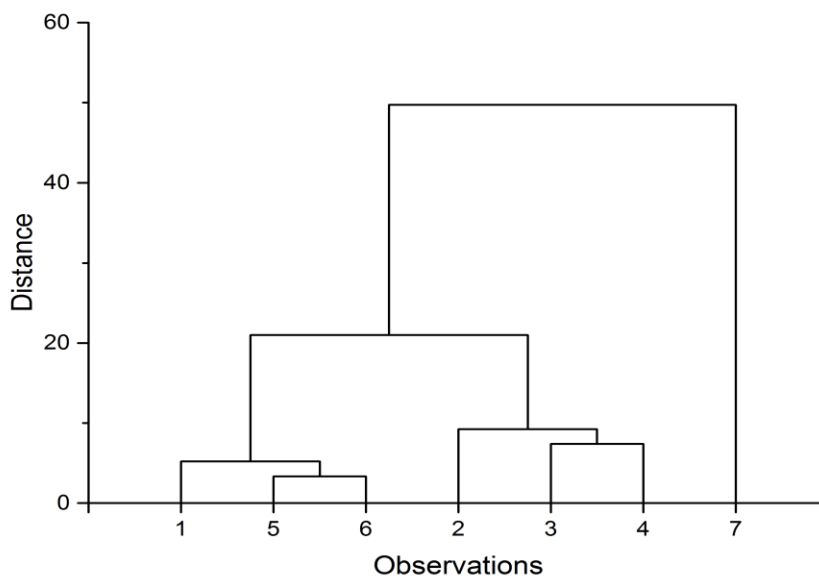


Рис. 5.8 Кластерна дендрограма консорцій *Q. robur* та афілофороїдних грибів ПП урочища «Кошик»

Внаслідок впливу добування граніту та рекреаційної діяльності в урочищі «Кошик» зеленої зони м. Біла Церква погіршуються умови росту і розвитку *Q. robur* у свіжій грабовій діброві. Кількість сухої деревини, категорій субстрату, рівнів організації консорцій змінюється у деревостанах нерівномірно, що спричинено тим, що вплив кар'єра і рекреації істотно відрізняються за просторовим розповсюдженням, механізмами та часовим режимом дії на екосистему урочища; у різних частинах лісового масиву по-різному деградує відповідні структурні компоненти екосистем. Кількість і якість відпаду деревини більше залежить від

таксаційних характеристик деревостанів, ніж від відстані до кар'єра. Зміни видового складу та поширення афілофороїдних грибів, а також їх консортивних зв'язків з *Q. robur* не мають тісної залежності з віддаленням від кар'єра. Віталітетна та санітарна структура насаджень, а також видова, систематична і трофічна структура ксилотрофних грибів свідчать про активний розвиток патологічних процесів.

5.1.1.3. Консорції едифікаторного ярусу та ксиломікобіоти у модельних паркових насадженнях та заповідних територіях

На території модельного об'єкту ДДП «Олександрія» (розділ 2.5.3) виявлено 30 видів грибів, що відносяться до 25 родів, 17 родин, 7 порядків відділів Ascomycota (клас Leotiomycetes) та Basidiomycota (клас Agaricomycetes) (дод. К 6). Серед ґрунтових сапротрофів відмічено плодоношення *Chlorophyllum rhacodes* (Vittad.) Vellinga та *Stropharia aeruginosa* (Curtis) Quéł., а також сухі плодові тіла *Calvatia utriformis* (Bull.) Jaar, розвиток якого припадає, в основному, на липень-серпень. Серед грибів, плодоношення яких приурочене до весняно-літнього періоду, знайдено ксилотроф із широким субстратним преферендумом *P. alveolaris*, який представлений лише однією знахідкою на дрібному, сухому гіллі *T. cordata*.

На *Q. robur* відмічено 23 види ксилотрофних грибів. З них три види-паразити, частка яких у парковій екосистемі склала лише 9 %: *F. hepatica* (75 % поширення виду приурочено до пеньків або спилів, віком більше 10 років; 25 % – комлевий мікогоризонт, I–II КК, ослаблені деревостани), *I. dryophila* (100 % – стовбуровий мікогоризонт *Q. robur* L., I–III КК) та *P. robustus* (83,3 % – стовбуровий мікогоризонт, 16,7 % – фотосинтезуючий горизонт *Q. robur*, I–III КК) (дод. Л 6, О 1). Останні два види відмічені виключно на деревах I–IV категорії стану. Їх плодоношення, приурочені в основному до механічно не пошкодженої стовбурової частини *Q. robur* на висоті 4–19 м. Тоді як *P. robustus* надавав перевагу механічним пошкодженням стовбура (дупла, тріщини кори, спили гілок 1-го та 2-го порядків), прискорюючи механічний відпад дерев. Плодоношення *F. hepatica*, навпаки, тяжіють до мертвих субстратів. Аналіз

віталітетної структури насаджень *Q. robur* свідчить що, найбільша кількість дерев, на яких зафіксовано найбільшу кількість знахідок ксилотрофних грибів, це дерева I КК (50 %), й, відповідно, найменша кількість – це дерева IV КК (8,8 %) (дод. Н 1). Такий розподіл може бути пояснений віковою структурою *Q. robur*. Окрім того, значення СКК (1,8–2,0) здорових дерев *Q. robur* свідчить, що по мірі приближення до лісових доріг та ландшафтних композицій з 35 % до 45 % зростає участь у цій категорії особини II–III КК. З наближенням до лісової дороги серед ослаблених дерев зростає частка дерев-содомінантів. Хоча загальна кількість ослаблених дерев не велика, проте зростає кількість дуже ослаблених особин III КК, що свідчить про можливість наростання патологічного процесу в віковій діброві у подальшому (дод. Н 2). Загалом, частка здорових дерев *Q. robur* на дослідженій території складала 40,6 %, решта – різною мірою ослаблені, у т.ч. 1,3 % – дуже ослаблені. Санітарний стан особин *Q. robur* свідчить про ослаблення та можливий поступовий відпад дерев. Зрозумілим є й те, що розподіл видової структури ксилотрофних грибів має тісний зв'язок не тільки з віталітетною, видовою та санітарною структурами деревних рослин, але й безпосередньо пов'язаний з просторовим розподілом. Так, половина знахідок від загальної кількості видів ксилотрофних грибів (50,0 %) трапляється на надґрунтовому мікогоризонті. 37,5 % – на комлевому мікогоризонті (дод. Л 6). На стовбуровому та кроновому мікогоризонтах – розподіл однаковий, по 8,3 %. На відповідних модельних ділянках екологічного профілю вікової діброви нами виявлено 13,3 % пеньків (дод. О 3). Відхилення величини поточного відпаду від нормального для даних умов свідчить про порушений стан лісової екосистеми. Решта ксилотрофних грибів мають сапротрофний спосіб живлення і приурочені до дрібного відпаду *Q. robur* (сухе гілля 1–5 см) та пеньків віком понад 10 років (співвідношення 3:2 відповідно): *A. sarcoides*, *B. adusta*, *C. mollis*, *C. variabilis*, *C. crucibuliforme*, *C. striatus*, *G. lipsiense*, *H. rubiginosa*, *H. fasciculare*, *H. lateritium*, *P. stipticus*, *P. quercina*, *R. molaris*, *S. commune*, *S. paradoxa*, *S. gausapatum*, *S. hirsutum*, *T. hirsuta*, *T. versicolor*, *V. comedens*. Отже, видова, систематична та трофічна структура ксилотрофів свідчить про те, що ця група грибів займає свою

еконішу, залежно від віку, санітарного стану, структури насаджень, умов місцезростань, характеристики морфо-метричних показників *Q. robur*.

Серед інших листяних порід дерев на модельних ділянках ДДП «Олександрія» слід відмітити *C. betulus* та *F. excelsior*, сформовані у ясенево-грабовій діброві ДДП («Грабовий будиночок»). Деревостан двоярусний, перший ярус представлений *Q. robur*, другий – *C. betulus* та *F. excelsior*; зімкненість намету 0,6–0,7, сума площ перерізів стовбурів – 57,2 м²/га, щільність – 122,1 шт./га, $H_{\text{ср}}=24,7\text{--}25,2$ м, $D_{\text{ср}}=26,5\text{--}31,2$ см; серед підліску слід виділити *T. cordata*, *A. platanoides*. Трав'яний ярус представлений типовим дібровним різнотрав'ям. Аналіз віталітетної структури *C. betulus* свідчить що, для дерев I класу розвитку (40,9 %) зафіксовано максимальну кількість знахідок ксилотрофних грибів – 66,7 %. Дерев II (40,9 %) та IV (18,2 %) КК мають однакову частку знахідок дереворуйнівних грибів на ділянці (дод. Н 3). На деревах III та V КК ксилотрофів не виявлено. Аналіз санітарної структури *C. betulus* та видової структури ксилотрофних грибів показав, що найменша кількість редуцентів характерна для дерев I категорії стану (33,3 %, $I_c=1,47$; дод. Н 4). Ксилотрофних грибів на ослаблених деревах на модельній ділянці не виявлено. Найбільша кількість знахідок (77,3 %) характерна для дерев IV категорії стану (50,0 %, $I_c=2,21$). Для сильно ослаблених деревостанів частка ксилотрофних грибів складає 16,7 %. Такий розподіл особин *C. betulus* за санітарною структурою можна пояснити тим, що всихаючі дерева мають більшу вірогідність пошкодження шкідниками та є менш стійкими до екологічних чинників. Виявлено для характерної модельної ділянки 6 видів грибів, що відносяться до 6 родів, 5 родин, 3 порядків, 2 класів відділів Asco- та Basidiomycota (дод. О 2). Паразитичний спосіб живлення характерний для 4 видів (66,7 %). Навколо зламів і спостерігався розвиток плодових тіл, кількість яких сягала більше 50 шт. – *B. adusta*, до 1 м по субстрату плодові тіла формувала *S. paradoxa*. Нечисленні плодоношення, приурочені до стовбура – *F. fomentarius* та *T. gibbosa*. Сапротрофне живлення виявлено для *G. lucidum* та *X. polymorpha*. Розподіл ксилотрофів за мікогоризонтами для *C. betulus* свідчить, що 50 %

досліджуваної групи грибів зосереджено у кроновому мікогоризонті, 40 % – у комлевому, і лише 10 % знахідок на стовбуровому (дод. Л 7). Ці дані відрізняються від розподілу за мікогоризонтами для *Q. robur*, для якого переважним морфологічним органом, де зосереджені ксилотрофи, був корінь та комель (дод. Л 6).

Для *F. excelsior* ($H_{\text{сер}}=21,1$ м, $D_{\text{сер}}=19,2$ см) на модельній ділянці виявлено 4 види грибів, що відносяться до 4 родів, 2 родин, 2 порядків, 2 класів відділів Asco- та Basidiomycota. Один паразитичний вид – на старому всихаючому дереві II КК із спиляною кроною (*F. fomentarius*) та 3 сапротрофи, що займали сусідні екониші на одному пеньку (*G. lipsiense*, *T. gibbosa*, *X. polymorpha* – 75 % знахідок на комлевому мікогоризонті (дод. Л 8). Серед м'яколистяних порід дерев на території «Грабового будиночку» було досліджено віталітетну та санітарну структуру насаджень за участі *T. cordata*. Встановлено, що уражені ксилотрофними грибами були лише сильно ослаблені ($I_c=2,2$, 25 % від загальної кількості дерев) дерева IV КК. Дерев II (41,7 %) та III (8,3 %) КК грибами не уражені. Загалом, 58,3 % дерев *T. cordata* є здоровими, 16,7 % – ослабленими, 25 % – сильноослабленими, всихаючими деревами, свіжий та старий сухостій відсутні. Виявлено 3 види грибів, що відносяться до 3 родів, 3 родин та 2 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. З них один паразитичний (*C. variabilis*) та два сапротрофи на мертвому дрібному відпаді (*P. alveolaris*, *S. commune*). 75 % знахідок грибів припадає на надґрунтовий мікогоризонт і лише 25 % – на стовбуровий, що підтверджує наші попередні дослідження про стан насаджень за видовою та трофічною структурою ксилотрофних грибів (дод. Л 9). Загалом, вікова, віталітетна та санітарна структура насаджень у «Грабовому будинку» за участі *C. betulus*, *T. cordata*, *F. excelsior* та видова, систематична, трофічна структура ксилотрофних грибів є відображенням кількісних та якісних параметрів розвитку, стану паркової екосистеми та свідчить про відсутність суттєвого патологічного процесу в ясенево-грабовій діброві.

На території ДДП «Олександрія» дерева *Pinus* spp. висаджувалися у різні періоди XX століття. За даними І.Г. Дерія на території парку у 1950–1960 рр.

зростало 650 дерев *Pinus* spp. віком 90–150 років, які представляли собою відокремлені галявини та алеї [795]. За цей час даних відносно дослідження мікобіоти хвойних дерев на території парку немає. У 70-х роках минулого століття насадження *Pinus* spp. почали інтенсивно всихати через зміну гідрологічного режиму (порушення дренажної системи) [701]. Досліджені нами деревостани представлені невеликими біогрупами *P. sylvestris* та *P. strobus*. по 3–4 особини в кожній біогрупі. Деревостан однарусний, зімкненість намету 0,1–0,2, сума площ перерізів стовбурів – 12,6 м²/га, щільність – 15,1 шт./га, $H_{\text{сеп}}=34,5$ м, $D_{\text{сеп}}=82,5$ см; підлісок відсутній. В трав'яному ярусі домінували лише злаки. Інтенсивність відновлення підросту *P. sylvestris* та *P. strobus* є недостатньою, нерівномірною. Санітарний стан перестійних соснових деревостанів не погіршується ($I_c=1,8$) порівняно з даними Драган Н.В. [701]. *P. sylvestris* та *P. strobus*, незважаючи на вік, продовжують зберігати задовільний життєвий стан. Кількість здорових дерев становить 41,9 %, ослаблених – 34,9 %, сильно ослаблених – 20,9 %, дерева категорії «свіжого та старого сухостою» на «Великій галявині» відсутні. Здебільшого представлені дерева I–II КК: 32,6 % – I КК (66,7 % знахідок грибів), 25,6 % – II КК (знахідки грибів відсутні), 23,3 % – III КК (16,7 % знахідок грибів), 16,3 % – дерева IV КК (знахідки грибів відсутні), 2,3 % – дерева V КК (16,7 % знахідок грибів).

Відомо що, у штучних насадженнях хвойних дерев умови зволоження для розвитку ксилотрофних грибів є субекстремальними, спектр деревних субстратів за рахунок регулярного догляду є незначним, що веде до розвитку обмеженої кількості видів дереворуйнівних грибів та покращення фітопатологічного стану [481, 496]. Підтвердженням цього є результати власних мікологічних обстежень. Виявлено лише 4 види макроміцетів. При чому три види (*B. badius*, *Suillus granulatus* (L.) Roussel та *T. terrestris*) є мікоризними і розвиваються у тісному взаємозв'язку із хвойними деревами. У нашому випадку, плодові тіла *T. terrestris* спостерігалися не на коренях, а у комлевому мікогоризонті *P. sylvestris*, в місцях механічних пошкоджень (розриви та тріщини кори). На шишках *P. strobus* (30 %) та *P. sylvestris* (14 %) відмічено плодоношення *A. vulgare*, який на інших

субстратах не трапляються. Відмічено одиничне плодоношення на ґрунті сапротрофа *S. aeruginosa*. Отримані нами дані щодо фітопатологічного стану штучних насаджень *P. sylvestris* та *P. strobus* на території ДДП «Олександрія», свідчать про можливість й подальшого збереження стійкості цих структурно-спрощених екосистем до негативних чинників середовища.

Загалом, структура ксилотрофів дослідженої заповідної паркової екосистеми є незбалансованою на відміну від природних лісів, що пояснюється відсутністю суттєвих механічних пошкоджень у мікогоризонтах, структурами деревостану та регулярним доглядом за територією.

Важливе значення має також дослідження не тільки ксилотрофів, але й мікоризоутворюючих грибів, оскільки саме за рахунок останньої групи відбувається постачання деревам мінеральних речовин та води; виділення вітамінів і ростових речовин; зростання стійкості рослин до паразитарних інфекцій; збільшення кількості хлорофілу в хвої та листках, підвищення транспірації тощо [494]. Аналіз мікоризоутворюючих грибів ДДП свідчить що, у паркових насадженнях, де співедифікатором деревного ярусу є *P. sylvestris*, домінує *B. badius* (50 %). Інші 2 види мають менше трапляння (*S. granulatus* – 33,0%, *T. terrestris* – 17,0%). На території, де едифікатором деревного ярусу є *Q. robur* домінують *X. chrysenteron* (41,0 %) та *X. pruinosus* (42,0%). Частка *B. rubellus* складає 17,0 %.

На території модельних ділянок ДДП «Софіївка» (підрозділ 2.5.3) в обстежених лісових масивах виявлено 22 види (82 знахідки) ксилотрофних грибів з 15 родів, 13 родин та 7 порядків класів Agaricomycetes та Tremellomycetes відділу Basidiomycota на *Corylus colurna* L. та *Quercus robur* L. (дод. К 7). Детальна характеристика ПП наведена у дод. М 9. На *Q. robur* відмічено 13 видів (77 знахідок) ксилотрофних грибів з 11 родів, 11 родин та 7 порядків класів Agaricomycetes та Tremellomycetes відділу Basidiomycota. 69,2% знахідок грибних базидіом припадає на *Q. robur* (13 видів), 80,0 % яких відмічено у надґрунтовому мікогоризонті на сухому відпаді ростучих дерев (дод. Л 10). У п'ять разів менше ксилотрофних грибів (17,0 %) виявлено у кронувому

мікогоризонті. Це види, здатні починати свій розвиток у кроні дерева, на висихаючому гіллі $D_{\text{сер}}=1-13$ см, та продовжувати його після відпаду таких субстратів на ґрунт: *P. robustus*, *S. commune*, *V. comedens*. Поодинокими зборами представлені комлевий (*S. hirsutum*, на безкорих ділянках основи стовбура $D=81,5$ см) та стовбуровий (*L. sulphureus*, на цілісному стовбурі $D=46,0$ см) мікогоризонти (дод. Л 10). Найпоширенішими у обстеженому ценозі виявились *V. comedens* (29,2%, дерева I–II КК, I–IV категорії стану) та *P. quercina* (21,5%, дерева I–III КК, I–IV категорії стану), які є піонерними видами афілофороїдних грибів, що розвиваються на мертвій деревині [796]. Більше половини всіх видів (10 видів) та знахідок (58,4%) ксилотрофів виявлено на деревах I КК, які домінують у фітоценозі (51,6%) (дод. Н 5). Майже в 2 рази менше трапляється на особинах II КК (22,1%), на особинах нижчих класів розвитку розвивається мінімальна кількість видів афілорофороїдних грибів. Варто зауважити, що 50% всіх знахідок ксиломікобоїнтів виявлено на сильно ослаблених (41,6% знахідок на 34,9% дерев) та ослаблених (27,2% знахідок на 26,1 % дерев) особинах. Найменше всього виявлено на деревах IV категорії стану (5,2%). Майже в 3 рази більше на «свіжому сухостої». В цілому, така невідповідність санітарної структури *Q. robur* видового та просторового розподілу афілорофороїдних грибів пояснюється відсутністю постійного субстрату різних категорій для розвитку карпофор через регулярний догляд людини за територією.

На *C. colurna* ПП2 відмічено 9 видів (17 знахідок) ксилотрофних грибів з 8 родів, 6 родин та 4 порядків класу Agaricomycetes (дод. К 6). Усі знахідки грибних базидіом виявлено у надґрунтовому мікогоризонті на трухломому, сухому відпаді: *H. cremeoalbum*, *L. crustosus*, *P. cinerea* та *P. limitata*, *P. laevis*, *P. contiguus*, *S. ochraceum*, *S. rugosum*, *V. coryli* (дод. Л 11). Оцінка віталітетної структури *C. colurna* показала, що з наближенням до приватних будівель частка особин I (на 5,2%) та II (на 7,1 %) КК зменшується, проте майже в два рази зростає внесок особин III КК. Загалом на ПП2 превалюють I КК (65%), на якому прогнозовано виявлено максимальну кількість видів та знахідок ксилотрофів (10 видів, 58,8 % знахідок) (дод. Н 6). Внесок II та III КК у фітоценозі є майже

однаковим (15,0 % та 16,0 % відповідно) на ПП2, проте саме на II КК (29,4% знахідок) розвивається більше ксилотрофів порівняно з III КК (5,9%). Загальний індекс стану *S. colurna* становить 1,84. Частка здорових особин становить 55,0 %, ослаблених – 22,0 %. Варто зауважити, що розвиток афілофороїдних грибів на *S. colurna* більш приурочений до «усихаючих» особин (8 видів, 47,1% знахідок) та «свіжого сухостою» (5 видів, 29,4% знахідок). Найменше всього карпофор ксилотрофів виявлено на ослаблених та сильно ослаблених особинах. Загалом, найпоширенішою у обстеженому фітоценозі виявилась *Vuilleminia coryli* (52,9% знахідок, дерева I, III–IV КК; I–III, V категорії санітарного стану).

5.1.2. Консортивна система деревних рослин та афілофороїдних грибів в умовах міста

В останні роки у зв'язку з розбудовою мережі доріжок та алеї паркові екосистеми м. Києва зазнають різної інтенсивності рекреагенної трансформації, яка проявляється у порушенні структурно-функціональної організації фітоценозу, що в свою чергу суттєво впливає на консортивні зв'язки дерев та ксилотрофних грибів (дод. К 8). Серед обраних модельних паркових насаджень м. Києва парк «Сирецький гай» зазнає найменшої рекреагенної трансформації (підрозділ 2.5.3) (дод. М 10, М 11). На модельній території «Сирецького гаю» зареєстровано розвиток 9 видів ксилотрофних макроміцетів з 8 родів, 8 родин, 5 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. Серед виявлених ксилотрофних макроміцетів евритрофів I порядку не зареєстровано. Більшість грибів (5 видів, 63,6 % знахідок) є евритрофами II порядку на листяних деревах: *H. fasciculare*, *P. radiata*, *S. commune*, *S. hirsutum* та *S. paradoxa*. Стенотрофи (36,4 %) представлені 4 видами: *P. quercina*, *P. robustus*, *P. rufomarginata* та *V. comedens*. На *Q. robur* відмічено розвиток 9 видів ксилотрофів. Досліджені деревостани *Q. robur* є ослабленими ($I_c=1,55$), частка здорових дерев *Q. robur* на дослідженій території складала лише 7,1 %. Частка ослаблених особин становила 50,0 % (7 знахідок). На дуже ослаблених деревах *Q. robur* та тих, що всихають дереворуйнівних грибів не зафіксовано. Свіжого сухостою *Q. robur* на ПП1 не

виявлено. Аналіз віталітетної структури (I–IV КК) *Q. robur* свідчить, що на деревах I КК (85,7 %) зафіксовано половину знахідок ксилотрофних грибів (50,0 %). На деревах III–V КК дереворуйнівні гриби відсутні. Серед категорій мертвих субстратів зафіксовано лише одну знахідку *S. °commune* (25 %) на відпаді *Q. °robur* ($D_{\text{сер}}=12,0\text{--}15,0^\circ\text{см}$) на корі і безкорих ділянках. Серед інших листяних порід дерев парку особливу цікавість представляє біокомплекс *C. betulus* та ксилотрофних грибів. На *C. betulus* відмічено розвиток 4 видів ксилотрофів. Древа *C. betulus* є сильно ослабленими ($I_c=2,75$). На здорових (20,0 %) та ослаблених (40,0 %) особинах ксилотрофів не виявлено. Найбільшу кількість знахідок ксилотрофних грибів зафіксовано на всихаючих особинах *C. betulus* (12 %). За класами розвитку на деревах IV КК – 5 знахідок дереворуйнівних грибів, тоді як для вищих класів розвитку (I, II) знахідок, навпаки, не виявлено. Загалом, за віталітетним аналізом встановлено, що відбувається всихання лише дерев *C. betulus* IV КК. Індекс стану підросту *C. °betulus* під пологом материнської породи не перевищував 2,2. Виявлено лише одну знахідку *S. paradoxa* на всихаючому гіллі. Серед категорій мертвих субстратів по аналогії з *Q. robur* зафіксовано лише одну знахідку *S. °commune*. Досліджені особини *T. cordata* та *A. platanoides* є здоровими ($I_c=1,45$, $I_c=1,25$), значення СКК становив 1,4–1,6. Древа *A. platanoides* III–IV–V категорій санітарного стану взагалі не виявлено. Зафіксовано лише 2 знахідки *P. rufomarginata* для *T. cordata* (III КК). Ксилотрофні гриби на *A. platanoides* відсутні. Розподіл за мікогоризонтами свідчить, що найбільша кількість видів грибів приурочена до кронового та стовбурового мікогоризонтів (дод. Л 12). Загальний показник стадії рекреаційної дигресії – IV.

На ПП2, яка має більше рекреаційне навантаження (підрозділ 2.5.3, дод. М 10) зареєстровано розвиток 6 видів ксилотрофних макроміцетів з 5 родів, 5 родин, 4 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. Серед виявлених ксилотрофних макроміцетів евритрофів I порядку не зареєстровано. Більшість грибів (3 види, 65,4 % від кількості знахідок) була стенотрофами: *P. quercina*, *P. rufomarginata* та *V. comedens*. Евритрофи II порядку на листяних деревах (34,6 %)

представлені також 3 видами: *R. molaris*, *S. hirsutum* та *S. paradoxa*. На деревах роду *Quercus* L. відмічено 5 видів ксилотрофів, з яких *P. quercina*, *R. molaris*, *S. hirsutum*, *S. paradoxa*, *V. comedens* розвивається на *Q. robur* і лише один вид *V. comedens* на *Q. rubra* (I категорія стану, I КК). Особини *Q. robur* є ослабленими ($I_c=1,75$), тоді як *Q. rubra* – здоровими ($I_c=1,20$). Найбільша кількість знахідок грибів (63,2 %) зафіксовано для II категорії стану *Q. robur*, на здорових деревах та свіжому сухостої дереворуйнівної мікобіоти не виявлено. Аналіз за КК особин *Q. robur* показав, що 30 % знахідок приурочено до вищого класу, відповідно найменша кількість для IV, V; відбувається всихання дерев лише III КК.

Оцінка санітарного стану *C. betulus* свідчить, що особини виду є ослабленими ($I_c=1,51$), III-VI категорії стану не виявлено. Зафіксовано лише одну знахідку *S. hirsutum* на дереві II категорії стану, III КК. На підрості *C. betulus* грибів не виявлено. Для *T. cordata* ($G_m - 0,6 \text{ м}^2/\text{га}$, $N - 26 \text{ шт./га}$, $H_{\text{сер}}=14,0 \text{ м}$, $D_{\text{сер}}=22,1 \text{ см}$, $I_c=1,80$, здорові особини відсутні) зафіксовано *P. rufomarginata* (II–III категорія стану, II–III КК). На підрості *T. cordata* грибів не виявлено. Цікавою особливістю є те, що на деревах *A. platanoides* не зафіксовано ксиломікобіонтів. Насадження *A. platanoides* є здоровими ($I_c=1,10$), сильно ослаблені особини та свіжий сухостій відсутні, СКК в межах 1,0–1,2. Аналогічна тенденція на ПП у Солом'янському ЛП простежується щодо *F. excelsior* та *P. tremula*: знахідки дереворуйнівних грибів відсутні. Розподіл за мікогоризонтами показав, що найбільша кількість видів приурочена до кронного мікогоризонту, лише одну знахідку на *Q. robur* зафіксовано в комлевому мікогоризонті (дод. Л 13). Розподіл видів ксилотрофів за категоріями субстрату показав, що всі види та знахідки приурочені до дерев I–V категорії стану, на мертвому субстраті грибів не виявлено. Це пояснюється тим, що відпад на ПП2 майже відсутній. Стадія рекреаційної дигресії – V.

На ПП3 (підрозділ 2.5.3, дод. М 10) зареєстровано розвиток лише 3 видів ксилотрофних макроміцетів з 3 родів, 3 родин, 3 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. Серед виявлених ксилотрофних макроміцетів евритрофів I та II порядку на хвойних не зареєстровано. Більшість знахідок грибів (2 види,

91,7% знахідок) представалена стенотрофами: *P. °quercina* (I–II категорія стану, II–III КК) та *V. comedens* (I–III категорія стану, I–II КК). Евритрофи II порядку на листяних деревах представлені 1 знахідкою на підрості *Q. robur* – *Cylindrobasidium evolvens* (Fr.) Jülich. Всі знахідки видів приурочені до кронового мікогоризонту та живого субстрату. Стан *Q. robur* є задовільним ($I_c=1,50$). Кількість здорових дерев становить 54,5 %, свіжого та мертвого сухостою не виявлено. Зафіксовано знахідки *C. evolvens*, *V. comedens* також на підрості *Q. °robur*. Тоді як санітарний стан соснових деревостанів є незадовільним ($I_c=1,75$). Кількість здорових дерев становить лише 16,7 %, тоді як ослаблених – 56,9 %. Здебільшого представлені дерева I–II КК: 65,3 % – I КК, 22,2 % – II КК, 9,7 % – III КК, 2,7 % – дерева IV КК, дерева V КК відсутні. У результаті лісопатологічних обстежень насаджень *Pinus* spp. не виявлено жодної знахідки ксилотрофів. Стадія рекреаційної дигресії – IV.

На ПП4 (підрозділ 2.5.3, дод. М 10) зареєстровано розвиток 4 видів ксилотрофних макроміцетів з 3 родів, 3 родин, 2 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. Більшість грибів (3 види, 54,5 % від кількості знахідок на ПП) були евритрофами II порядку на листяних деревах: *F. fomentarius*, *P. cinerea* та *S. °hirsutum*. Стенотрофи представлені (45,5 %) лише *P. rufomarginata*. 81,8 % знахідок грибів зафіксовано у кроновому мікогоризонті, представленість у надґрунтовому та комлевому є однаковою – 9,1 %, у кореновому та стовбуровому мікогоризонтах гриби відсутні. Розподіл видів ксилотрофних грибів за субстратами показав, що усі види розвиваються на деревах I–V категорії стану. На особинах *A. platanoides* не знайдено жодної знахідки ксилотрофів. Загалом, насадження *A. platanoides* є здоровими ($I_c=1,15$), сильно ослаблених дерев, свіжого та мертвого сухостою не виявлено; домінують дерева I КК (58,9 %). Також відсутні ксилотрофи на особинах *P. sylvestris* (ослаблені деревостани, домінує I КК). На деревах *T. cordata* знайдено *P. rufomarginata* (60 % знахідок – III категорія стану, I КК). Індекс санітарного стану *T. cordata* дорівнює 2,75; насадження є сильно ослабленими. Аналіз віталітетної та санітарної структур А.

hippocastanum свідчить, що 80,0 % знахідок грибів (*F. fomentarius*, *P. cinerea*, *S. hirsutum*) приурочено до мертвого сухостою та 60,0 %, IV КК. *A. hippocastanum* має індекс санітарного стану 3,15; що свідчить про високий ступінь пошкодження. Загальний показник – II стадія рекреаційної дигресії.

На ПП5 (підрозділ 2.5.3, дод. М 10) зареєстровано розвиток 11 видів ксилотрофних макроміцетів з 10 родів, 9 родин, 5 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. Серед виявлених ксилотрофних макроміцетів евритрофів I порядку не зареєстровано. Більшість грибів (8 видів, 51,0 % від кількості знахідок на ПП5) були евритрофами II порядку на листяних деревах: *B. radula*, *C. evolvens*, *Corticium roseum* Pers., *G. lucidum*, *H. sambuci*, *P.s ferruginosus*, *R. molaris*, *T. biforme*. Стенотрофи (49,0 %) представлені 3 видами: *P. quercina*, *P. robustus* та *V. comedens*. Розподіл мікроміцетів за мікогоризонтами показав, що більше половини видів та знахідок приурочено до кронового мікогоризонту на *Q. robur* (дод. Л 14). Співвідношення ксиломікобіонтів за категоріями субстратів показало, що найбільше видів і знахідок зафіксовано на відпаді, тоді як лише один вид на дереві V категорії стану. На пеньках ксиломікобіонти були відсутні (дод. О 4). Аналіз санітарної та віталітетної структури *Q. robur* свідчить, що найбільш сприятливими для заселення дереворуйнівними грибами виявилися особини *Q. robur* I та II КК, II та III категорії стану. Загалом, особини *Q. robur* у парку є ослабленими ($I_c=1,75$), мертвого сухостою не виявлено. На підросі *Q. robur* ксиломікобіота відсутня ($I_c=1,0$). Загальний показник – III стадія рекреаційної дигресії.

Зареєстровано розвиток 8 видів ксилотрофних макроміцетів з 7 родів, 7 родин, 5 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota на ПП6 (підрозділ 2.5.3, дод. М 10). Серед виявлених ксилотрофних макроміцетів евритрофів I порядку не зареєстровано. Евритрофи II порядку на хвойних представлені однією знахідкою – *C. arida*. Більшість знахідок грибів (3 види, 53,3 % від кількості знахідок на ПП6) представалена стенотрофами: *H. °rubiginosa*, *T. hollii* та *V. °comedens*. Евритрофи II порядку на листяних деревах представлені 4 видами (40,0 %): *C. purpureum*, *H. sambuci*, *S. flavipora* та *S. paradoxa*. На деревах

Q. robur відмічено розвиток лише 2 видів ксилотрофів (*V. comedens*, *S. °flavipora*). Деревостани *Q. robur* є ослабленими ($I_c=1,60$), частка здорових дерев *Q. robur* складає 15,0%. Частка ослаблених особин становить 35,0 %. На дуже ослаблених деревах *Q. robur* та тих, що всихають дереворуйнівних грибів не зафіксовано. Свіжий сухостій *Q. robur* на ПП6 відсутній. Аналіз віталітетної структури *Q. robur* свідчить, що на деревах I КК (75,0 %) зафіксовано половину знахідок ксилотрофних грибів (50,0 %). На деревах IV КК дереворуйнівні гриби відсутні. Санітарний стан соснових деревостанів є також незадовільним ($I_c=2,15$). Кількість здорових дерев становить менше 2 %, тоді як ослаблених – 33,3 %, сильно ослаблених – 36,5 %. Здебільшого представлені дерева I КК (79,3 %). 15,9 % – дерева II КК, дерева IV та V КК відсутні. У результаті лісопатологічних обстежень насаджень *Pinus*°spp. виявлено лише знахідку *S. arida* та *T. hollii* (мертвий сухостій, II КК). Досліджені особини *A. platanoides* ($I_c=1,75$) та *F. excelsior* ($I_c=2,15$) у лісопарку «урочище Совки» є ослабленими, значення СКК обох видів не перевищував 2,0–2,2. Ксилотрофіми на особинах обох видів відсутні. Половину знахідок грибів на деревах (50,0 %) приурочено до комлевого мікогоризонту, тоді як на кронному та стовбуровому мікогоризонті виявлено однакову кількість ксилотрофів (15,5 %). Серед усіх категорій субстрату 86,6 % знахідок мікобіоти зафіксовано на деревах I–V категорії стану. На мертвому субстраті зафіксовано лише по одному виду на відпаді (гілки середнього розміру), пеньку. Стадія рекреаційної дигресії – III.

На ПП7 (підрозділ 2.5.3, дод. М 10) розвивається 11 видів ксилотрофних макроміцетів з 10 родів, 8 родин, 4 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. Серед виявлених ксилотрофних макроміцетів евритрофів I порядку не зареєстровано. Більшість грибів (4 види, 69,2 % від кількості знахідок на ПП7) була стенотрофами: *D. acerina*, *P. quercina*, *P. °robustus* та *V. comedens*. Евритрофи II порядку на листяних деревах (30,8 %) представлені 7 видами: *A. mellea*, *A. squarrosus*, *C. roseum*, *P. ferruginosus*, *R. molaris*, *S. hirsutum* та *S. °paradoxa*. Особини *Q. robur* на території парку є здоровими ($I_c=1,45$), сильно ослаблених та свіжого сухостою не виявлено, домінують дерева вищого класу

розвитку (85,5 %). Виявлено для *Q. robur* 7 видів ксилотрофних грибів, більшість з яких на ослаблених особинах І КК. На особинах *A. platanoides* знайдено 2 види, 14 знахідок ксилотрофних грибів на деревах ІІ КК. Окрім того, слід зауважити, що 30,5 % ксиломікобіонтів розвивається на деревах *A. platanoides* ІІ категорії стану, дещо менше (23,5 %) на здорових особинах. На сильно ослаблених особинах та свіжому сухостою знайдено однакову кількість знахідок грибів (10,5 %). Загалом, насадження *A. platanoides* є здоровими ($I_c=1,50$). Також відсутні ксилотрофи на особинах *U. glabra* (ослаблені особини, домінує ІІ КК). На сильно ослабленому *A. hippocastanum* знайдено одну знахідку *A. mellea*. Розподіл макроміцетів за мікогоризонтами показав, що на відміну від інших ПП, більшість знахідок (34,6 %) та видів грибів приурочено до комлевого мікогоризонту. Лише одна знахідка *A. mellea* зафіксовано у кореновому мікогоризонті *A. hippocastanum*. Знахідки у кронному мікогоризонті (19,2 %) зафіксовано лише для *Q. robur*.

Загалом в парках м. Києва обстежено 976 особин 15 видів деревних рослин, зареєстровано розвиток 27 видів ксилотрофних макроміцетів з 22 родів, 16 родин, 6 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota (дод. Л 7; П 1, П 2). З них 66 % представлені евритрофами ІІ порядку на листяних деревах, а 30 % – стенотрофами на *Q. robur*, *A. platanoides*, *P. sylvestris* та *T. cordata* (по 1 виду). Відповідно до ступеня градієнту рекреагенної трансформації досліджених паркових екосистем найбагатшими за видовим складом (11 видів ксиломікобіонтів) виявилися Голосіївський парк ім. М. Рильського (3 бали, 83 % обстеженого деревостану представлено *Q. robur*) та парк «Нівки» (2 бали, 62 % деревостану становить *A. platanoides*). Видове багатство, обчислене за допомогою індексу Менхініка, у 1,5 рази вище на ПП7 ($D_{mn}=2,4$). Відповідно, у цьому ценозі була найвищою і загальна різноманітність ксиломікобіонтів, виражена індексом Шеннона ($H=0,88$) (рис. 5.9). Подібність видових спектрів ксилотрофних макроміцетів на обстежених парків обумовлена наявністю видів з широким субстратним преферендумом: *S. paradoxa* (13 знахідок на *C. betulus* та *Q. robur*) та *S. hirsutum* (7 знахідок на *A. hippocastanum*, *C. betulus* та *Q. robur*) та

стенотрофними грибами. Видовий комплекс макроміцетів *Q. robur*, на який припадає 110 (67,5 % від загальної кількості) мікологічних знахідок, на 57,3 % представлений стенотрофами (63 знахідки), що супроводжують даний вид у насадженнях і на інших деревах не трапляється. Виділити в окремий кластер можна також видовий комплекс *T. cordata* (100% зборів представлені лише одним масовим на цій породі стенотрофним макроміцетом – *P. rufomarginata*) та *A. platanoides* (73 % зборів представлені лише одним масовим стенотрофним макроміцетом – *D. acerina*). Наявність цих деревних порід на ПП веде до значного зростання індексу Шеннона за відносно низьких значень видового багатства.

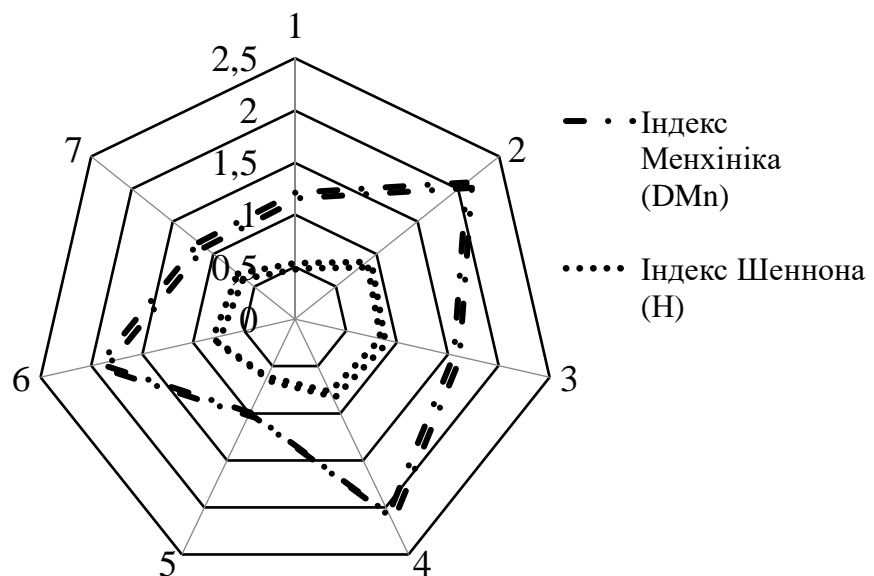


Рис. 5.9 Видове багатство ксиломікобіоти паркових насаджень м. Києва (1 – парк «Дружби народів», 2 – парк «Нивки», 3 – парк ім. М.П. Рильського, 4 – лісопарк «урочище Совки», 5 – парк «Перемога», 6 – парк «Сирецький гай», 7 – Солом'янський ландшафтний парк)

Аналіз трофічної структури мікобіоти досліджених паркових екосистем м. Києва показав, що найбільше евритрофів II порядку на листяних видах (100,0 %) зафіксовано у парку «Дружби народів», евритрофів I порядку (48,0 %) – парк «Сирецький гай» (дод. Н 8). Тоді як найвища частка знахідок стенотрофів (63,0 %) притаманна для парку «Нивки». Евритрофів II порядку на хвойних видах (6,5 %) зафіксовано лише у парку «урочище Совки». Прямо-пропорційної

залежності між частками паразитів та сапротрофів та стадією рекреагенної дигресії не виявлено. Так, найвища частка паразитів (46,7 %) встановлена ПП4 (4 бали), хоча відсутні повністю паразити на ПП у парку «Дружби народів» та парку «Перемога», не зважаючи на те, що середньозважений індекс санітарного стану поступово збільшується з 1,55 до 2,25 (рис. 5.10). Розподіл ксилотрофних грибів за категоріями субстратів домінуючих видів деревних рослин показав, що для *Quercus* spp. 66,90 % знахідок дереворуйнівних грибів зафіксовано на живих деревах (всихаюче гілля крони, раневі зони) (дод. О 5), 31,12 % знахідок на *Quercus* spp. приурочено до відпаду середнього та малого розміру.

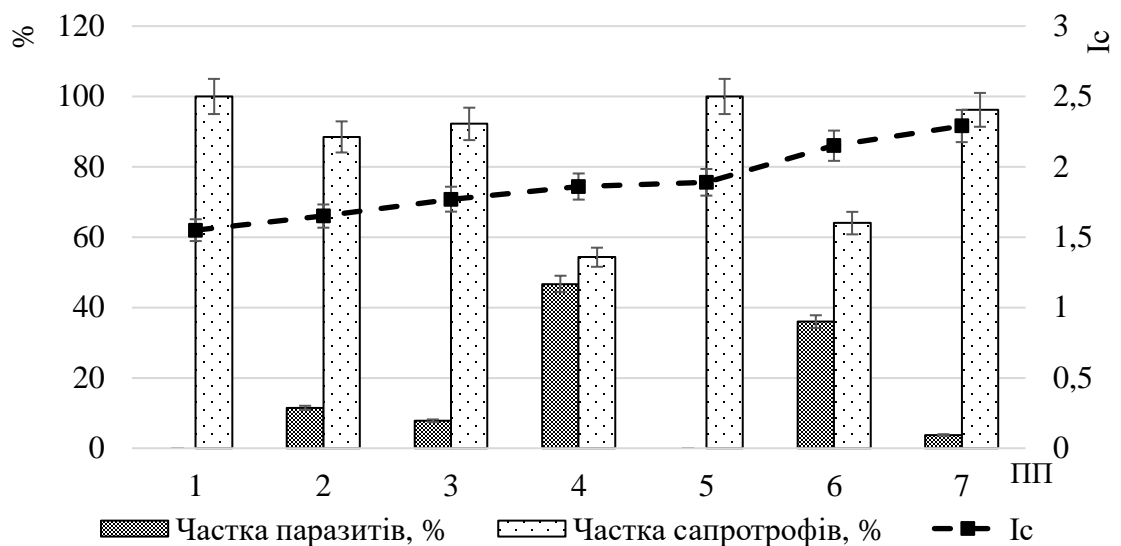


Рис. 5.10 Санітарний стан паркових насаджень в м. Києва та трофічна структура ксилотрофічної мікробіоти на градієнті збільшення рекреагенної трансформації

Для *A. platanoides* також домінують знахідки на живих деревах, але, на відміну від *Quercus* spp., максимальна кількість ксилотрофів зареєстрована на непошкоджених ділянках живих дерев. Ксилотрофи на *P. sylvestris* зафіксовано лише на мертвому відпаді (стовбурова частина) та на сухостой. Для *C. betulus* також аналогічно з іншими листяними породами домінують знахідки на живих деревах (53,3 %) (всихаюче гілля крони, раневі зони). 100 % дереворуйнівних грибів на *T. cordata* на всихаючому гіллі крони живих дерев. Розподіл за мікогоризонтами показав, що максимальна кількість знахідок зосереджена у кронному мікогоризонті (90 знахідок), тоді як мінімальна – у кореновому (одна знахідка *A. mellea* на *A. hippocastanum*) (дод. Л 15).

Оцінка субстратної диференціації ксилотрофічного комплексу паркових насаджень м. Києва за градієнтом рекреаційної дигресії дозволила виявити певну спеціалізацію, співвідношення екологічних груп ксилотрофів по відношенню до санітарного стану, віталітету домінуючих видів деревних рослин: *Q. robur* та *A. platanoides*. На інших видах деревних рослин кількість ксилотрофів була мінімальна. За допомогою кластерного аналізу для пошуку закономірностей функціонування та розвитку консорцій дерев та ксилотрофних грибів були використані кількісні показники семи ПП паркових екосистем м. Києва для 2 видів деревних рослин (КК, I_c , $H_{сер}$, $D_{сер}$, G, загальна кількість ксилотрофів, паразитів, стенотрофів). Кластерний аналіз був проведений по двом напрямкам: схожість *Quercus* spp. та *A. platanoides* на різних ПП за видовою структурою ксилотрофів та схожість сформованих консорцій *Quercus* spp. і *A. platanoides* з врахуванням середнього значення кількісних показників дерева-живителя та ксилотрофічної мікробіоти на кожній ПП. Більш показовим виявився кластерний аналіз по другому напрямку. Так, у дендриті *Quercus*-ксилотрофічного комплексу найбільша близькість характерна для 2 основних кластерів (рис. 5.11).

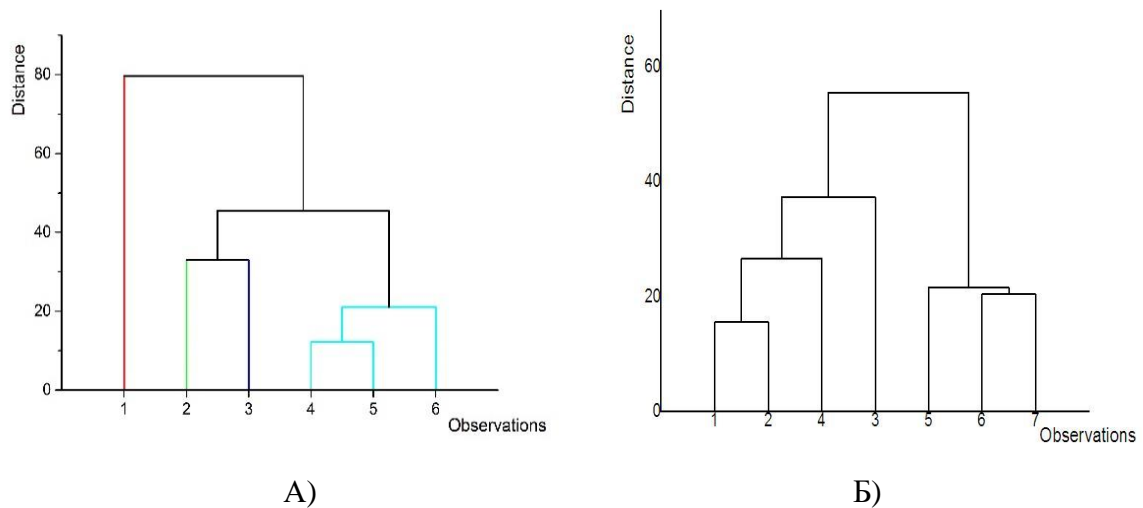


Рис. 5.11 Консорції у паркових насадженнях м. Києва: А) *Quercus*–ксилотрофічний комплекс; Б) *Acer*–ксилотрофічний комплекс; 1) парк «Нивки»; 2) парк ім. Максима Рильського; 3) лісопарк «Урочище Совки»; 4) парк «Перемога»; 5) парк «Сирецький гай»; 6) Солом'янський ландшафтний парк; 7) парк «Дружби народів».

Перший кластер – парк «Перемога» та лісопарк «Сирецький гай», попередні два парки та Солом'янський ландшафтний парк. Найбільш відокремленим виявився консорції *Quercus*–ксиломікокомплекса парку «Нивки». Варто зазначити, що саме найвищими показниками видового багатства ($D_{Mn}=2,4$) та загальної різноманітності ксилеміобіонтів ($H=0,88$) виявились ПП7 з *Q. robur* та *Q. rubra* у парку «Нивки». Отже, виявлено схожість у структур *Quercus*–ксиломікокомплекса на більш високих стадіях рекреагенної дигресії (загальний показник III та IV стадія рекреагенної дигресії). Для дендриту консорцій *Acer*–ксиломікокомплекс суттєва схожість виявлена також між 2 кластерами: 1) парки «Перемога» та «Сирецький гай», 2) парки «Дружби народів» та «Нивки» (рис. 5.15). Обособленими виявилися парк ім. Максима Рильського та лісопарк «Урочище Совки». На відміну від дендриту *Quercus*–ксиломікокомплекса виявлено схожість у функціонуванні коадаптивної системи *Acer*–ксиломікокомплекса не тільки на високих стадіях рекреагенної дигресії, але і в найменш трансформованих паркових екосистемах, що пояснюється біологічними особливостями *A. °platanoides*. Враховуючи те, що у ценозі маємо емерджентний та синергетичний характер прояву закономірностей функціонування консортивної системи дерев та ксилотрофних грибів, для встановлення більш інформативних діагностичних показників індикаторним є факторний аналіз головних компонентів (рис. 5.12).

Прямо-пропорційна залежність (в одному квадранті) є між знахідками ксилотрофних грибів та індексом санітарного стану, що є цілком зрозумілим для градієнту рекреагенної трансформації. Тісного зв'язку між КК та знахідками дереворуйнівних грибів не виявлено. Відсутність кореляції спричинена порушеністю віталітетної структури деревостанів досліджених екосистемах. Прямо-пропорційна залежність між індексами віку та основними морфометричними параметрами дерев пояснюється особливостями розвитку, так само як і обернено-пропорційна залежність щодо КК. Для якісного інформативного використання оцінки стану консортивних зв'язків як біодіагностичного

показника рекреагенної трансформації лісів різного функціонального призначення проаналізуємо консорції деревних рослин та ксилотрофів залишків природних та напівприродних лісів м. Києва (розділ 2.5.3).

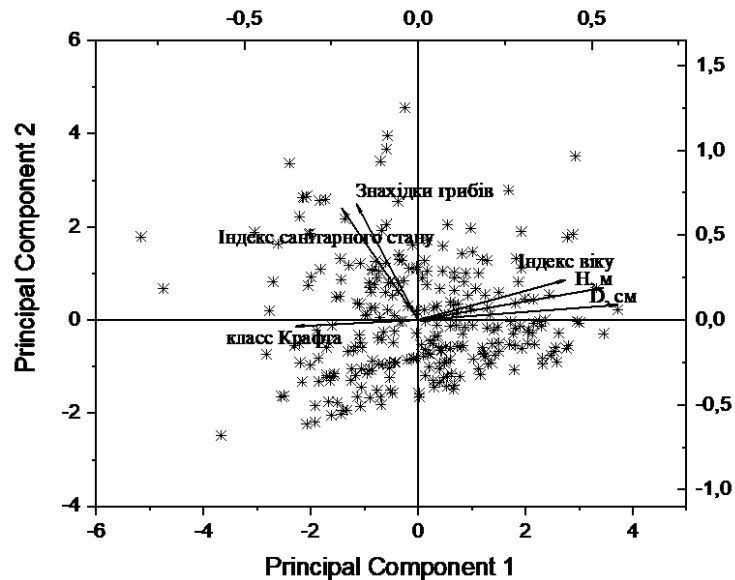


Рис. 5.12 Факторний аналіз консорцій деревних рослин та ксилотрофів паркових насаджень м. Києва

Проведене дослідження показало, що біотопи за стадіями рекреаційної дигресії територій мають наступну градацію: ПП1 – «Голосіївський ліс», ПП2 – «Біла діброва», ПП3 – «Лиса гора», ПП4 – «Теремки». Загалом на ПП, зафіксовано розвиток 51 вид макроміцетів (224 знахідки ксилотрофних грибів), 34 роди, 20 родин, 7 порядків відділу Basidiomycota (клас Agaricomycetes) (дод. К 9) на 451 особині (11 видів) дерев. Рекреагенні порушення на модельних ділянках наведено у дод. М 12. На ПП1 («Голосіївський ліс») виявлено 25 видів макроміцетів (68 знахідок), які відносяться до 22 родів, 13 родин, 4 порядків відділів Ascomycota (клас Leotiomycetes) та Basidiomycota (клас Agaricomycetes). 70,6 % знахідок є евритрофами II порядку, 22,1 % - евритрофи I порядку (дод. К 9). Стенотрофи (7,3 % знахідок) репрезентовані лише *F. hepatica*. Максимальна частка ксилотрофів (44,1% знахідок) виявлено у ґрунтовому мікогоризонті, 26,5 % - стовбуровий, 16,2 % - кроновий, 13,2 % - комлевий мікогоризонт (дод. Л 16). На живих деревах знайдено 17 видів, мікоризних видів не виявлено. На *Q. robur*

відмічено 9 видів ксилотрофів, серед яких 3 види є паразитами, частка яких у фітоценозі становить 10,0 %: *F. hepatica* (I КК, II–III категорії стану; зрублені пеньки, $D_{\text{сер}}=105,0$ см), *I. dryophila* (III КК, IV категорія стану) and *P. robustus* (I КК, III–IV категорії; відпад). Аналіз віталітетної структури *Q. robur* показав, що ксиломікобіота (64,7 % знахідок) більш приурочені до дерев I КК (64,0 %), найнижча частка (5,9 % знахідок) виявилася на деревах III КК (12,0 %). Частка дерев II та III КК на ПП1 є однаковою. Ці дані різняться від даних паркових насаджень, де зв'язку між КК та розподілом знахідок ксилотрофів не виявлено. Показник СКК (1,8) всихаючих дерев свідчить, що зростає участь у цій категорії особини I та II КК. Такий розподіл доводить, що всихання дерев *Q. robur* не є природним процесом, і поступово може відбутися зміна головної лісотвірної породи на *C. betulus*, який має порослеве походження та формується на території парку на місці вирубаного раніше лісу. Аналіз санітарної структури *Q. robur* показав, що деревостани *Q. robur* є ослабленими ($I_c=1,68$) (табл. 5.4). Частка здорових дерев *Q. robur* складає 24,0 %, решта – різною мірою ослаблені, у т.ч. 5,5 % – свіжий сухостій. Найбільшу кількість знахідок ксилотрофів (29,4 %) виявлено на усихаючих деревах *Q. robur* (8,0 % дерев). На ослаблених (38 %) та сильно ослаблених (24,5 %) особинах частка ксиломікобіонтів виявилася однаковою – 23,5 %. Зафіксовано розвиток *L. sulphureus* на відпалих стовбурах ($D_{\text{сер}} = 67,5$ см). На *C. betulus* було знайдено 16 видів ксиломікобіонтів. Майже половина всіх знахідок грибів (47,1 %) зафіксовано на деревах II КК (26,2 %). Для нижчих класів розвитку (IV–V класів) виявлено однакову частку знахідок ксилотрофів (17,6 %). Варто також зауважити, що лише *V. comedens* (5,9 %) розвивається на деревах III КК (12,0 % дерев). СКК (3,2–3,4) сильно ослаблених особин *C. betulus* свідчить про те, що всихання дерев є природним процесом на відміну від розподілу за СКК *Q. robur*. Оцінка санітарної структури *C. betulus* показала, що особини виду є здоровими ($I_c=1,45$) на відміну від *Q. robur*. Зокрема, частка здорових дерев складає 38,1 %, натомість, усихаючих дерев виявлено лише 3,1%. Частка ксилотрофів для сильно ослаблених дерев та свіжого сухостою є однаковою – 29,4 %. 11,8 % ксилотрофів, серед яких є паразит

F. fomentarius, виявлено для здорових особин виду. Отже, розподіл ксиломікобіонтів за категоріями стану для *C. betulus* та *Q. robur* на ділянці природної діброви має однакову тенденцію до збільшення частки дереворуйнівних грибів при погіршенні санітарного стану. На повалених стовбурах та гілках ($D_{\text{сер}}=20-35$ см) виявлено карпофори 12 видів грибів. *B. adusta*, *P. cervinus*, *S. paradoxa*, *S. subtomentosum*, *T. biforme* віддавали перевагу порушеним тканинам дерев. *A. auricula-judae*, *C. unicolor*, *D. tricolor*, *F. fomentarius*, *S. hirsutum* та *T. gibbosa* розвивалися на цілісній корі. *X. polymorpha* розвивалася біогрупами на гнилій деревині *C. betulus*. Аналіз деревних рослин представлених у другому ярусі показав, що ксиломікобіонти на *T. cordata* (*F. fomentarius*; стовбуровий мікогоризонт, I KK, V категорія стану), *A. platanoides* (*D. acerina*; стовбуровий мікогоризонт, I-II KK, I-II категорія стану) та *U. glabra* (*D. alliacea*, стовбуровий мікогоризонт, I-II KK, I, III категорія стану *D. alliacea*) трапляються лише поодинокі. На пенях ($D_{\text{сер}}=19,5$ см) виявлено *S. flavipora* та *S. subtomentosum*. Особини *A. platanoides* на ПП1 є здоровими ($I_c=1,25$), частка ослаблених дерев складає 25,0 %; сильно ослаблених та тих, що всихають на ПП не виявлено. За віталітетом домінують дерева вищих класів розвитку. Розподіл за відповідними категоріями у санітарній та віталітетній структурах *T. cordata* та *U. glabra* виявив аналогічні тенденції: домінування здорових особин ($I_c=1,34$; $I_c=1,21$ відповідно) I-II KK. Отже, в цілому на території природної грабової діброви віталітетна, санітарна, вікова структури дерев та видова, трофічна, систематична структури ксилотрофів відповідають характерному розподілу для природних дібров Лісостепу, але за рахунок антропогенного тиску та господарської діяльності в минулому не є збалансованими.

На ПП2 (урочище «Біла діброва») розвиваються 29 видів (72 знахідки) ксилотрофних грибів, які до 23 родів, 15 родин, 6 порядків відділів Ascomycota (клас Leotiomycetes) та Basidiomycota (клас Agaricomycetes). 61,1 % знахідок є евритрофами II порядку на листяних деревах, 36,1 % евритрофи I порядку. Евритрофи I порядку на хвойних деревах репрезентовані лише *H. annosum* (2,5 % знахідок) (дод К 9). Максимальна кількість видів та знахідок виявлено у

грунтовому мікогоризонті, у стовбуровому та фотосинтетичному мікогоризонтах зафіксовано однакову кількість ксилотрофних видів (9,8%, 11,0 % знахідок), 19,4 % - комлевий мікогоризонт (дод. Л 16). На деревах *Q. robur* відмічено 6 видів ксилотрофних грибів: *P. quercina*, *P. robustus*, *P. cervinus*, *S. hirsutum* and *V. comedens*. Деревостани *Q. robur* є ослабленими ($I_c=2,45$). Частка здорових та усихаючих особин *Q. robur* є однаковою (21,4 %), 39,3 % дерев є ослабленими. Частка свіжого сухостою є мінімальною (7,2 %) серед інших категорій стану. СКК свіжого сухостою (4,5-4,7) підтверджує природний процес всихання. СКК здорових особин становить 2,0 (табл. 5.4). Максимальна кількість знахідок грибів приурочена до ослаблених дерев *Q. robur* (42,8 %). Однакова кількість ксиломікобіонтів розвивається на особинах III та IV категорій стану (11,1 %). Майже третину знахідок (33,3 %) виявлено на деревах I КК (48,1 % дерев). Найменшу кількість (3,8 %) виявлено на деревах III КК. Частка ксилотрофних грибів, які розвиваються на деревах II, IV, V класів розвитку становила від 16,7 % до 22,2 %. На мертвому субстраті трьох категорій виявлено також ксиломікобіонти, найбільша кількість яких розвивається на трухлявих стовбурах та сухих гілках. Серед домінуючих видів превалюють *B. adusta*, *C. unicolor*, *F. fomentarius*, *G. lipsiense*, *H. rubiginosa*, *I. lacteus*, *P. robustus*, *P. tremellosa*, *S. paradoxa*, *S. hirsutum* та *T. versicolor*. На пнях, спиляних більше 10 років тому дереворуйнівна біота розвивається лише на ПП1, ПП2 та ПП4. На живих деревах *A. platanooides* ($I_c=1,35$) та *P. sylvestris* ($I_c=2,42$) ксилотрофи не трапляються. Особини *P. sylvestris* I КК домінують на ПП2 (78,9 %). Серед *A. platanooides* превалюють особини III–IV КК. Серед усіх представлених категорій мертвого субстрату лише *T. ochracea* та *T. versicolor* зафіксовано на сухих гілках *A. platanooides*. На пнях ($D_{сер}=50,6$ см) *P. sylvestris* виявлено: *A. serialis*, *A. pyxidatus*, *H. annosum*, *P. cervinus*. У підліску на корі та гілках *C. avium* виявлено 10 видів, проте на гілках *S. nigra* лише 2 види.

На ПП3 (ур. «Лиса гора») зафіксовано розвиток 19 видів (50 знахідок) ксилотрофних грибів, які відносяться до 13 родів, 10 родин, 5 порядків на 6 видах дерев. Мікоризних видів не виявлено. 74 % знахідок грибів є евритрофами II

порідку на листяних деревах и 16,0 % - евритрофи I порядку. Серед стенотрофів (10,0 %) є *F. hepatica* та *P. rufomarginata* (дод К 9). Аналіз просторової структури ксиломікобіоти виявив, що максимальна кількість видів (34 % знахідок) представлено у ґрунтовому мікогоризонті. На пнях та фотосинтезуючому мікогоризонті виявлено однакові кількість ксилотрофів (24 % знахідок). У комлевому мікогоризонті виявлено 18,0 % знахідок. На *Q. robur* розвивається 5 видів грибів. Аналіз санітарної структури показав, що *Q. robur* є ослабленими ($I_c=2,41$). Частка здорових дерев *Q. robur* на дослідженій території складає 13,4 % (табл. 5.4). Частка ослаблених (36,1 %) та сильно ослаблених (38,8 %) є майже однаковими. Розподіл значень СКК (3,3; 4,3) IV та V категорій санітарного стану на ПП2 свідчить про природний процес всихання дерев *Q. robur*. 42,8 % знахідок ксиломікобіонтів приурочені до особин II категорії стану. Однакову кількість ксилотрофів (11,1 %) виявлено на деревах I та II категоріях стану. Розподіл за віталітетною структурою є прогнозованим: найбільша кількість грибів (57,1 % знахідок) виявлено на деревах I КК (58,3 % дерев). Частка дерев II та III КК є однаковою (21,5 %). Аналіз віталітетної структури показав, що максимальна кількість грибів (64,7 % знахідок) виявлено на деревах I КК (64 % дерев). Найменша кількість (5,9 % знахідок) приурочено до дерев III КК (12,0 % дерев). СКК усихаючих особин (1,8) свідчить про всихання особин вищих класів розвитку. При цьому варто зауважити, що ксиломікобіонтів на деревах нижчих класів розвитку та мертвому субстраті не виявлено. На *C. betulus* виявлено лише 7 видів ксилотрофів.

У напівприродньому лісі ПП3 зберігається тенденція тісного зв'язку між систематичною структурою дереворуйнівних грибів та віталітетною структурою дерев *C. betulus*: чим вище КК, тим більша кількість видів та знахідок фіксується. Майже однакова кількість знахідок ксиломікобіонтів (30,0 %) виявлена на здорових особинах (60,0 %) та свіжому сухостої (4,0 %). Значення СКК здорових особин є 1,2-1,4. По мірі віддалення від стежкової мережі частка усихаючих особин III КК зменшується. Серед категорій мертвого субстрату виявлено 5 видів грибів на гілках ($D_{сер}=2,5$ см) (*C. roseum*, *C. evolvens*, *P. laeta*, *P. alveolaris*, *V.*

comedens). Серед категорій мертвого субстрату зафіксовано розвиток лише *S. hirsutum* на пні *P. sylvestris* віком більше 10 років ($D_{\text{ср}}=20,5$ см). На особинах другого ярусу *A. platanoides* (*D. acerina*; 11 знахідок; I, III, V КК; I-III категорії стану), *T. cordata* (*P. rufomarginata*; 1 знахідка; III КК; II категорія стану) знайдено лише по одному виду дереворуйнівних грибів. Санітарний стан *A. platanoides* є задовільним ($I_c=1,37$), частка здорових особин сягає більше половини – 57,7 %; усихаючих особин – 3,9 %. За віталітетом домінують особини вищого класу розвитку (46,2 %).

Такий розподіл за обома структурами *A. platanoides* підтверджує наші попередні дані про відсутність прямого зв'язку між рекреагенної трансформацією території та станом консорції *Acer*-ксиломікокомплекс. В порівнянні *T. cordata* та *F. excelsior* мають більш пригнічений стан ($I_c=2,75$; $I_c=1,65$), серед видів домінують особини II-III КК. На ПП4 (ур. «Теремки») виявлено 9 видів макроміцетів (34 знахідки), які відносяться до 9 родів, 7 родин, 8 порядків. Мікоризних видів не виявлено. 88,3% знахідок є евритрофами II порядку на листяних насадженнях, 8,8 % - евритрофи I порядку. Стенотрофи представлені лише *S. gausapatum*, частка якого сягала лише 2,9 % в ксиломікоценозі (дод. К 9). Найбільша кількість ксилотрофів (41,1 %) розвивається у фотосинтезуючому мікогоризонті, 35,3 % - в стовбуровому, в комлевому та ґрунтовому мікогоризонтах виявлено однакову кількість (11,8 %) (дод. Л 16). На *Q. robur* відмічено 6 видів ксилотрофних грибів. Розвивається лише 1 біотроф *P. robustus*, трапляння якого 11,0 % в ксиломікоценозі на деревах II-IV категорій. Досліджені особини *Q. robur* є ослабленими ($I_c=2,11$). Частка здорових дерев *Q. robur* сягає 37,9 %, незважаючи на високу стадію рекреагенної трансформації. Максимальна кількість ксилотрофів (33,3 %) приурочено до дерев IV категорії стану, частка яких у фітоценозі сягає 16,7 %. На деревах II-III, V категорій стану частка грибів є однаковою – 18,5 %. Аналіз віталітетної структури *Q. robur* показав, що домінують особини I КК, внесок яких становить 63,6 %. 48,0 % знахідок усіх грибів розвивається на особинах вищого класу розвитку. На деревах II та III КК розвивається однакова частка грибів – 26,0 %.

На деревах нижчих класів розвитку ксилімікобіоти відсутні. СКК усихаючих та свіжого сухостою становить 2,4 та 2,6, що свідчить про всихання особин II та III КК. Не зважаючи на те, що здорових особин *Q. robur* виявлено найбільше саме на ПП4, патологічні процеси всихання можуть проявитися в майбутньому. На живих деревах *A. platanoides* ($I_c=1,55$) трапляється лише *D. acerina* (80,0 %, знахідок; 46,2 %, ослаблені дерева). Взаємозв'язок між знахідками грибів та віталітетом свідчать, що 60,0 % знахідок приурочено до дерев I КК. На особинах III класу, частка яких становить 26,9 % в фітоценозі та IV класу (7,8 %) ксилімікобіота відсутня. Майже третина всіх знахідок (34,6 %) припадає на найнижчий клас розвитку. *P. quercina*, *V. comedens* тяжіють до сухих відпалих гілках *P. avium*. Аналіз видового багатства ксилотрофних грибів на ПП1–ПП4 на градієнті рекреаційної трансформації показав, що ПП1 має найвище видове різноманіття. В цілому, видове різноманіття ксилотрофних макроміцетів спричинено розвитком видів з широким екологічним преферендумом та стенотрофів. Значення індексів Менхінка та Макінтоша збільшується на градієнті рекреагенної трансформації. Взаємозв'язок між ступенем трансформації та значенням індексу Шеннона не встановлено (рис. 5.13). Оцінка домінування ксилімікобіоти показала, що на градієнті трансформації фітоценозу найбільш інформативними є значення індексів Пілоу та Макінтоша, тісного зв'язку між отриманими даними індексу Сімпсона та ступенем трансформації не встановлено (рис. 5.14). Розподіл ксилімікобіоти за категоріями стану дерев показав, що 31,3 % знахідок зафіксовано на живих деревах *Q. robur*, 68,7% - мертві субстрати. Знахідки на *C. betulus* приурочені більшою мірою до мертвого субстрату (86,7 %), при цьому максимальна кількість видів та знахідок виявлено на живих деревах найменш трансформованої ПП1. Знахідки ксилімікоботи *A. platanoides* превалювали на живих деревах (62,5 %). На відміну від листяних порід на *P. sylvestris* всі карпофори виявлені лише на пнях. Узагальнений аналіз за мікогоризнтами показав, що максимальна кількість знахідок сконцентрована у ґрунтовому мікогоризонті (38,4 %), мінімальна – стовбуровий мікогоризонт (11,8 %) (дод. Л 16).

Таблиця 5.4

Санітарна структура *Q. robur* і знахідки ксилотрофних грибів природних та напівприродних лісів м. Києва

П П	Розподіл за категоріями стану*														
	I			II			III			IV			V		
	СКК	% ,дерев	% ,знахідок	СКК	% ,дерев	% ,знахідок	СКК	% ,дерев	% ,знахідок	СКК	% ,дерев	% ,знахідок	СКК	% ,дерев	% ,знахідок
1	1,5	24,0	6,0	2,1	38,0	23,5	3,0	24,5	23,5	1,8	8,0	29,4	4,0	5,5	17,6
2	2,0	21,4	23,9	2,5	39,3	42,8	2,3	10,7	11,1	3,0	21,4	11,1	4,5	7,2	11,1
3	1,3	13,9	14,3	1,3	36,1	14,3	2,2	38,8	42,8	3,3	5,6	28,6	4,0	5,6	0
4	1,4	37,9	11,2	1,4	25,8	18,5	2,7	16,7	18,5	2,4	16,7	33,3	2,7	2,9	18,5

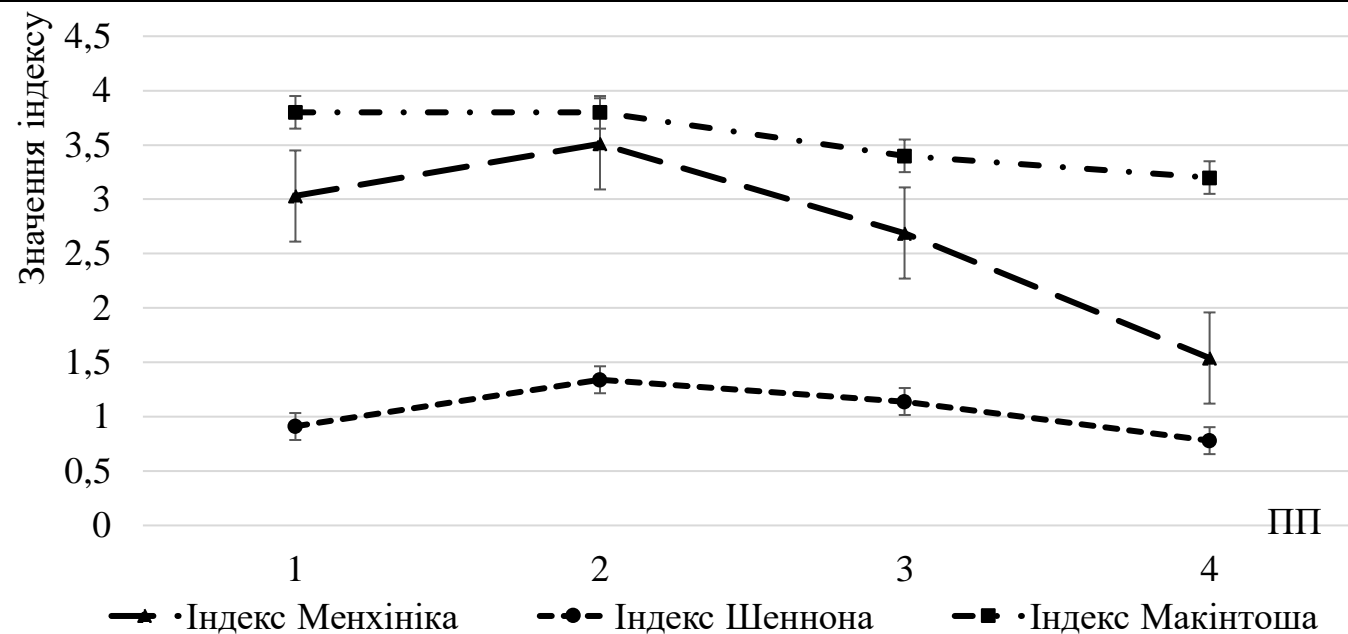


Рис. 5.13 Видове різноманіття ксилотрофних грибів на градієнті трансформації природних та напівприродних лісів м. Києва

У кореновому мікогоризонті редуцентів не виявлено. За трофічною структурою вираженим є домінування евритрофів II порядку на листяних видах (88,3 %), при цьому максимальний їх внесок зафіксовано на найбільш трансформованій ПП4. Натомість, евритрофи I порядку (36,1 %) на листяних видах та II порядку (2,8 %) на хвойних видах максимально представлені на ПП2. Середньозважене значення внеску стенотрофів становить 5,05 %, при цьому максимальне їх трапляння характерне для ПП1. Сформовані консорційні зв'язки *Q. robur*-ксилотрофи більш схожі на ПП1 та ПП2 (рис. 5.15, а). Також схожість виявлено між зазначеними консортивними зв'язками ПП3 та ПП4. Аналіз сформованих консортивних зв'язків *A. platanoides*-ксилотрофи показав схожість між ПП2 та ПП4 (рис. 5.15, б). Такий розподіл підтверджує раніше отримані нами дані щодо відсутності зв'язку між ступенем рекреагенної трансформації території та станом *Acer*-ксиломікомплекс [781]. Отримані результати щодо подібності кластерів, порівняння структур деревостану та ксилотрофних грибів сформованих консорцій в природних та напівприродних лісах в умовах міста потребує подальших досліджень щодо інших видів дерев.

Аналіз мертвого субстрата дерева-живителя ксилотрофних грибів на всіх ПП показав, що найбільша кількість видів розвивалася на повалених стовбурах ($D_{\text{асер}}=10,0-50,0$ см; 17 видів) на ПП2 (дод. О 6). Максимальна кількість видів, зафіксованих на гілках та стовбурах меншого діаметра ($D_{\text{асер}}=5,0-10,0$ см) виявлено на ПП1. Варто зауважити, що максимальна частка знахідок на мертвому субстраті характерно для ПП2 та ПП1, що пов'язано з меншим впливом людини (дод. О 7). Мінімальна кількість знахідок приурочена до кори пнів, лише 1-8 знахідок на різних ПП. Тісного зв'язку між поширенням грибів на різних категоріях мертвого субстрату залежно від ступеня рекреаційної трансформації території в природних та напівприродних лісах м. Києва не виявлено.

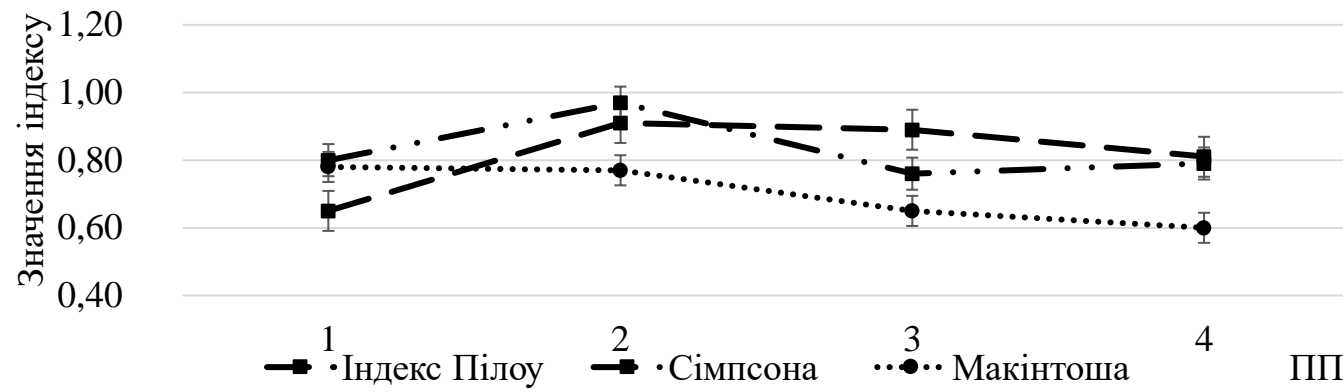


Рис. 5.14 Індеси домінування ксилемікобіоти на градієнті трансформації природних та напівприродних лісів м. Києва

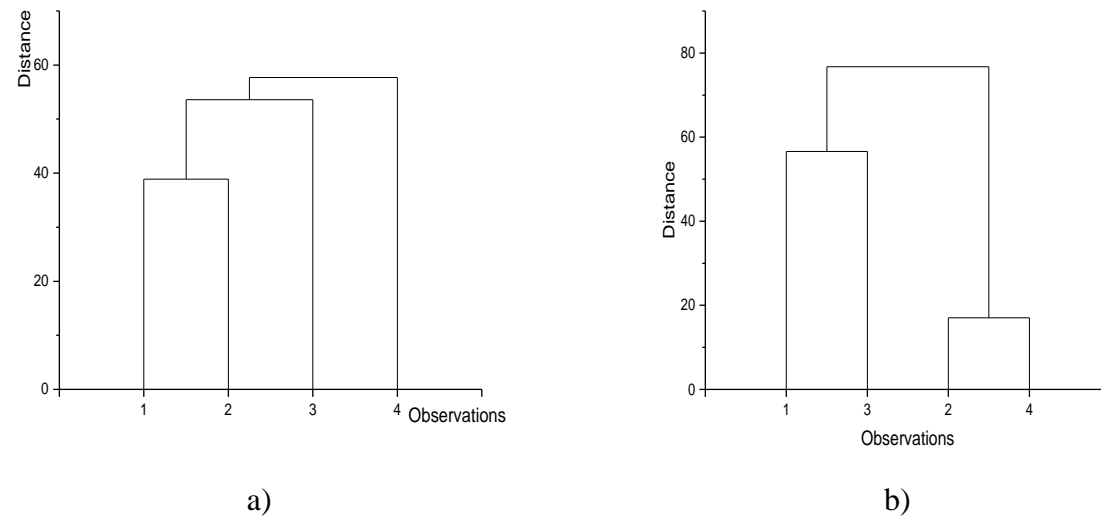


Рис. 5.15. Кластерна дедрограма консортивних зв'язків *Quercus robur*-ксилемікокомплекс (a) and *Acer platanoides*-ксилемікокомплекс (b) в природних та напівприродних лісах м. Києва (ПП1–ПП4)

5.1.3. Закономірності функціонування консорцій деревних рослин та ксилотрофних грибів лісової екосистеми

На основі отриманих польових даних лісів різного функціонального призначення за антропогенного впливу різного генезису дослідження стану консорцій (мероконсорція, холоконсорція, популяційна, синузіальна консорції) модельних видів дерев та дереворуйнівної мікобіоти на прикладі афілофороїдних грибів дають змогу виявити основні закономірності і функціональні особливості. Аналіз на зазначених рівнях організації консорцій є інформативним та діагностичним для встановлення рівня порушення умов лісового середовища. Ксиломікокомплекс є невід’ємним компонентом лісової екосистеми, він має відповідну морфологічну, екологічну будову та формується разом з деревними рослинами за законами спільної динаміки розвитку; структури ксилотрофних грибів природних лісів є збалансованими та відображають параметри розвитку, стану лісів, що свідчить про єдність та взаємозв’язок компонентів на всіх ієрархічних рівнях організації живого.

Найвагомішими критеріями оцінки ступеня трансформації екологічних режимів лісового середовища (та/або напряду сукцесії), які зумовлюють структурні зміни консорції деревних рослин та дереворуйнівних грибів є: вік та склад деревостану відносно типу лісу (екотопу); віталітетна структура деревостану; санітарний стан деревостану, його густота та/або зімкнутість деревного намету; порушення природної структури відпаду деревини та таксаційної характеристики лісової ділянки. Серед кількісних параметрів «ксиломікокомплекс-дерево» варто виділити просторовий розподіл грибів у ценозі, серед якісних – видова, трофічна, систематична структури. Оцінка видового різноманіття дереворуйнівних грибів у модельних природних лісах виявила незначне коливання показників різноманіття, домінування та вирівненості, на відміну від лісів іншого функціонального призначення.

Встановлено, що показники видового різноманіття, багатства, вирівненості ксиломікобіоти та частки стенотрофів мають вищі значення при

помірному антропогенному впливі. З'ясовано, що ксиломікоценоз природних лісів має певну стійкість до наявного рекреаційного навантаження на відміну від більш вразливих структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми – трав'яного ярусу, підросту, підліску, поверхні ґрунту.

Аналіз закономірностей консортивної системи деревних рослин та ксилотрофних грибів у паркових екосистемах, у т.ч. зелених, рекреаційно оздоровчих насаджень м. Києва є сучасним науково-методичним підходом, необхідною основою для біоіндикації та моніторингу стану довкілля міста. Для модельних екосистем об'єктів ПЗФ структура ксилотрофних грибів є незбалансованою на відміну від природних лісів, оскільки розселення ксилотрофних грибів у таких екосистемах лімітується кількістю доступного живого та мертвого субстрату, ажурністю крон деревостанів, низьким проєктивним покриттям трав'яного покриву тощо. Для штучних хвойних насаджень характерним є найменше видове різноманіття ксилотрофних грибів, що пояснюється відсутністю суттєвих механічних пошкоджень у різних мікогоризонтах, структурою деревостану та регулярним доглядом за територією. Висвітлено прямо-пропорційну залежність між кількістю знахідок ксиломікобіонтів та індексом санітарного стану деревостану за градієнтом рекреагенної трансформації в умовах міста. На відміну від природних лісів, кореляції між КК та знахідками дереворуйнівних грибів у паркових екосистемах не виявлено. Тісного зв'язку між поширенням грибів на різних категоріях мертвого субстрату залежно від ступеня антропогенної трансформації території в природних та напівприродних лісах м. Києва не виявлено. Консортивні зв'язки *Q. robur* та ксилотрофів істотно залежать від кількості доступного субстрату і випаровуваності з поверхні ґрунту, зімкненості деревних наметів і проєктивного покриття трав'яного ярусу, і загалом, від лісівничо-таксаційних характеристик деревостанів, які в цілому визначають розвиток лісової екосистеми, формування мікогоризонтів деревостанів, темпи накопичення деревини різних категорій субстратів, сприятливих для заселення і розвитку ксилотрофів, певних рівнів організації

консорцій. Вірогідно, що значна зміна лісового середовища і субстратного фонду за інтенсивної деградації екосистеми може обмежувати розвиток і поширення афілофороїдних грибів. Сформовані консорції *Quercus*–ксиломікокомплексів незалежно від умов місцезростань та складу лісових екосистем є індикаторами на останніх стадіях рекреаційної дигресії; Консорції *Acer*–ксиломікокомплексів є індикаторами на всіх стадіях рекреагенної дигресії, що пояснюється біологічними особливостями виду.

Для діагностики стану лісів на базі оцінки біотичного різноманіття необхідно враховувати індекси видового багатства, домінування та вирівненості. Загалом, отримані дані свідчать про наявність зв'язку між різноманіттям грибів та флористичним багатством лісу. Тому для поглиблення розуміння коеволюційної динаміки розвитку консорцій ми пропонуємо у систему діагностичних показників визначення ступеня рекрегенної трансформації лісів додати стан консортивних зв'язків між рослиною-едифікатором та грибом-ксилотрофом: аналіз видової, трофічної, просторової структур ксиломікобіоти; видової та екологічної структур фіторізноманіття, лісівничо-таксаційної і санітарної оцінки деревостанів; індексів вертикальної та горизонтальної гетерогенності, різноманіття (Шеннона, Сімпсона, Менхініка), домінування (Сімпсона, Бергера-Паркера); вирівненості (Макінтоша, Піелу). Для аналізу зв'язків між показниками фіторізноманіття та ксиломікобіоти можна застосувати будь-який із зазначених індексів, виходячи з мети дослідження. Для зниження ризиків подальшої дигресії лісів зелених зон, що зазнають антропогенного навантаження, у систему їх моніторингу доцільно включити зазначені показники ксиломікологічної індикації антропогенного порушення лісового середовища.

5.2. Консортивні зв'язки деревних рослин та орнітокомплексів як показники біодіагностики стану та стійкості лісів різного функціонального призначення

Для пізнання біорізноманіття лісових екосистем будь-якого походження актуальними є дослідження консортивних зв'язків як специфічних екологічних явищ не тільки «продуцент-редуцент», які проаналізовано приміром «дерева-ксилотрофні гриби» (підрозділ 5.1), але й «продуцент-консумент». Для поглиблення знань про антропогенні зміни стану, продуктивності, розвитку та стійкості лісових екосистем, виконання ними цільових функцій важливим є врахування трансформації «продуцент-консумент» на прикладі консортивних зв'язків «дерева – дендрофільні птахи».

З другого боку, в Україні рекреаційна діяльність є одним з головних антропогенних чинників, яка призводить до суттєвої трансформації лісів різного функціонального призначення багатьох природних зон (підрозділ 3.1). Виявлені порушення в сукупності призводять до змін екологічних режимів у лісовій екосистемі (підрозділ 3.1), які в свою чергу зумовлюють структурно-функціональні зміни у фауні, зокрема в угрупованнях птахів. Деякі види дендрофільних птахів та їх угруповання є екосистемними індикаторами, оскільки, по-перше, вони виконують різноманітні екологічні функції в екосистемі, легко ідентифікуються візуально, акустично [541, 542, 557– 559] та, по-друге, можуть відображати специфіку антропогенних змін та їх причини. Завдяки великій кількості видів і широкій екологічній валентності, птахи існують практично в усіх біотопах. Зміна умов гніздування, спричинених антропогенною діяльністю у лісі, викликає зміну видової структури орнітофауни та окремих екологічних груп птахів, зникнення наземних мікростацій для птахів. Для виявлення залежностей між трансформацією фітоценозу та угруповань птахів, особливо актуальні дослідження птахів, які гніздяться. Це пояснюється тим, що птахи знаходяться на стадії життєвого циклу, коли зв'язок з біотопом найтісніший і залежить від інтенсивності впливу на екосистему [14, 531, 532]. Основним чинником, який витісняє види з гніздування є загроза доступності

гнізда. Залежність різноманіття угруповань птахів від мозаїчності ландшафтів підкреслюється в багатьох роботах [553–556]. Деякими авторами припускається, що трансформоване довкілля спричиняє зменшення багатства видів, елімінацію рідких та малочисельних видів, що в свою чергу, може призвести до деградації функцій екосистеми [797, 798]. Варіації певних характеристик природних лісів, сформованих під рекреаційним впливом різної інтенсивності, дають можливість виявити зв'язки між фітоценотичними параметрами та видовим різноманіттям та щільністю гніздування птахів [532, 799]. Більшість дослідників таких зв'язків в якості вагомий характеристики розглядають ступінь структурної складності фітоценозу [545, 546]. Основні підходи до зазначених питань базуються на вимірюванні фітоценотичних параметрів та видового різноманіття, щільності гніздування птахів [800–803]. Також використовується узагальнений показник, який поєднує декілька вимірювальних величин, зокрема індексів вертикальної та горизонтальної гетерогенності [13, 804, 805]. В умовах міста орнітокомплекс, який представлений суттєво в ботанічних садах, осередків урбофіторізноманіття, має свої специфічні особливості дослідження. Основні екологічні загрози біорізноманіттю пов'язані з більш значною антропогенною діяльністю, порівняно з природними лісами, яка полягає у трансформації та деградації місць існування, надмірній експлуатації екосистемних ресурсів, поширенні чужорідних видів, розповсюдженні шкідників і хвороб, фрагментації ландшафту тощо. Окрім того варто зазначити про аеротехногенне забруднення населених пунктів, яке зумовлене викидами стаціонарних та пересувних джерел, що постачають у повітря найнебезпечніші для зелених насаджень речовини: NH_3 , NO , NO_2 , NO_3 , SO_2 , CH_2O , $\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$, сполуки важких металів. 85% становить внесок у забруднення повітряного басейну міста викидам автотранспорту, натомість стаціонарним джерелам – лише 15 % [806]. Рекреаційна діяльність в БС у зв'язку з великим потоком відпочиваючих є також одним з головних антропогенних чинників, яка призводить до суттєвої трансформації екосистем. В урбанізованому середовищі дендрофільні птахи легко опановують трансформовані біотопи [524, 807, 808] та пристосовуються до існування в

умовах постійно діючого антропогенного пресу. Варіації структури угруповань птахів, сформованих під впливом антропогенного навантаження, дають можливість виявити ступінь збалансованості екосистеми [531]. Але, оселяючись на урбанізованих територіях птахи підпадають під негативний вплив комплексного забруднення території існування, що призводить до накопичення у популяціях вад онтогенетичного розвитку [532]. Важливим фактором, який порушує хід гніздового циклу та напряму, загрожує життю птахів є тиск з боку безпритульних та свійських тварин. Наприклад, фондом Naturewatch Foundation у 2016 р. лише у м. Києві зареєстровано близько 2600 безпритульних собак [806].

Для якісної оцінки наслідків антропогенного впливу на деревні насадження аналіз доцільно проводити на синекологічних засадах з встановленням зв'язку між фіто- та зоо- компонентами [518, 519]. Тому врахування оцінки консортивних зв'язків «дерева–дендрофільні птахи» є необхідним для питань біодагностики, зокрема у поглибленні знань про антропогенні зміни стану, продуктивності і розвитку деревних насаджень, незалежно від генезису, виконання ними цільових функцій тощо [532, 518]. Розглянемо це питання на модельних об'єктах більш детально.

5.2.1. Систематична, топічна і трофічна структури орнітокомплексів та віталітетна, вікова, санітарна структури деревних рослин природних лісів та паркових насаджень

У свіжій грабовій діброві (рекреаційно-оздоровчі ліси) зеленої зоні м. Вінниця зазначені структури авіфауни та фітоценозу аналізували на екопрофілі за різної інтенсивності рекреаційного впливу (ПП1 – інтенсивний вплив; ПП2 – середній вплив; ПП3 – помірний вплив; ПП4 – слабкий вплив) (підрозділ 2.5.3). Рекреагенні порушення структурно-функціональних компонентів на ПП детально наведено у дод. Р 1. Виявлено зростання відстані між деревами з 298,9 см до 424,1 см (дод Р 2). Відповідно до отриманих результатів встановлено наступні стадії рекреагенної трансформації: ПП1- IV, ПП2-III, ПП3-II, ПП1-I. Значення індексів вертикальної гетерогенності найнижче на ПП4 (2,11) (дод. Р 2). На ПП2 та ПП3 цей показник є однаковим (2,19). Найвище значення – на ПП1

(0,54). Значення індексу горизонтальної гетерогенності становить 0,54; 0,48; 0,50; 0,41 на ПП1-ПП4 відповідно. Узагальнений санітарний стан деревостанів погіршується від здорових ($I_c=1,48$, ПП4) до дуже ослаблених ($I_c=2,97$, ПП1) (рис. 5.16). У зоні інтенсивного впливу здорових дерев 32,5 %, решта – різною мірою ослаблені. З віддаленням від місць відпочинку частка дерев I категорії стану зростає з 33,1 % (ПП2) до 58,9 % (ПП4). Натомість, частка дерев II категорії зменшується з 45,5 % до 22,7 %. Дерева V категорії стану присутні лише на ПП1 (1,5 %) та ПП2 (2,8 %).

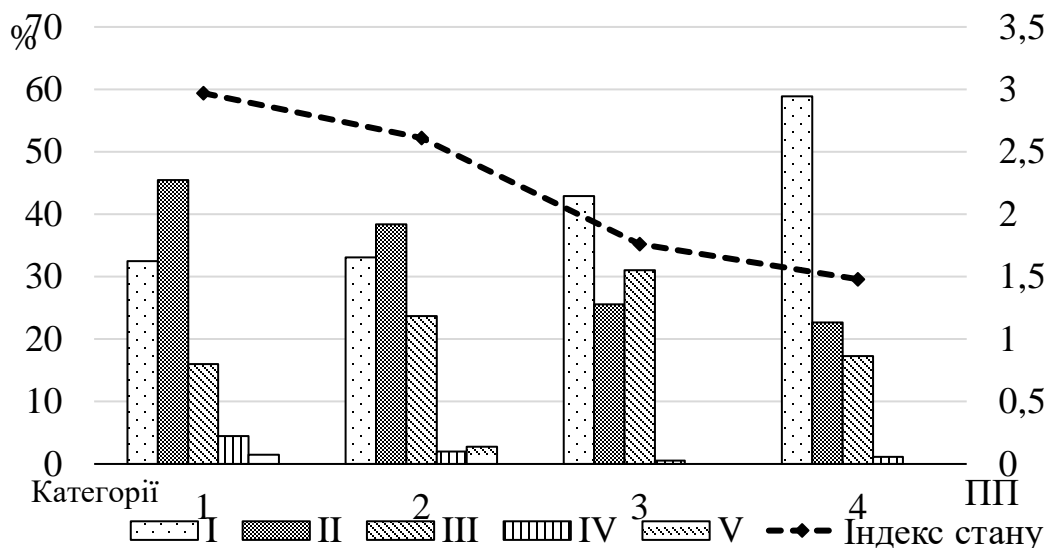


Рис. 5.16 Узагальнений санітарний стан дерев зеленої зони м. Вінниця

Оцінка віталітетної структури дерев показала, що дерева вищих класів розвитку домінують при слабкому та помірному рекреаційному впливі. Значення СКК на екопрофілі свідчить, що в зоні помірного рекреаційного впливу цей показник сягає значень 4,2 та 3,8 для сильно ослаблених та усихаючих дерев (табл. 5.5). Всихання особин є природним відпадом і пов'язано з біологічними особливостями видів. На ПП2 та ПП3 встановлено, що подекуди починають всихати дерева III та II КК. Зокрема, виявлено, що ослаблених та сильно ослаблених особин (II та III категорії стану) СКК сягає 2,3; 3,9 та 2,7; 3,8 на ПП3 та ПП2 відповідно. У зоні інтенсивного рекреаційного впливу домінують дерева нижчих класів розвитку, а СКК ослаблених та сильно ослаблених особин становить 1,9 та 2,1. Аналіз узагальненої віталітетної структури як інтегрального

показника стану популяцій *Q. robur*, *C. betulus* свідчить про суттєву трансформацію зазначених видів деревних рослин у цій зоні.

Таблиця 5.5

Узагальнена віталітетна структура деревостанів зеленої зони м. Вінниця

№ П П	Розподіл дерев за категоріями стану									
	I		II		III		IV		V	
	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%
1	1,3	1,6	1,9	5,5	2,1	4,3	4,5	1,5	5,5	1,5
2	1,0	6,0	2,7	4,4	3,8	5,4	4,5	5,2	5,5	2,0
3	1,1	3,2	2,3	3,2	3,9	6,1	4,4	7,0	5,5	2,5
4	1,0	9,8	2,1	7,0	3,8	0,5	4,2	7,5	-	-

Аналіз угруповань птахів показав, що всього на екопрофілі в гніздовий період виявлено 43 види птахів, що належать до 9 рядів (дод. Р 3). Середня щільність гніздування – $2,2 \pm 0,56$ пар/км. Найбільшу кількість видів зафіксовано у зоні слабого впливу, ПП4 (38 видів, з яких 34 гніздяться на ПП; щільність – $2,4 \pm 0,53$ пар/км). Кількість видів, які використовують територію для кормодобування у зонах середньої та помірної трансформації є майже однаковою, проте кількість видів, що гніздяться суттєво відрізняється: ПП3 – 17 видів, усі гніздяться, щільність гніздування $1,8 \pm 0,5$ пар/км. ПП2 – 19 видів, з яких лише 9 видів, що гніздяться, щільність – $3,1 \pm 0,63$ пар/км. У зоні інтенсивного рекреаційного впливу відмічено найменшу кількість видів (9). Варто зауважити, що всі відмічені види не лаштують гнізд у зоні, а територію використовують лише як трофічну базу. За чисельністю в угрупованнях птахів домінують типові регіональні види лісових біотопів: *Parus major*, *Fringilla coelebs*, *Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Sitta europaea*.

Оцінка екологічної структури авіфауни показала, що найбільш трапляються на ПП денрофіли (33 види, 76,74%), з яких 44,18% є дуплогнездниками. Найменш представленими групами є кампофіли (5 видів, 11,63%), склерофіли (3, 6,98%) та лімнофіли (2 види, 4,65%). На градієнті посилення антропогенної трансформації біотопів зменшується частка гніздових гільдій. Зокрема, встановлено: зону інтенсивної трансформації птахи використовують лише для пошуку корму, проте вже у зоні середньої

трансформації гніздяться подекуди дендрофіли (1 гніздова гільдія), натомість у зонах помірної та слабкої трансформації мають місце 3 гніздові гільдії з суттєвою перевагою дендрофілів. Більш глибоко аналіз структури наведено у дод. С 1. Така сформована екологічна структура угруповань птахів пов'язана з різною інтенсивністю рекреагенного впливу. В угрупованні птахів, які використовують територію для кормодобування, за посилення інтенсивності впливу збільшується частка видів, які формують синантропні субпопуляції, зокрема *Parus major*, *Fringilla coelebs*, *Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Sitta europaea* тощо. На ПП4 – 23 гемісинантропних види (60,53 %); ПП3 – 14 (82,35 %); ПП2 – 17 (89,47 %); ПП1 – 9 видів (100 %). Відносне багатство гемісинантропів також збільшується на градієнті трансформації: 0,903 (ПП4); 0,939 (ПП3); 0,974 (ПП2); 1,0 (ПП1). Збільшення числа видів дятлів, які гніздяться та їх багатства сприяють збільшенню числа та багатства вторинних дуплогніздників (дод. С. 2).

Аналіз трофічної структури показав, що загалом на території зеленої зони м. Вінниця домінують види з змішаним типом харчування (21 вид, 48,83 %) та комахоїдні птахи (16 видів, 37,21 %). Усі птахи харчуються на землі та деревах. У зоні інтенсивного впливу 7 видів мають змішаний тип харчування, *Columba palumbus* – зерноїдний, *Acrocephalus arundinaceus* – комахоїдний. У зоні середнього впливу зберігається тенденція щодо домінування видів з змішаним типом харчування (10), дещо менший внесок становлять комахоїдні види (8) та лише 1 вид є зерноїдний. На ПП3 видів з змішаним типом харчування та комахоїдних виявлено однакову кількість (8), *Garrulus glandarius* всеїдний. Тенденція щодо однакового розподілу між 2 типами харчування зберігається у зоні з мінімальним антропогенним впливом (16 видів зі змішаним типом харчування, 17 комахоїдних). Проте саме на цій ПП зафіксовано 2 міофага та 2 іхтіофаги (*Ardea cinerea*, *Alcedo atthis*). *Anas platyrhynchos* також відмічений лише на ПП4, де біля озера превалює водна рослинність (дод. Р 3). *Ardea cinerea* та *Anas platyrhynchos* гніздяться за межами екопрофілю. Отже, сформовані структури дендрофільних птахів та ярусів фітоценозу за градієнтом рекреагенного впливу у рекреаційно-оздоровчих лісах м. Вінниця має свої особливості.

Порівняємо відповідні структури з подібними типами природних та напівприродних лісів м. Києва.

Модельними територіями найбільших за площею осередків природних та напівприродних лісів мегаполісу м. Києва, що належать до об'єктів ПЗФ України на градієнті антропогенної трансформації обрано: урочище «Теремки» (ПП1, слабкий вплив, природне походження рослинності) НПП «Голосіївський», урочище «Голосіївський ліс» (ПП2, помірний вплив, природне походження рослинності), урочище «Лиса гора» (ПП3, середній вплив, напівприродне, вторинне походження рослинності) Історико-культурної пам'ятки-музею «Київська фортеця» та парк «Нивки» пам'ятки садово-паркового мистецтва загальнодержавного значення (ПП4, сильний вплив, напівприродне, вторинне походження рослинності) (підрозділ 2.5.3). Детальна характеристика ПП з рекреагенними порушеннями наведена у дод. Р 4. Згідно з отриманими результатами встановлено наступні стадії рекреагенної трансформації: ПП1- II, ПП2-III, ПП3-III, ПП1-IV. Значення індексів вертикальної гетерогенності також змінюється в залежності від рівня трансформації. Так, найнижче значення виявлено для ПП4 (1,93), найвище – ПП1 (2,97). Значення індексу горизонтальної гетерогенності має аналогічну тенденцію (дод. Р 5).

Узагальнений санітарний стан деревостанів погіршується залежно від інтенсивності рекреаційного впливу від ослаблених ($I_c=1,74$) до дуже ослаблених ($I_c=3,15$) (рис. 5.17). У зоні інтенсивного впливу здорових дерев у насадженні лише 15,1 %. Частка ослаблених становить 24,2 %, сильно ослаблених виявлено майже в 2 рази більше (44,8 %), 0,5 % – «свіжий сухостій». З зменшенням рекреагенного впливу частка дерев I категорії стану поступово зростає від 14,9 % (ПП2) до 20,4 % (ПП1). Частка дерев II категорії також поступово збільшується з 24,2 %-58,8 %. Натомість, частка дерев, що всихають, поступово зменшується з 44,8 % до 15,7 %. Варто зауважити, дерева V категорії стану (0,5 %) виявлено лише на ПП4. Оцінка віталітетної структури дерев показала, що дерева вищих класів розвитку домінують лише на ділянках з слабким рекреаційним впливом. Значення СКК свідчить, що на ПП1 цей показник сягає

значень 4,0 та 4,2 для сильно ослаблених та всихаючих дерев, що свідчить про відсутність патологічних процесів у системі (табл. 5.6).

У зонах з проміжними ознаками дигресії екотопу встановлено, що починають всихати дерева III та II КК. Зокрема, виявлено, що ослаблених та сильно ослаблених особин СКК сягає 2,2; 3,8 та 2,4; 2,6 відповідно. У зоні інтенсивного рекреаційного впливу домінують дерева нижчих класів розвитку, а СКК ослаблених та сильно ослаблених особин становить 2,1 та 2,0. СКК здорових особин на ПП4 становить 2,1.

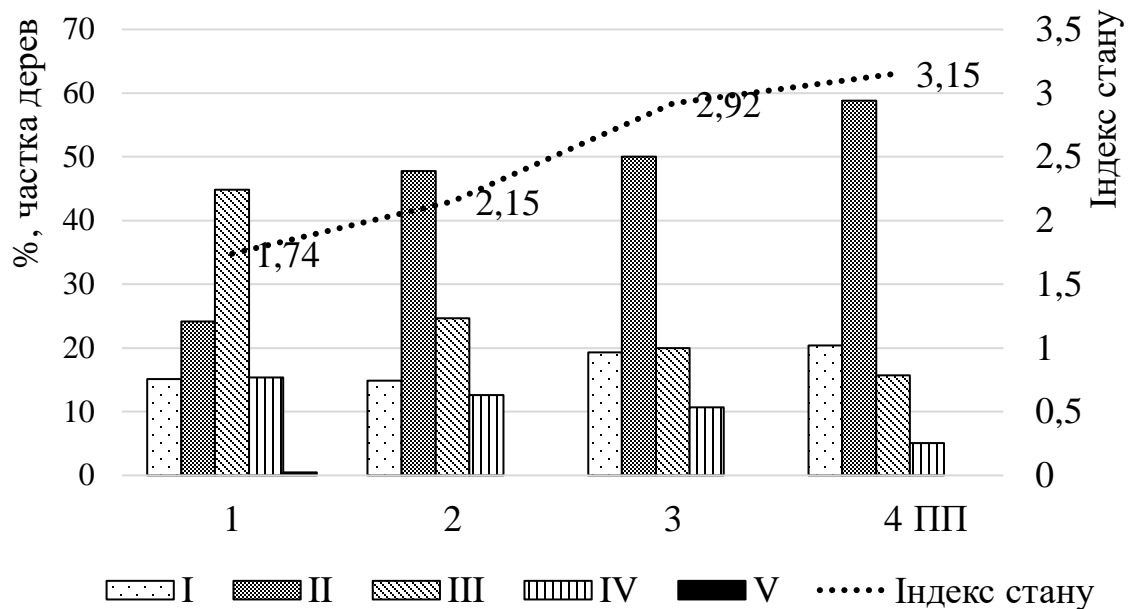


Рис. 5.17 Узагальнена санітарна структура дерев природних та напівприродних лісів м. Києва

Таблиця 5.6

Узагальнена віталітетна структура деревостанів природних та напівприродних лісів м. Києва

№ ПП	Розподіл дерев за категоріями стану деревостану				
	I	II	III	IV	V
	СКК	СКК	СКК	СКК	СКК
1	1,8	2,1	4,0	4,2	-
2	1,9	2,2	3,8	4,0	-
3	1,5	2,4	2,6	3,1	-
4	2,1	2,1	2,0	3,6	4,8

Аналіз узагальненої віталітетної структури як інтегрального показника стану популяцій *Q. robur*, *C. betulus*, *A. platanoides* та *T. cordata* свідчить про

суттєвішу трансформацію зазначених видів деревних рослин у зонах інтенсивного та середнього рекреаційного впливу порівняно з зонами помірного та слабого рекреаційних впливів.

Аналіз угруповань птахів, що гніздяться засвідчив, що у різних зонах трансформації відмічено 49 видів (дод. Р 3). 44 види (89,8 %) знаходяться у списках видів, що підлягають охороні згідно програмам Бернської, Бонської або Вашингтонської конвенцій, а 2 види (4,1 %) є регіонально рідкісними. Середня щільність гніздування $2,7 \pm 0,6$ пар/км. Найбільшу кількість видів (36) зафіксовано у зоні помірної рекреації (середня щільність $2,6 \pm 0,6$ пар/км). Кількість видів, що гніздяться на ПП1 та ПП4, суттєво не відрізняється (35 і 33 види, відповідно). Найменшу кількість видів, що гніздяться – 28 відмічено на ПП3. Загалом, список гніздової авіфауни природних та напівприродних лісів м. Києва охоплює 6 рядів: *Falconiiformes*, *Columbiformes*, *Cuculiformes*, *Caprimulgiformes*, *Piciformes*, *Passeriformes*. В усіх угрупованнях птахів за чисельністю домінують *Parus major*, *Fringilla coelebs*, *Turdus merula*. Цей список на ПП1 доповнює *Sitta europaea*, у діброві ПП3 – *Erithacus rubecula*, ПП4 – *Sturnus vulgaris* і *Turdus pilaris*.

Аналіз екологічної структури орнітофауни дослідженої території показав превалювання дендрофілів – 38 видів (76,6 %), 16 з яких є дуплогніздниками (32,7%), 5 (10,2 %) – кампофіли, 4 види (8,2 %) гніздяться у будівлях. У зонах помірного та середнього рівня трансформації зв'язку між розподілом угруповань птахів за гніздовими стаціями зі рівнем трансформації екосистеми не виявлено (дод. С 3). Частки птахів, що гніздяться у дуплах, та відкрито у кронах дерев є схожими на усіх ПП. Частка кампофілів не має чіткого зв'язку ступенем рекреагенної трансформації, але значно знижується (до 9,1 %) саме у найтрансформованішій зоні лісу. Окрім того, саме на цій ПП виявлена значна частка птахів, які гніздяться у спорудах (12,1 %). На слабо трансформованій зоні відмічений фоновий вид *Passer montanus* зі щільністю 3,6 пар/км. Наявність, птахів, які гніздяться у спорудах на ПП1 і ПП4, та відсутність їх на ПП2 і ПП3, можливо пов'язана з тим, що урочище «Теремки» та парк «Нивки» оточені

житловими кварталами, які постачають мігрантів, що залишилися без гніздових стацій до граничних з ними лісових біотопів.

Синантропізація угруповань птахів, що гніздяться тісно пов'язана з рівнем дигресії екотопу. Число видів синантропних птахів, їх рясність в угрупованні та індекс синантропізації угруповання на невисоких стадіях перетворення збільшується поступово, натомість на стадії суттєвих змін спостерігається значне збільшення відповідних показників (дод. С 4). У найбільш трансформованому фітоценозі на гніздуванні з'являються як облігатні синантропи так і чужорідні види: *Columba livia* та *Phoenicurus ochruros*. На інших ПП гніздяться лише гемісинантропи, які мають також природні популяції. Частка синантропного видового складу угруповань птахів за градієнтом трансформації екотопу збільшується у 1,5 рази: 45,7 → 50,0 → 50,0 → 66,7%. Видовий склад дятлів, які гніздяться, зменшується вдвічі на градієнті рекреагенних змін. Проте, найменша щільність їх гніздування виявлено у середньо та помірно трансформованих зонах, що спричинено високою щільністю гніздування (5,0 пар/км) синантропізованого *Dendrocopos major*. Загалом, висока щільність видів роду *Dendrocopos* спричиняє збільшення кількості вторинних дуплогніздників (дод С. 5). На кількісні показники вторинних дуплогніздних птахів впливає також наявність штучних гніздівель та порожнеч антропогенного походження. Необхідно зазначити про масове гніздування *Ficedula albicollis* у штучних гніздівлях та *Parus major* у порожнечах антропогенного походження. Проте, вимогливі до походження гніздівель види (*Ficedula parva* та *Parus palustris*), гніздяться лише на слабо трансформованій зоні.

За аналізом трофічної структури птахів залишків лісів м. Києва встановлено домінування 7 типів харчування (дод. Т 1). Найчисельнішими є види, які харчуються безхребетними (20 видів, 39, 22 %). Друге місце за чисельністю посідають птахи, для яких характерний змішаний тип харчування – 19 видів (37,26%). Міофаги представлені лише *Falco tinnunculus*. Птахи, які ловлять комах у повітрі: *Caprimulgus europaeus* та *Apus apus*. Нечисельна також група зерноїдних птахів, яка представлена тільки *Columba palumbus* та *Columba*

livia. Група птахів, які годуються безхребетними та хребетними тваринами уособлюються *Lanius collurio* та *Lanius minor*. Серед поліфагів варто відмітити домінування *Garrulus glandarius*, *Pica pica*, *Corvus cornix*, *Corvus corax*. Аналіз трофності птахів на градієнті трансформації показав збільшення частки зерноїдних птахів та поліфагів (дод. Т 2). Коливання частки інших груп не демонструє тенденції залежності.

Для порівняння розглянемо сформовані структури фітоценозу та угруповань птахів в паркових насадженнях іншого генезису порівняно з природними та напівприродними лісами, а саме в ботанічних садах м. Києва (БС імені акад. О.В. Фоміна, ПП1; БС НУБіП, ПП3) та м. Вінниці (БС «Поділля», ПП2). Аеротехногенне забруднення БС ім. О.В. Фоміна обумовлено викидами «Електровагоноремонтного заводу», СТ-1 та ПО «Артем», розташованих на відстані 2-3 км від БС (підрозділ 2.3). Більш детальний аналіз зазначених БС наведено у дод. Р 6.

Аналіз санітарної структури деревостанів усіх ПП БС показав, що загалом насадження є ослабленими (рис. 5.18). Частка здорових дерев найбільш зафіксована на ПП2 (47,1 %), що можливо спричинено меншим впливом транспортної мережі м. Вінниці. Натомість, найбільша частка дерев IV категорії стану виявлена саме на ПП1 (2,2 %). Частки ослаблених дерев ПП1 та ПП3 є однаковими, найменше ослаблених особин виявлено на ПП2 (31,8 %). Частка сильно ослаблених на ПП1 є найменшою, натомість дана категорія на ПП2 та ПП3 має більший внесок дерев. Частка дерев, що всихають є приблизно однаковою 1,8-2,2 %.

Значення індексів вертикальної гетерогенності є майже однаковим для всіх БС: 3,13-3,16. Натомість, значення індексу горизонтальної гетерогенності змінюється залежно від рівня антропогенного навантаження. Оскільки в БС є постійний догляд людини за рослинами, зміни характерних лісівничих параметрів не виявлено (дод. Р 7).

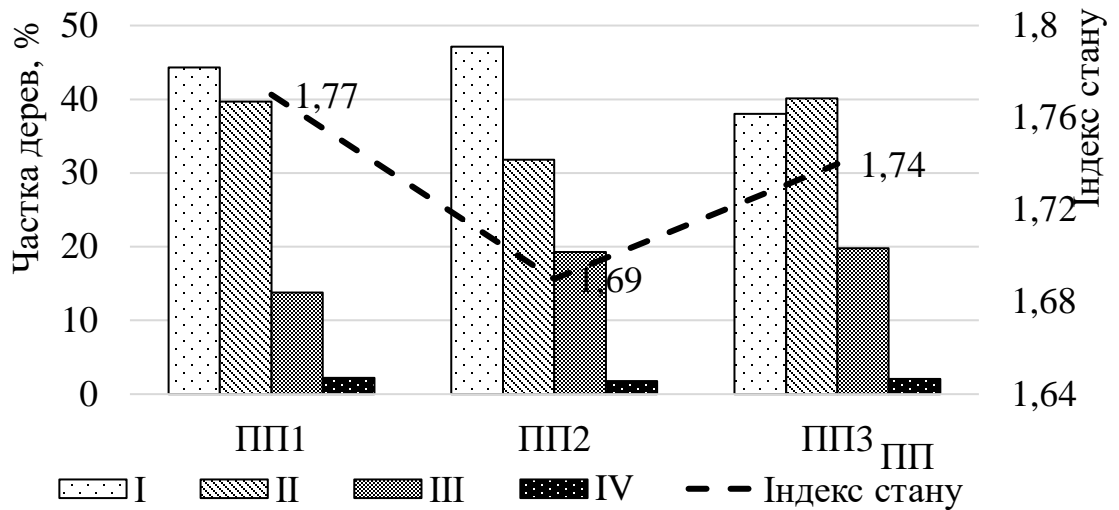


Рис. 5.18. Узагальнена санітарна структура дерев на ПП ботанічних садів м. Києва та м. Вінниці

На території досліджених БС домінують особини II-III КК. Значення показника СКК на ПП БС, свідчить про наявність патологічних процесів у системі (табл. 5.7). Встановлено, що на ПП1 значення СКК становить 2,0 та 2,3 для ослаблених та сильно ослаблених особин відповідно. СКК усихаючих особин становить 3,3, що свідчить про те, що відпаду підлягають не тільки дерева IV, та, навіть, дерева III КК. Такий розподіл за віталітетом на ПП1 свідчить про значний антропогенний вплив на деревостани БС ім. А.В. Фоміна. Аналіз узагальненої віталітетної структури *Q. robur*, *Q. rubra*, *A. hippocastanum*, *C. betulus*, *T. cordata* на ПП2 свідчить про меншу трансформацію зазначених видів дерев рослин порівняно з даними ПП1. СКК ослаблених та сильно ослаблених особин становить 2,8 та 3,4. Натомість, СКК здорових особин – 1,9. Оцінка віталітетної структури дерев на ПП3, яка має найменші показники трансформації екотопу, показала, що всихання дерев більше наближено до природнього відпаду порівняно з ПП1 та ПП2. Зокрема, СКК ослаблених та сильно ослаблених особин становить 2,9 та 3,5, усихаючих – 4,5. В цілому, оцінка віталітетної та санітарної структур дерев показала, що особини домінуючих видів дерев за сукупністю біоморфологічних ознак та життєвим станом адаптуються до різного рівня антропогенної трансформації довкілля міста.

Таблиця 5.7

Узагальнена віталітетна структура деревостанів ПП БС м. Києва та м. Вінниця

№	Розподіл за категоріями стану				
ПП	I	II	III	IV	V
	СКК	СКК	СКК	СКК	СКК
1	1,7	2,0	2,3	3,3	4,5
2	1,9	2,8	3,3	3,9	4,9
3	1,6	2,9	3,5	4,5	4,9

За оцінкою трав'яного ярусу, зокрема екологічною толерантністю на всіх ПП домінують види широкої екологічної валентності за відношенням до едафічних та кліматичних екологічних чинників. Зокрема, за відношенням до лімітуючого екологічного чинника Hd – вологість ґрунту репрезентативними групами виявилися мезобіонтні, геміеврибіонтні та еврибіонтні види (дод. Р 8). Частка стенобіонтних коливалась в межах 2,9%-4,9 %. За відношенням до аерації ґрунту домінують гемістенобіонтні та мезіобіонтні види (дод. Р 9). Еврибіонти трапляються лише на ПП1. Серед кліматичних чинників домінують мезоеврибіонтні, еврибіонтні та геміеврибіонтні види. Залежності між розподілом екологічних груп за кліматичними чинниками на градієнті трансформації ПП не виявлено. Оцінка екологічної стратегії видів, показала, що найрепрезентативними є види з вторинним типом екологічної стратегії, що пояснюється різним рівнем трансформації біотопа (дод. Р 8). Найбільш представлені види с CSR-стратегією (29-33,8 %), частка S-видів (12,9 %) – максимальна на ПП3, натомість R-види максимально представлені на ПП1 (18,5 %). Внесок видів SR, CR, CS є приблизно однаковим на всіх ПП. Узагальнена стадія антропогенної трансформації БС: IV; III та II.

Аналіз видової структури птахів показав, що всього на ПП відмічено 33 види птахів, 31 з них гніздиться. 20 видів (60,6 %) підлягають охороні згідно програмам Бонської конвенції, 7 (21,2 %) – Бернської та Бонської конвенцій. Список авіфауни БС досить бідний і охоплює 4 ряди: *Columbiformes*, *Apodiformes*, *Piciformes*, *Passeriformes*. На ПП1 гніздиться 25 видів середньою щільністю $0,26 \pm 0,06$ пар/га, 1 вид не гніздиться, але прилітає годуватись. На ПП2 усі відмічені види (n=20) гніздяться, середня щільність гніздування $0,39 \pm 0,09$

пар/га. Найбільший видовий склад зафіксовано на ділянці кленово-ясеневих (14 видів), грабових (13) та ялинових (12) насаджень, більш бідний – на ділянці *Q. rubra* та *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco (5). Найменшу кількість видів (3) відмічено на буковій ділянці. На ППЗ з 19 зареєстрованих видів гніздиться 16 середньою щільністю $0,24 \pm 0,04$ пар/га, 3 види відвідують БС для годівлі. За чисельністю на ППЗ та ПП2 домінують *Turdus merula*, *Parus major*, список яких на ППЗ доповнює *Ficedula albicollis* та *Erithacus rubecula*, а на ПП2 – *Fringilla coelebs*. На ПП1 *Columba livia* та *Passer domesticus* витісняють *Turdus merula*, *Parus major* до статусу субдомінантів. Аналіз екологічних груп гніздової авіфауни БС показав домінування дендрофілів – 21 вид, розподілених за багатьма типами гніздування, та невеликої кількості склерофілів (*Sturnus vulgaris*, *Passer montanus*, *Columba livia*, *Passer domesticus*), представлених лише на ПП1 з гніздовими стаціями закритого типу. Дендрофіли використовують 3 гніздові стації: 12 видів гніздяться у дуплах та кронах дерев, 2 (*Luscinia luscinia*, *Phylloscopus collybita*) на землі, 1 – *Erithacus rubecula* опанував декілька гніздових стацій закритого типу. Дуплогнізді види *Ficedula albicollis*, *Muscicapa striata*, *Parus cyaneus*, *Parus major* також адаптувались до гніздування у штучних гніздівлях. Загалом, частка видів, які гніздяться в кронах дерев сягає 40 %. Варто зауважити, що в угрупованні птахів БС з найбільшим антропогенним впливом значно вище частка видів, які використовують декілька гніздових стацій. Таке співвідношення свідчить, що евритопні види при нестачі видоспецифічних гніздових стацій використовують місця для облаштуванні гнізда як природного так і антропогенного походження. На ПП1 дуплогнізді види подекуди гніздяться у штучних гніздівлях, завдяки чому стенотопні дуплогнізники мають додатковий відкритий ресурс дупел (дод. С 6). Враховуючи те, що дятли є постачальниками гніздових стацій пасивним дуплогнізним птахам, розглянемо їх місце в екосистемах деревних насаджень більш детально. Серед активних дуплогнізників у БС відмічено *Picus canus*, *Dendrocopos medius*, *Dendrocopos major*, *Dendrocopos syriacus*. На градієнті трансформації кількість та щільність гніздування активних дуплогнізників зменшується. Натомість,

пасивних дуплогнізників виявлено 10 видів з майже однаковою щільністю (дод. С 7). Усі досліджені види є облігатними синантропами або гемісинантропами. 19 видів (61,3 %) гніздяться в житлових кварталах, але виключно до синантропного способу перейшли 4 види (12,9 %). Тому порівняння синантропізованості угруповань птахів показано на основі частки облігатних синантропів у видовому складі та у частковій кількості гніздуючих пар. Суттєво ці показники зростають у БС з найсуттєвішим ознаками трансформації. Для угруповань птахів інших БС: менша кількість видів облігатних синантропів, їх частка у видовому складі та часткова кількість гніздуючих пар облігатних синантропів.

Найбільш чисельними за типом харчування у БС є птахи зі змішаним типом – 18 видів (58,1 %). Друге місце за чисельністю посідають ті, які харчуються безхребетними (7 видів, 22,5 %). Нечисельними фітофагами виявилися зерноїдні види (12,8 %), представлені 2 видами голубів та горобцеподібних птахів і поліфаги – 3 види воронових (9,6 %). Цікавою особливістю є те, що на ПП2 не відмічено птахів, які відвідують його для годування з сусідніх біотопів. На ПП3, відмічена *Garrulus glandarius*, *Pica pica*, *Passer domesticus*, які тільки годуються, а ПП1, задля годування відвідують *Pica pica*, яка тут не гніздиться, але, *Columba livia*, *Corvus cornix*, *Sturnus vulgaris*, *Passer domesticus* годуються не тільки особини гніздового угруповання, а і ті, які оселились у кварталах багатоповерхової забудови.

5.2.2. Залежність між різноманіттям орнітофауни та фітобіоти за різного ступеня рекреагенної трансформації лісової екосистеми

Антропогенні зміни екологічних умов лісової екосистеми різного генезису добре відображають індекси узагальнених мір видового спектру птахів та рослинності різноманіття фіто та орнітобіоти. Проте, залежно від походження, стану та функціонального призначення лісів синекологічні зв'язки та індекси α -різноманіття рослин та птахів мають свої специфічні особливості.

Зокрема, оцінка індексів фіторізноманіття на екопрофілі зеленої зони м. Вінниця показала, що найвищі значення індексів Маргалефа, Менхінка, Сімпсона та Шеннона притаманні для найменш трансформованої зони

оздоровчо-рекреаційних лісів міста (рис. 5.19). Для проміжних зон відповідні значення є майже однаковими. Найнижчі значення зафіксовано у зоні інтенсивного рекреаційного впливу, де найбільша участь у ценозі адвентивних та рудеральних видів рослин. Екологічні умови на цій ділянці сприятливі лише для кількох основних видів-домінантів, зокрема адвентивних та рудеральних. Усі індекси різноманіття угруповань птахів, які використовують ПП для кормодбування, демонструють найвищі показники на ПП4, але тренди їх змін дещо відрізняються. Максимальна амплітуда коливання показників характерна для індексів Маргалефа, а найбільш стабільні значення індексів Сімпсона та Менхінка. Порівняльна оцінка індексів різноманіття для фіто- та орнітокомпонентів зеленої зони м. Вінниці на градієнті впливу рекреаційного чинника показала, що тривала діяльність людини в однаковій мірі призводить до трансформації угруповань рослин і птахів. Слід зауважити, що коливання даних індексів Сімпсона та Шеннона для фіто- та орнітоугруповань відбувається майже синхронно, але зміни різноманіття орнітоугруповань індекси Маргалефа і Менхінка характеризують більш наглядно. Тому важливим є розглянути питання домінування видів в угрупованнях зазначеної біоти. За оцінкою індексів домінування встановлено, що, в цілому, рівень домінування для рослин і птахів є високим, найнижчі значення притаманні для зони з мінімальними ознаками деградації (рис. 5.20). Це свідчить про те, що на більш трансформованих ділянках умови сприятливі лише для певних видів рослин (*D. glomerata*, *P. major*, *S. arvensis*, *S. annua* тощо) та птахів (*Columba palumbus*, *Dendrocopos major*, *Dendrocopos syriacus*, *Sturnus vulgaris*), а інші знаходяться в більш пригніченому стані. Близько 50 % видового складу птахів уникають відвідувати сильно трансформовані ділянки навіть для годування, а гніздяться виключно на слабо трансформованих ПП. Для угруповань птахів, які використовують різні зони для кормодобування найбільш стабільні показники домінування демонструє індекс Макінтоша, поступово зменшуючись від ПП1 до ПП4. Показники індексу Бергера-Паркера змінюються більш чітко та в протилежному напрямку: тиск

домінуючих видів посилюється на градієнті збільшення прояву ознак деградації екотопу.

Рівномірність розподілу видів рослинного покриву є збалансованою у різних зонах рекреагенної трансформації зеленої зони м. Вінниця (рис. 5.21, а). Оцінка домінування чисельності за кривими ранжирування показала значну зміну структур угруповання рослин на ПП2. У зоні з найменшим рекреагенним впливом відмічено максимальна кількість видів та поступовий перехід від багаточисельних видів до малочисельних та фонових. Рівномірність розподілу видів птахів свідчить про депресивний стан угруповання майже на всіх ПП. Криві ранжирування демонструють значне домінування за чисельністю 2 та 4 видів у зоні інтенсивної та середньої трансформації (Рис. 5.21, б). Малочисельні види відсутні при рекреагенному впливі більшому за помірний. Встановлено, що чим менша кількість видів на ПП, тим вище щільність найбільш малочисельного виду. Це свідчить про те, що найбільш деградовані території птахи використовують лише як харчову базу без гніздовий стацій.

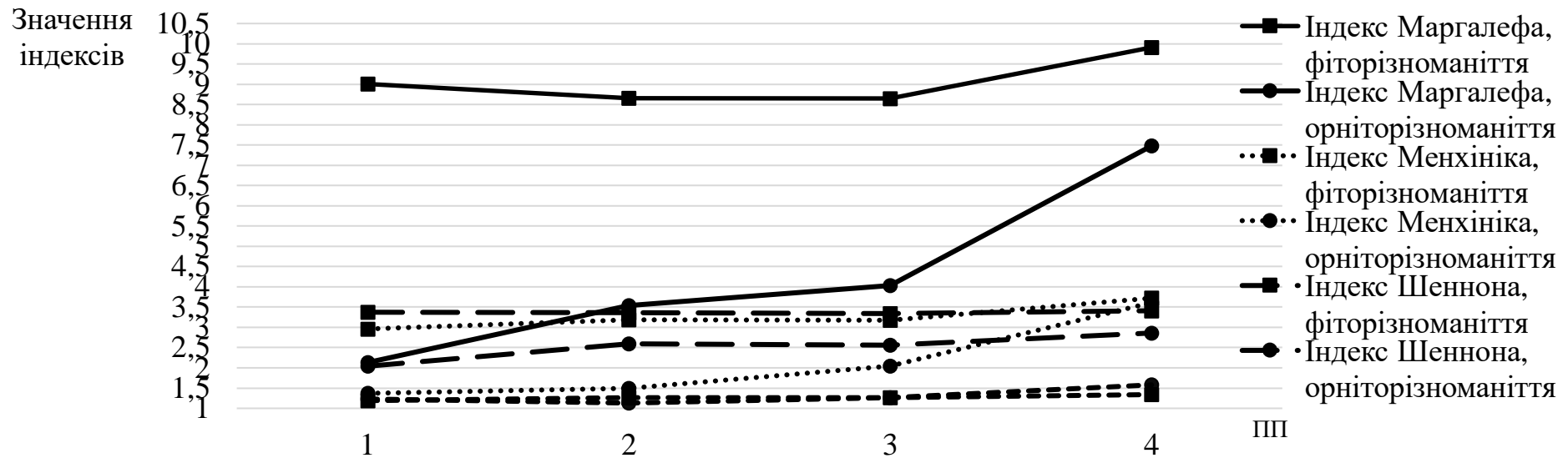


Рис. 5.19 Значення індексів різноманіття для угруповань рослин та угруповань птахів на ПП зеленої зони м. Вінниця

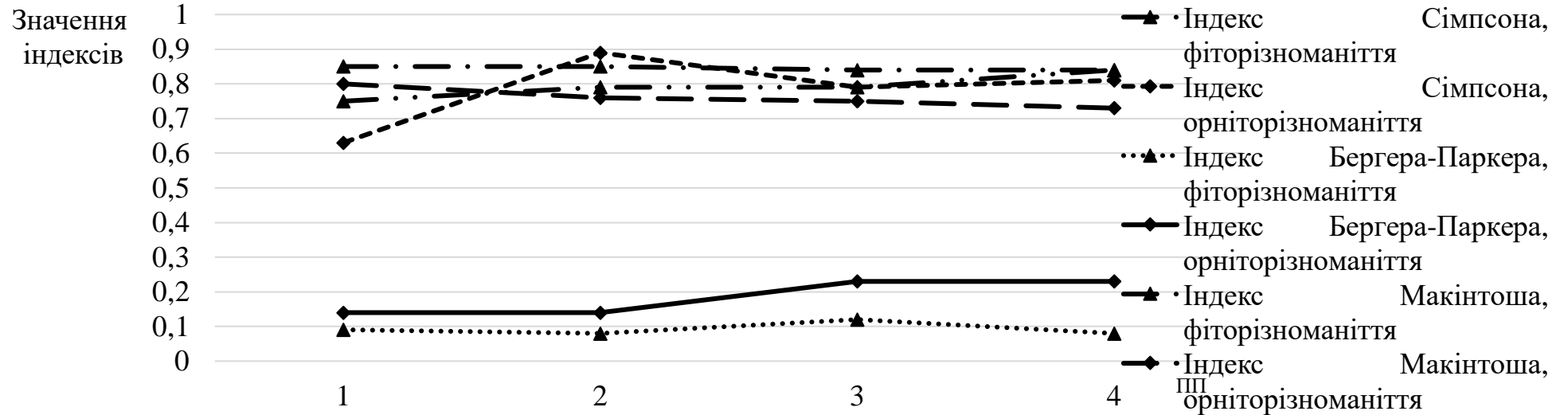


Рис. 5.20 Індекси міри домінування фіто-та орніторізноманіття на ПП зеленої зони м. Вінниця

Лише у зоні помірного впливу виявлено збалансоване угруповання з достатньою кількістю видів, рівномірним їх розподілом за чисельністю, а відносно багатство видів коливається в межах 0,005-0,138. Дещо інший результат отримано при оцінці узагальнених мір видового спектру птахів та рослинності природних та напівприродних лісів за градієнтом рекреагенної трансформації в умовах мегаполісу. Зокрема, встановлено, що узагальнені міри видового спектру рослин та птахів відрізняються більшою мірою порівняно з даними зеленої зони м. Вінниця. Так, у зоні середньої та помірної трансформації зареєстровано порушення видового складу, щільності та багатства угруповань рослин та птахів на відміну від зони з мінімальними ознаками зміни екологічних умов (Рис. 5.22, 5.23). Суттєво від загального тренду відрізняються показники угруповань птахів ПП2, де відмічено найбільше видове багатство і кількість видів, які гніздяться при найменшій загальній та середній щільності гніздування. Відповідні показники угруповання рослин змінюються повільно, без різких коливань. Проте, найвища середня щільність рослинних угруповань відмічена у найбільш трансформованій зоні.

Антропогенні зміни екологічних умов досліджених лісів урбоекосистеми якісно відображають індекси різноманіття фіто- та орнітобіоти. Дані індексів різноманіття рослинних угруповань поступово знижуються: найвищі значення індексів Маргалефа, Менхініка, та Шеннона притаманні для зони з слабким впливом (рис. 5.24). Для зон з проміжними порушеннями відповідні значення є майже однаковими. Найнижчі значення зафіксовано для ПП4, яка має IV стадію трансформації екотопа, що спричинено домінуванням адвентивних та рудеральних видів. Варто зауважити, що саме у цій зоні відбувається порушення синхронності роботи індексів порівняно з даними найбільш трансформованої зони природних лісів м. Вінниця. Натомість, для індексів Макінтоша та Сімпсона не простежується чіткої залежності їх значень зі стадією рекреагенної трансформації.

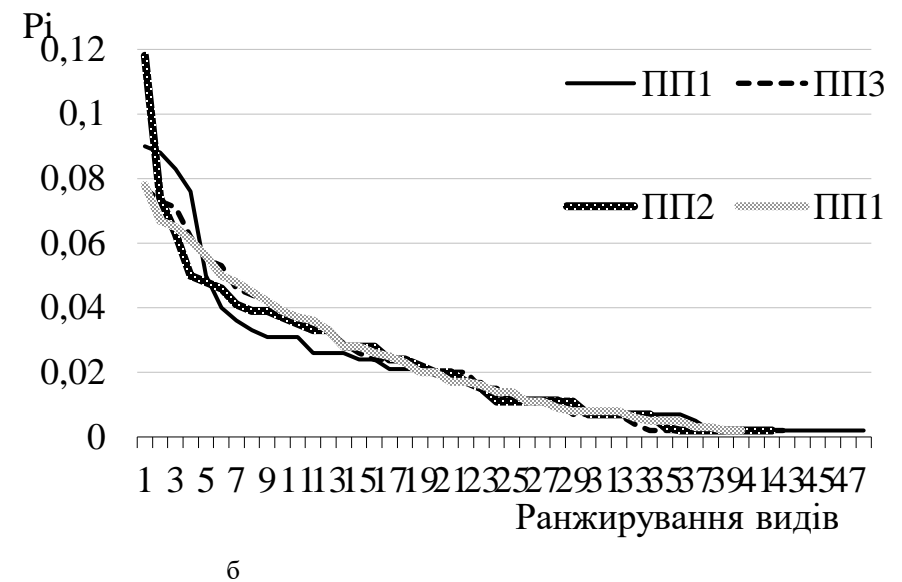
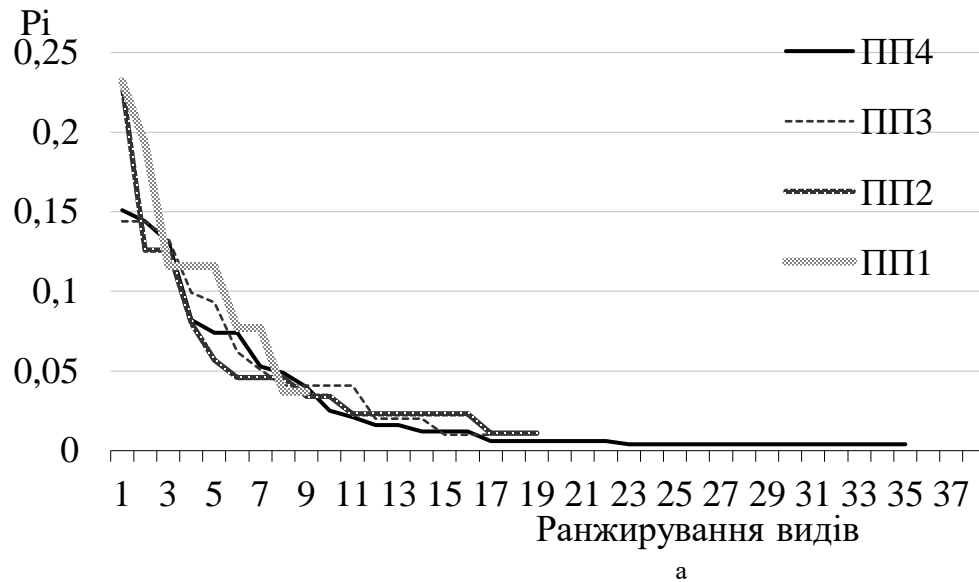


Рис. 5.21. Рівномірність розподілу видів в угрупованнях рослин (а) та птахів, які харчуються (б) зеленої зони м. Вінниця

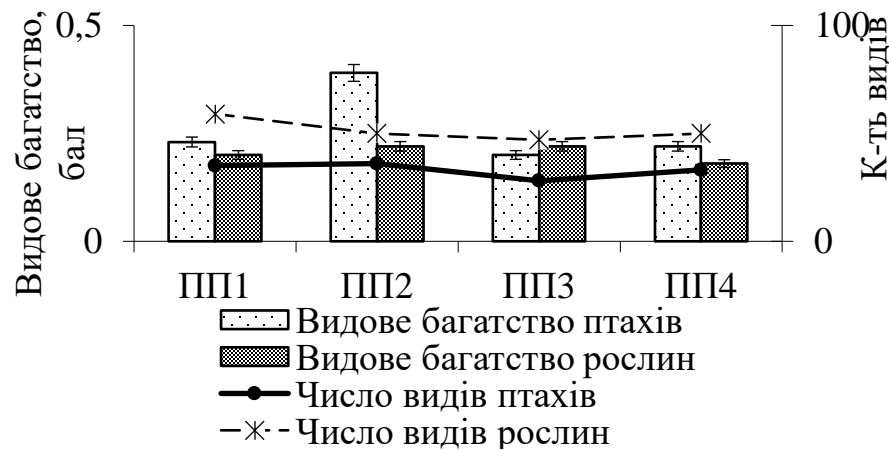


Рис. 5.22 Видове багатство угруповань рослин та птахів природних та напівприродних лісів м. Києва



Рис. 5.23 Щільність населення угруповань рослин та птахів природних та напівприродних лісів м. Києва

Показники індексів видового різноманіття угруповань птахів не демонструють єдності коливань, і будь-якої залежності за градієнтом рекреагенної трансформації. Майже усі індекси (за виключенням Макінтоша) вказують на збільшення видового багатства на ПП2 порівняно з ПП1. При подальшому зростанні трансформації індекси Шеннона і Сімпсона показують невелике зменшення різноманіття, індекси Маргалефа та Менхінка вказують на різке падіння різноманіття на ПП3 зі зростанням на ПП4. Індекс Макінтоша демонструє тренд повністю протилежний загальній тенденції значень інших індексів.

Порівняльна оцінка індексів різноманіття для фіто- та орніто-компонентів природних та напівприродних лісів м. Києва на градієнті впливу рекреагенного чинника показала, що діяльність людини в однаковій мірі призводить до трансформації угруповань рослин і птахів. Проте, відсутність тенденцій в значеннях індексів різноманіття для орніто-компоненту лісової екосистеми пояснюється декількома причинами. По-перше, еволюція кожного з угруповань птахів, проходить незалежно один від одного. По-друге, мобільність птахів і їх потреба у відвідуванні сусідніх біотопів, і відповідно, обміном особинами між ними. По-третє, відсутність синхронності змін видового різноманіття птахів у різних угрупованнях, з нашої точки зору, полягає в тому, що адаптації угруповань птахів до антропогенних трансформацій, на відміну від адаптацій рослин, проходить через додатковий етап пристосування через зміну рослинного угруповання. Отже, можна підсумувати, що відповідь показників угруповання птахів на зміни угруповання рослин, потребує додаткової тривалості часу.

За оцінкою індексів домінування встановлено, що в цілому рівень домінування для рослин і птахів є майже однаковим для різних зон трансформації (рис. 5.25). Проте, найвищі значення індексу Сімпсона (0,82) для рослинних угруповань виявлено на найтрансформованішій ПП4, де лісові види знаходяться в пригніченому стані.

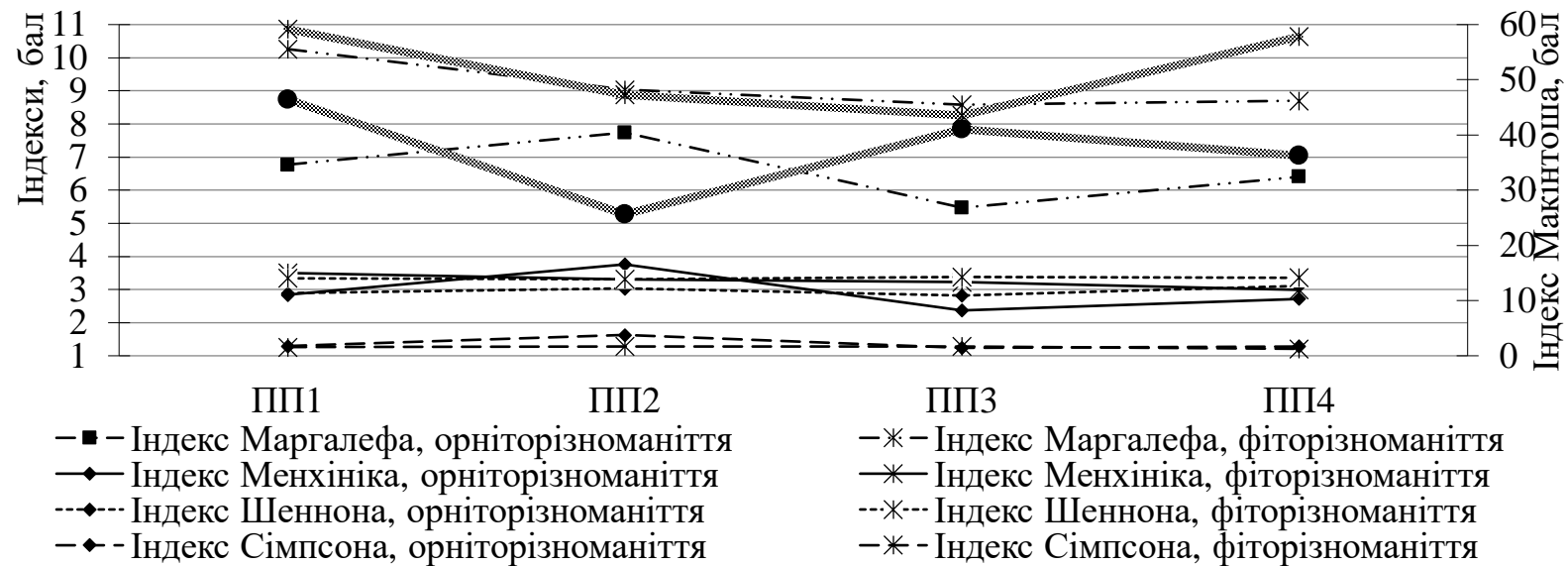


Рис. 5.24 Значення індексів різноманіття угруповань рослин та птахів за градієнтом трансформації природних та напівприродних лісів м. Києва

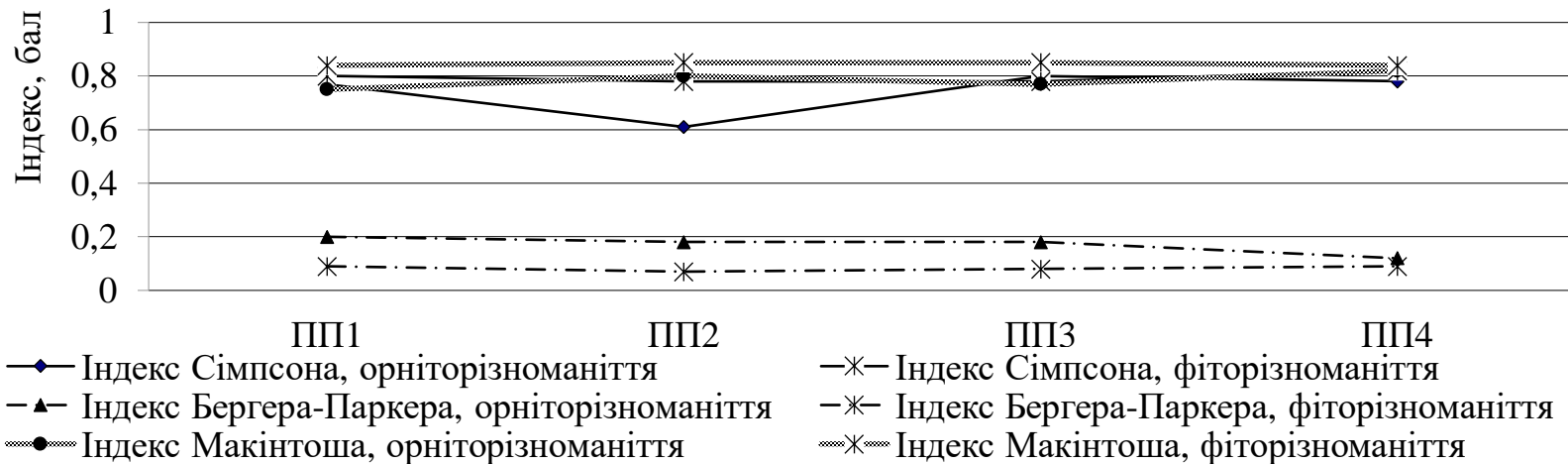


Рис. 5.25 Індеси домінування угруповань рослин та птахів природних та напівприродних лісів м. Києва

Значення індексів домінування Макінтоша сягає максимальних значень у зонах з проміжними ознаками деградації, натомість значення індексу Бергера-Паркера на цих ділянках є мінімальними. Показники індексів домінування для угруповань птахів не проявляють єдності коливань. Найбільш стабільні показники домінування демонструє лише індекс Бергера-Паркера, поступово зменшуючись на градієнті = трансформації, що свідчить про поступове зменшення тиску домінуючих видів птахів. Ця тенденція підтверджується також графіками кривих рангів відносної кількості видів птахів. Варто зауважити, що якщо індекс Сімпсона показує різке падіння тиску домінуючих видів, то індекс Макінтоша показує протилежну тенденції: незначне збільшення тиску домінуючих видів на ПП2 та ПП4, при зменшенні на ПП3. Загалом, оцінка міри домінування для угруповань рослин і птахів, показала, що криві індексів домінування рослинних угруповань мають меншу різницю, ніж криві для угруповань птахів, але також є не синхронізованими за градієнтом трансформації. Такі дані свідчать про те, що оцінка міри домінування має проводитись у єдності з іншими мірами різноманіття для якісного діагностування зміни стану лісових екосистем за впливу антропогенного чинника. Індекси рівномірності розподілу видів в угрупованнях як рослин, так і птахів, у цілому на відміну від індексів домінування демонструють незначне зростання значень за градієнтом трансформації (рис. 5.26). Аналіз кривих розподілу видового складу авіфауни показав, що найбільш збалансованим є графік для угруповання птахів зони з максимальними ознаками трансформації, ПП4, де виявлено менший відрив чисельності домінуючих видів від субдомінантів та фонових видів, на відміну від інших зон. (рис. 5.27, б). Загалом, суттєва різниця між отриманими даними щодо ранжирування видів виявлена на рівні саме домінуючих видів. Окрім того, варто зауважити, що результат аналізу кривих підтверджує раніше нами виявлену тенденцію щодо тиску домінуючих видів в найбільш трансформованих зонах.

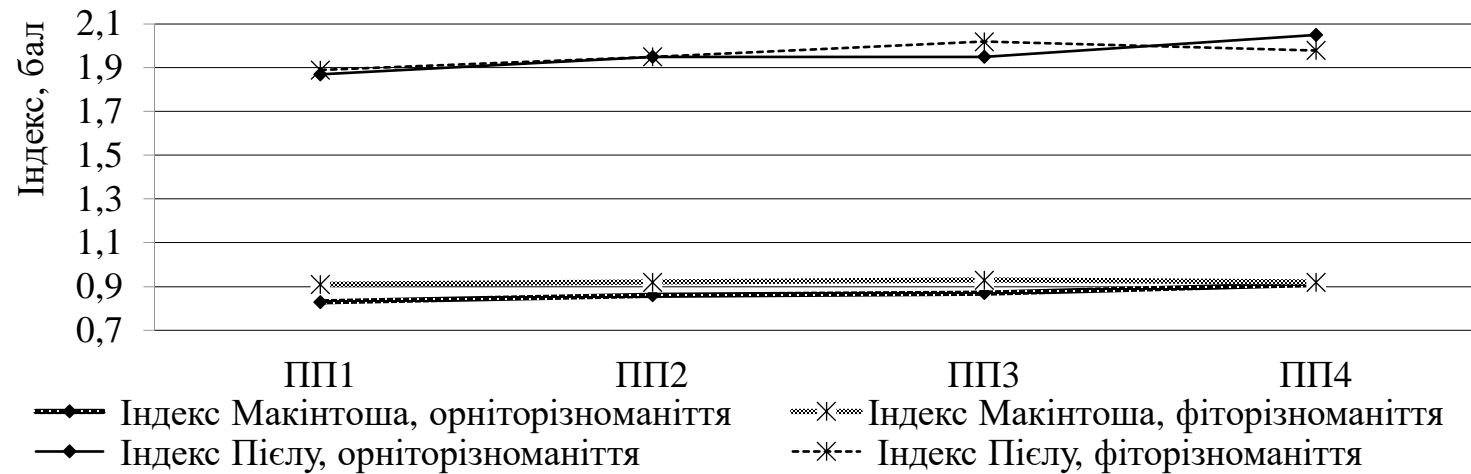
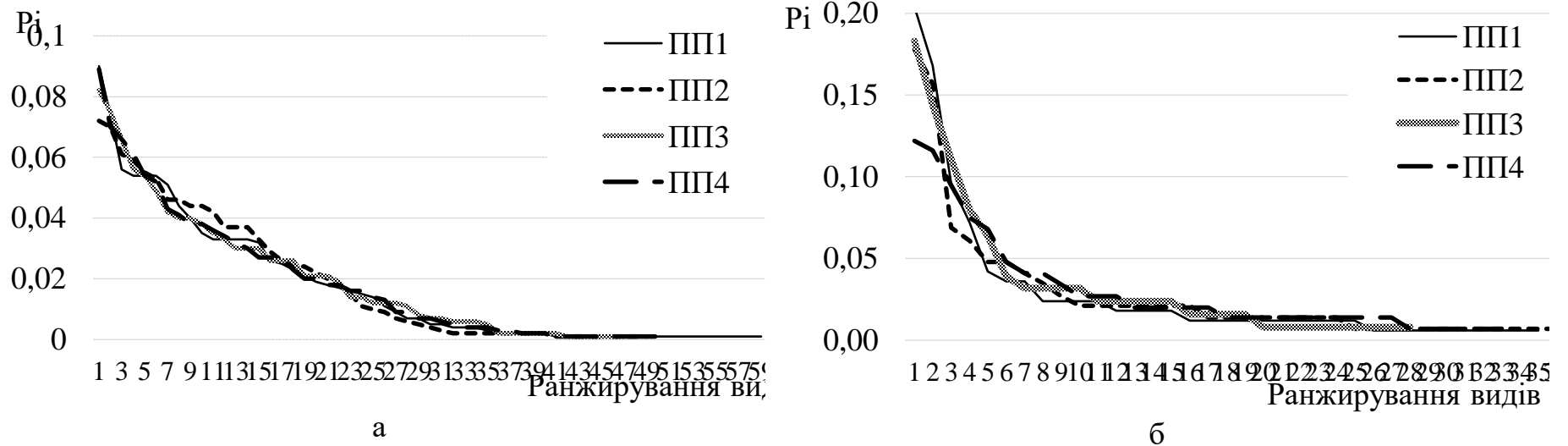


Рис. 5.26. Рівномірність розподілу видів в угрупованнях рослин та птахів природних та напівприродних лісів м.

Києва



З нашої точки зору, це пов'язано з тим, що саме в цій зоні формування угруповання птахів завершено, оскільки трансформація біотопів відбувається давно і птахи вже адаптовані до антропогенного впливу. В інших зонах лісів, де наявні менші прояви рекреагенного впливу, структури орнітофауни продовжують формуватися, птахи ще повною мірою не адаптувалися, тому їх угруповання менш збалансоване і більш чутливо реагує діяльність людини. Рівномірність розподілу видів рослинного покриву є збалансованою. Для всіх ПП виявлено схожість в розподілі рослин за відносною кількістю видів (рис. 5.27, а). Найкращий стан домінування за чисельністю ранжовані криві показують для фіторізноманіття зони помірного та слабкого впливу, де виявлено найбільшу кількість видів. Проведена оцінка узагальнених мір видового спектру птахів та рослинності паркових частин БС має певні особливості на градієнті впливу, що пов'язано з походженням та статусом охорони БС. Зокрема, БС НУБіП має найбільше видове багатство угруповань птахів та рослин (0,57 та 0,50 відповідно) порівняно з іншими модельними БС. Проте, найбільша кількість видів птахів, що гніздяться, зареєстровано на найбільш трансформованій ділянці ПП1 (рис. 5.28). Це вказує на те, що більшість видів птахів для гніздування обирає біотопи, найбільш наближені до природних. Тобто на градієнті ботанічний сад–селітебна зона, птахи обирають ботанічний сад, а на градієнті ботанічний сад–лісові насадження птахи обирають лісові насадження. Значення індексів різноманіття фіто- та орнітобіоти свідчать про антропогенні зміни складених екологічних умов. Дані індексів різноманіття рослинних угруповань змінюються залежно від рівня антропогенного навантаження. Зокрема, найвищі значення індексів Маргалефа, Менхініка, та Шеннона притаманні для ПП3 (рис. 5.29). Для БС «Поділля» відповідні значення індексів є схожими з даними показників БС ім. А.В. Фоміна (ПП1). Найнижчі значення зафіксовано для ПП1, яка має найбільший антропогенний пресинг. Натомість, для індексів Макінтоша не виявлено чіткої залежності їх значень за інтенсивністю впливу. Індекс Шеннона має майже однакове значення на усіх ПП.

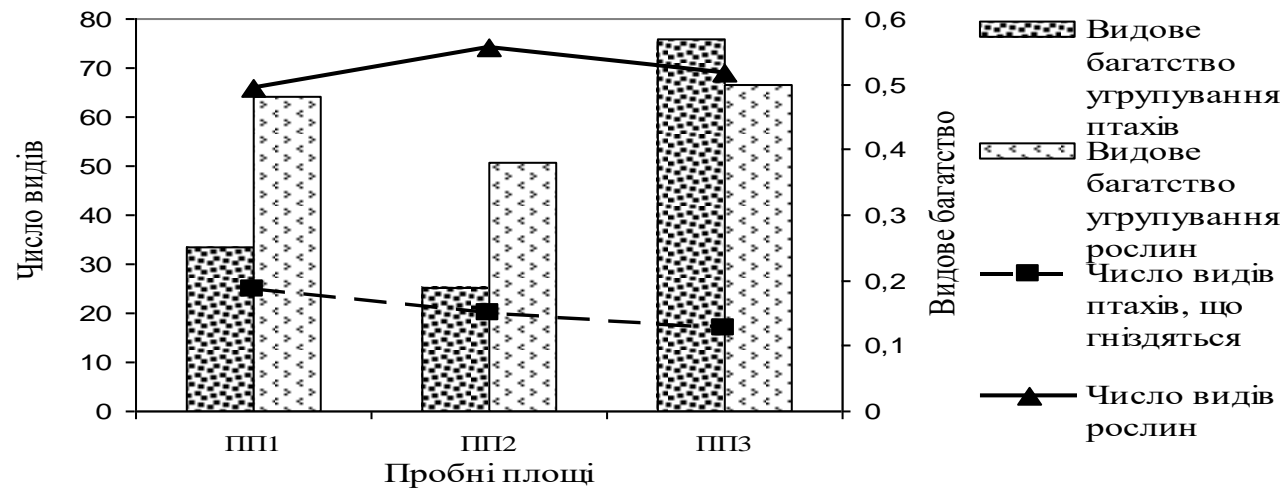


Рис. 5.28. Видове багатство угруповань рослин та птахів БС м. Києва та м. Вінниця

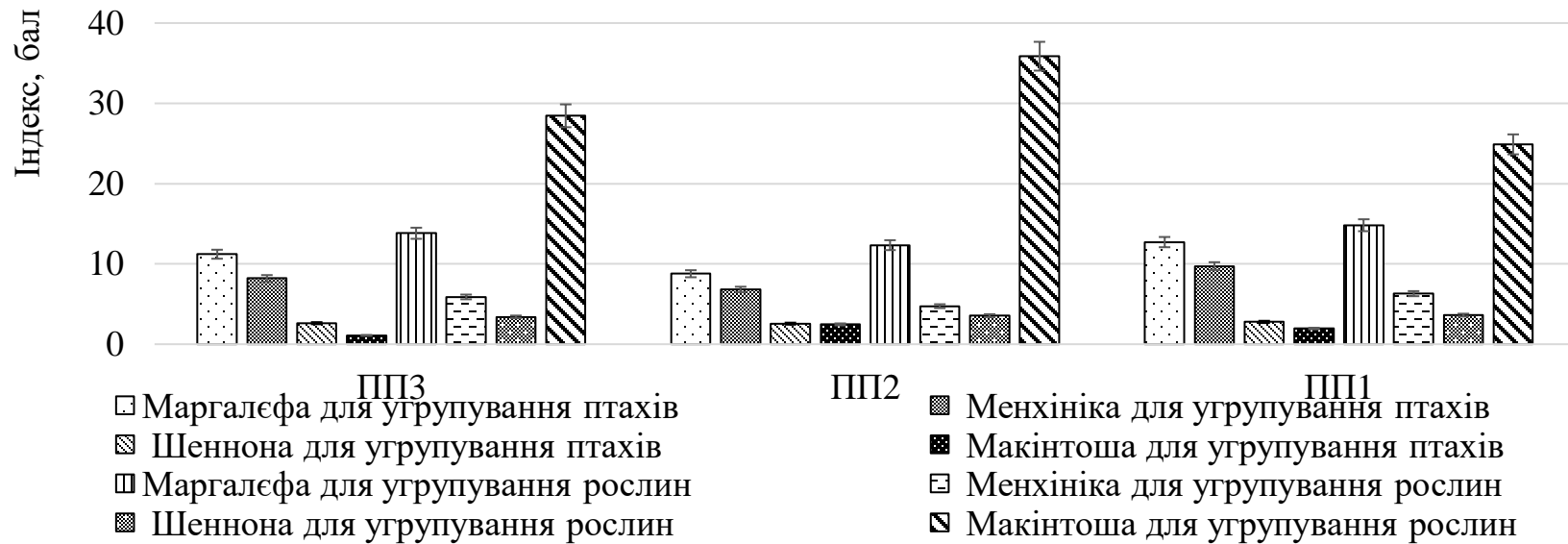


Рис. 5.29. Значення індексів різноманіття для угруповань рослин та птахів БС м. Києва та м. Вінниця

Індекс Макінтоша демонструє тренд повністю протилежний загальній тенденції інших індексів. Найнижче значення індексу (1,1) виявлено на ППЗ.

Загалом, можна стверджувати, що показники індексів видового різноманіття угруповань птахів не мають чіткої єдності коливань. Порівняльна оцінка індексів різноманіття для фіто- та орніто-компонентів БС на градієнті впливу антропогенного чинника показала, що діяльність людини в однаковій мірі призводить до трансформації угруповань рослин і птахів. Відсутність тенденцій в значеннях індексів різноманіття для орніто-компоненту пояснюється тим, що за суттєвого антропогенного впливу на угруповання птахів деревних насаджень невеликої площі, які ще додатково фрагментовані відкритими ділянками газонів та доріжок, в угрупованні проявляється зсув балансу у бік зменшення видового складу при збільшенні чисельності видів, що гніздяться, відносно порівняння типового співвідношення в угрупованнях птахів залишків природних лісів м. Києва.

За оцінкою індексів домінування встановлено, що найвищі значення індексів Макінтоша і Бергера-Паркера для рослинних угруповань виявлено у найбільш трансформованому БС, ПП1 (рис. 5.30). Показники індексів домінування для угруповань птахів не виявили єдності коливань. Це спричинено тим, що в складених екологічних умовах, а саме в фрагментованих ділянках деревних насаджень урбоекосистем, сформувались маловидові угруповання птахів, у яких від 1/5 до 1/3 видового складу приходить на домінуючі за чисельністю види. В цілому, дані індексів домінування рослинних угруповань мають меншу розбіжність, ніж для угруповань птахів, і є більш синхронізованими за рівнем трансформації. Індеси рівномірності розподілу видів в угрупованнях рослин, свідчать про посилення елімінації видів з збільшенням інтенсивності впливу чинника. Індеси рівномірності розподілу видів в угрупованнях птахів виявили максимальне значення для ПП2, що свідчить про більшу рівномірність розподілу видів за відносним багатством, натомість для ПП1 та ПП3 значення є майже однаковими (рис. 5.31).

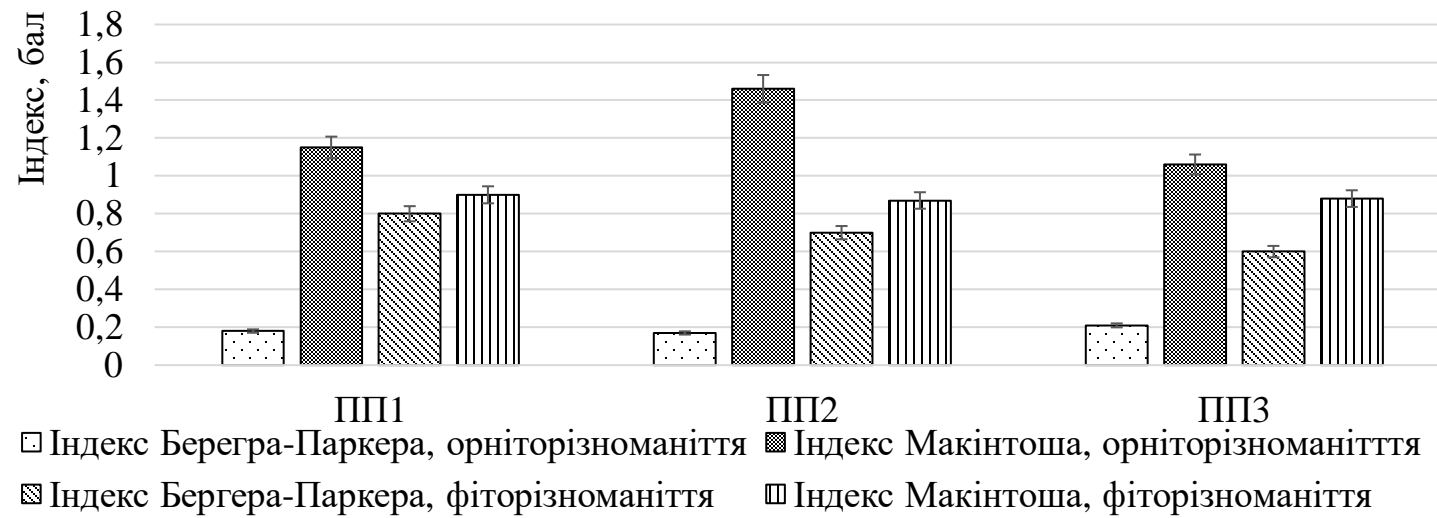


Рис. 5.30. Значення індексів домінування для угруповань рослин та птахів БС м. Києва та м. Вінниця

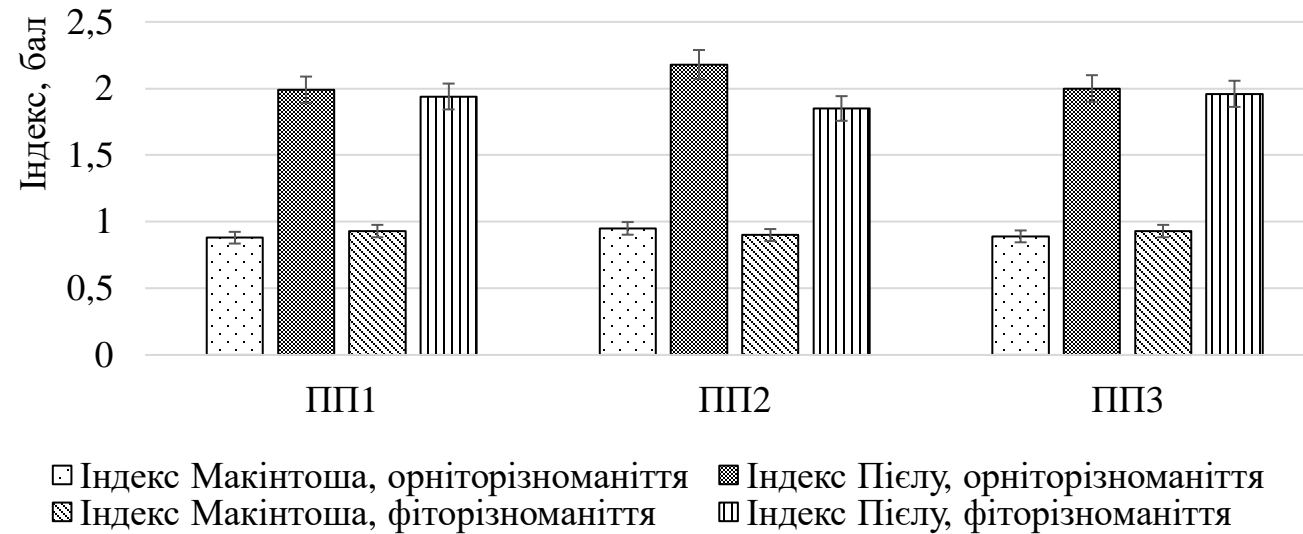


Рис. 5.31. Рівномірність розподілу видів в угрупованнях угруповань рослин та птахів

Криві розподілу птахів в угрупованнях за рангом чисельності виду, підтверджують дані індексів α -різноманіття та демонструють зменшення видового складу угруповання при збільшенні частки домінантів, а також відсутність рідкісних видів. Найбільш збалансованим є графік для угруповання птахів у БС «Поділля». Найгірший стан збалансованості угруповання птахів у БС НУБіП, яке населяє найменший за площею дендрарій БС, незважаючи на те, що він знаходиться під найменшим антропогенним впливом (рис. 5.32, б). Результат аналізу кривих свідчить про те, що в умовах максимального антропогенного впливу в урбанізованому ландшафті на ступінь збалансованості угруповання птахів найбільш суттєво впливає площа деревних насаджень, яку населяє дане угруповання. Збільшення площі дендраріїв несе додаткові гніздові стації і надає можливість заселитись окремим парам дятлів (*Picus canus*, *Dendrocopos medius*), або крупних горобцеподібних птахів (*Oriolus oriolus*, *Garrulus glandarius*, *Turdus pilaris*, *Turdus philomelos*, *Coccothraustes coccothraustes*). Рівномірність розподілу видів рослинного покриву є збалансованою. Для всіх БС виявлено схожість в розподілі рослин за відносною кількістю видів (рис. 5.32, а). Найкращий стан домінування за чисельністю ранжовані криві показують для угруповань рослин ПП2 та ПП3.

Таким чином, аналіз індексів біорізноманіття показав розбіжність реакції фіторізноманіття та угруповань птахів БС міст на антропогенну трансформацію. Індекси різноманіття, домінування, рівномірності розподілу видів в угрупованнях проявляють синхронність за рівнем антропогенного навантаження лише для фітокомпонента. Отже, можна підсумувати, що відповідь показників угруповання птахів на відповідні фітоценотичні зміни у БС, які обмежені площею та мають значний антропогенний вплив, підлягає ефекту сумації з відповіддю на дію чинника занепокоєння, який підсилює негативний тиск трансформації довкілля.

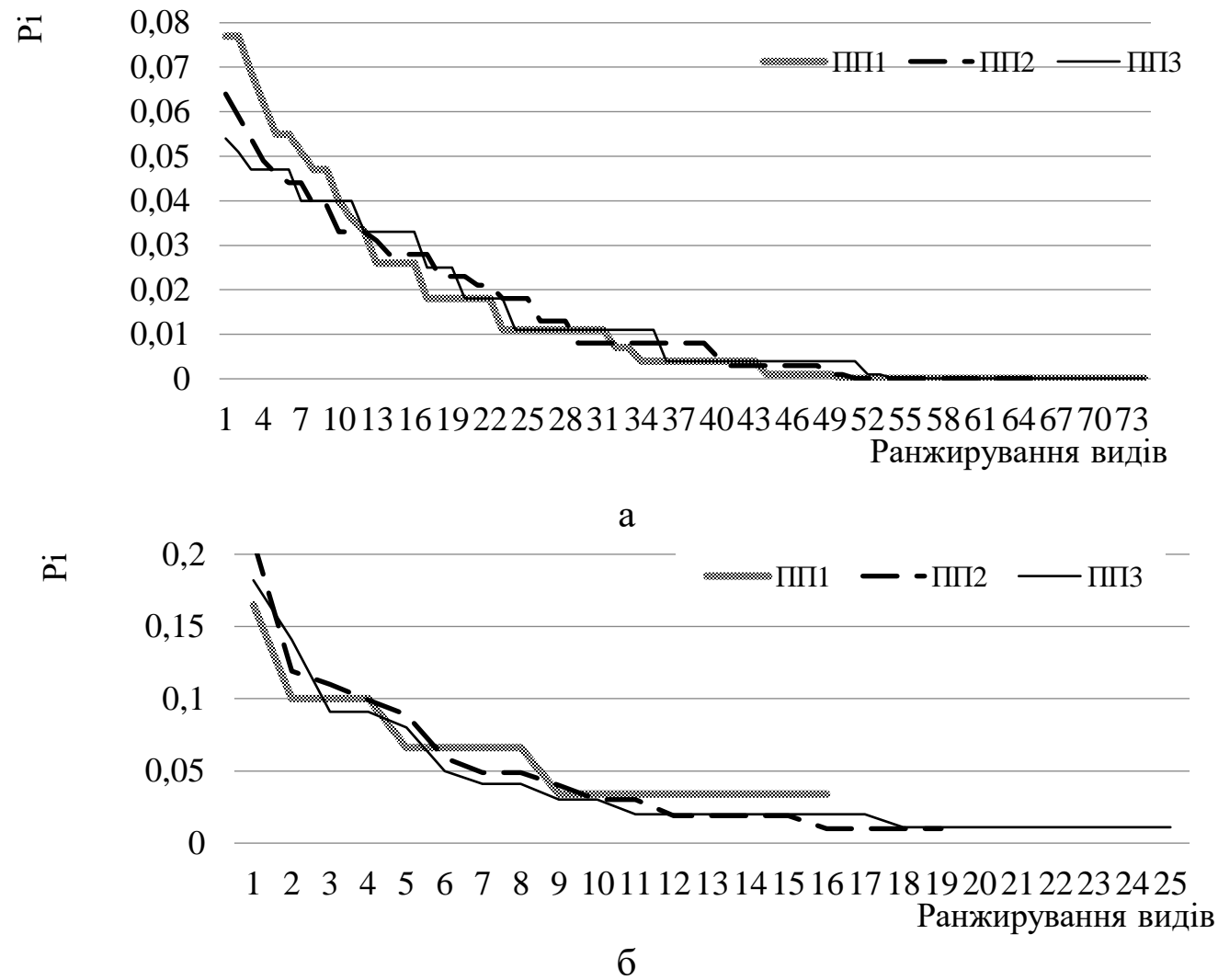


Рис. 5.32. Розподіл видового складу рослин (а) та птахів (б) в угрупованнях за рангом відносного багатства (P_i) у БС м. Києва та м. Вінниця

5.2.3. Індикаторні показники угруповань дендрофільних птахів та едифікаторного ярусу

Для встановлення інформативних параметрів біодіагностики стану лісів за синекологічною оцінкою дендрофільних птахів та елементами фітоценозу важливим є виявлення індикаторних показників угруповань рослин і птахів в різних типах за генезисом лісових екосистем на градієнті антропогенного впливу. Аналіз зазначеного питання у зеленій зони м. Вінниця на градієнті трансформації виявив, що видів-дендрофілів, які відкрито гніздяться та видів, які наземно гніздяться, найбільше зафіксовано у зоні з найменшими ознаками дигресії екотопу, де найбільше зафіксовано дерев вищих КК та найменший індекс стану деревостану (рис. 5.33). Натомість, на ПП1, де, навпаки, найбільша частка дерев нижчих КК відповідні види не зареєстровано. Збільшення внеску видів, які утворюють синантропні популяції і відносне багатство гемісинантропів у міру збільшення інтенсивності антропогенного впливу доводить про зв'язок між видової структурою дендрофільних птахів та санітарною і віталітетною структурами деревостанів. В зоні з мінімальними ознаками дигресії екотопу гніздування вразливих видів (*Tringa ochropus*, *Alcedo atthis*, *Dryocopus martius*, *Anthus trivialis*, *Hippolais icterina*, *Ficedula parva*), які належать до 2 та 3 категорій Бернської, є індикатором збалансованого стану лісу. Окрім того, гніздування *Dryocopus martius* є індикатором дубових пралісів Європи [549].

Аналогічна тенденція виявлена для природних та напівприродних лісів м. Києва: рясність видів-дендрофілів, які відкрито гніздяться, максимальною є у зоні з найвищим рівнем трансформації, найбільшою кількістю дерев нижчих КК та найвищим індексом стану деревостану (рис. 5.34). Рясність видів, які наземно гніздяться, навпаки, найвища у зоні слабого впливу, з високим ЗПП, розвиненим підліском та підростом, домінуванням дерев вищих КК та найменшим індексом стану деревостану.

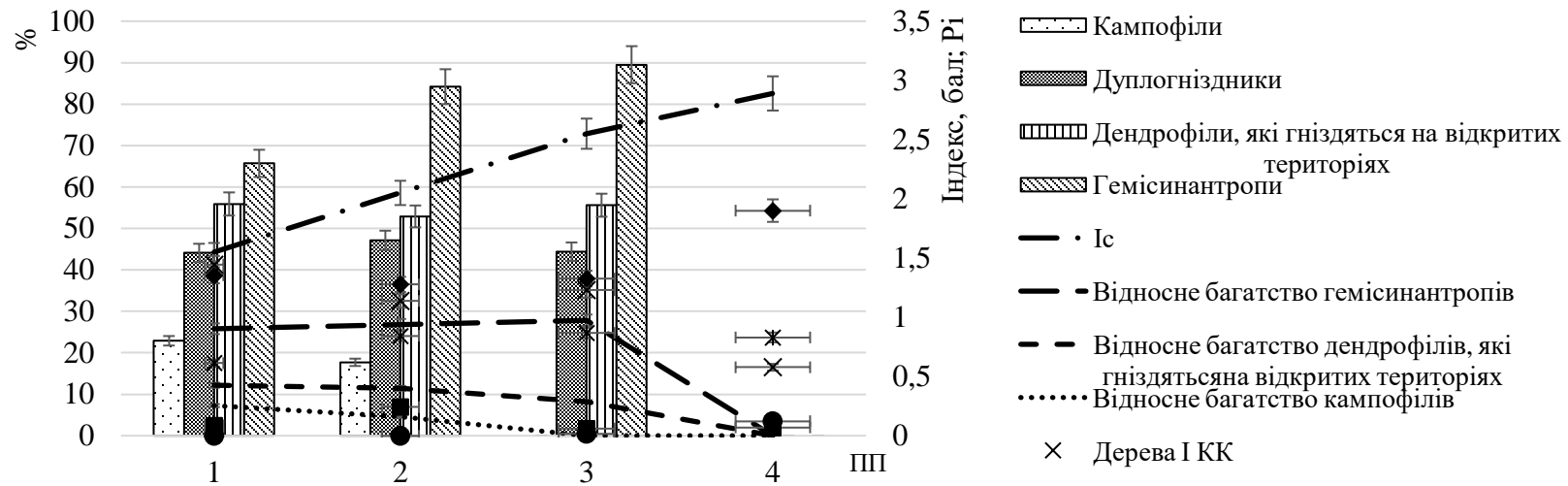


Рис. 5.33. Частка індикаторних показників угруповань птахів та деревостанів зеленої зони м. Вінниця

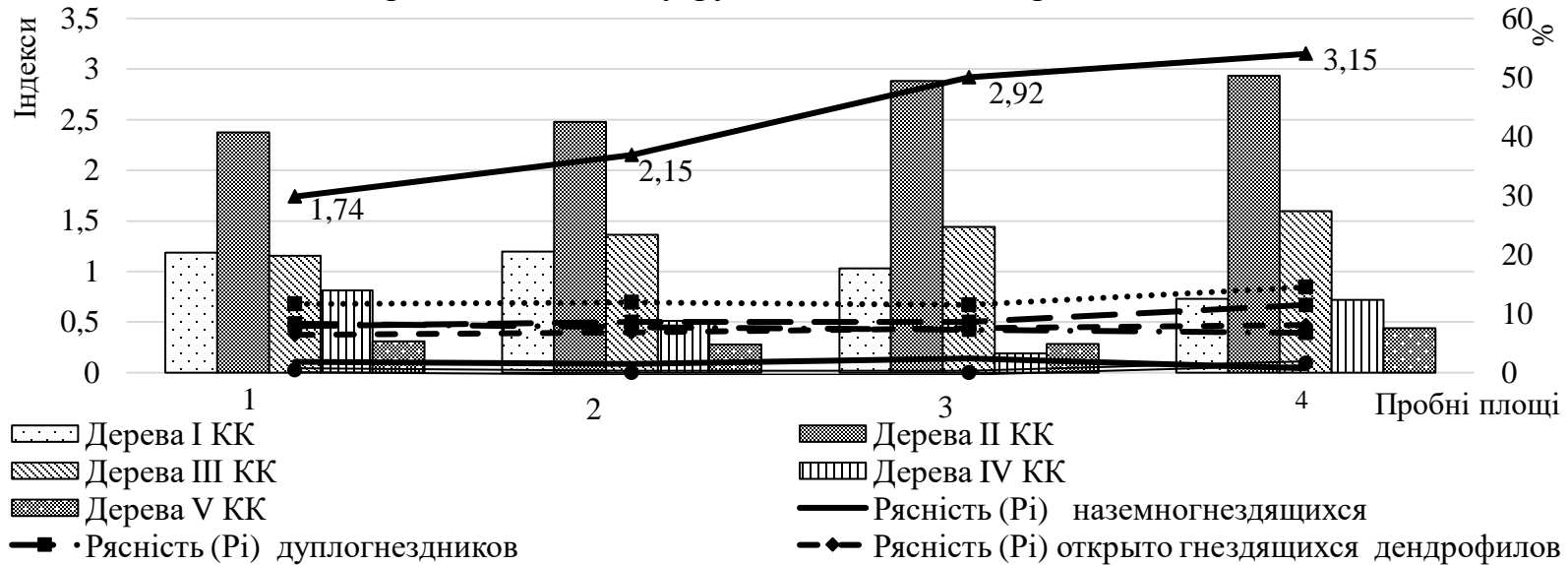


Рис. 5.34 Частка індикаторних показників угруповань птахів та рослин природних та напівприродних лісів и. Києва

Загалом, можна констатувати про несуттєве зниження відносної частки птахів угруповання (рясність), які гніздяться у дуплах, та зростання частки птахів, які гніздяться відкрито на деревах та чагарниках, залежно за градієнтом трансформації лісових екосистем. Варто відмітити, що найвища рясність синантропних видів (0,845) притаманно саме для ПП4. Частки інших екологічних груп птахів за гніздовими стаціями коливаються, але зв'язку з градієнтом трансформації не мають. Окремо варто зауважити, що підвищення відносної кількості видів, які гніздяться на землі у середньо трансформованій зоні пов'язано з тим, що трансформованою є лише частка території. Інша частина території лісової екосистеми має досить багато мікростацій, придатних для комфортного існування птахів.

5.2.4. Науково-методичні засади оцінки стійкості та стану лісових екосистем до антропогенного впливу за консортивними зв'язками деревних рослин-дендрофільних птахів

Розглянемо особливості оцінки стійкості та стану лісових екосистем за консортивними зв'язками дендрофільних птахів та елементами фітоценозу на модельних об'єктах, які відрізняються цільовим призначенням, статусом охорони, комплексним антропогенним впливом тощо. Проте, не зважаючи на наявні відмінності, більшість отриманих результатів є схожими для досліджених територій. Проаналізуємо зазначені моменти більш глибоко в порівнянні з існуючими даними в літературі. Проведений аналіз в лісових екосистемах зеленої зони м. Вінниця підтвердив положення щодо структури угруповань кампофілів, їх різноманіття та зв'язок з трав'яно-чагарниковим ярусом. На вирубаних ділянках, з категоріями стану поверхні ґрунту III та вище трав'яний ярус руйнується, частка кампофілів знижується в 4 рази порівняно з менш трансформованими зонами. З іншого боку, після рекреантів залишається харчове сміття, яке приваблює птахів з змішаним типом харчування. На території рекреаційно-оздоровчих лісів м. Вінниця встановлено збільшення кількості птахів з змішаним типом харчування через зменшення внеску комахоїдних птахів в угрупованнях, а також елімінація

видів, які спеціалізуються на збиранні кормів на ґрунті та нижніх ярусах рослинності (дод. 3). Проведений аналіз доводить, що діяльність людини призводить до зникнення на деградованих ділянках більшості видів птахів, характерних для корінних лісів Лісостепу, інтенсивного поширення птахів лучно-польових та чагарникових фітоценозів [518]. Виявлено поступове зниження видового багатства кампофілів (з 0,227 до 0) та частки їх чисельності (з 22,9 % до 0 %) у зеленій зоні за градієнтом збільшення деградації. Наявність підліску та підросту, повалених стовбурів, пнів, непорушність трав'янистого покриву за високого його ЗПП сприяє збільшенню α -різноманіття угруповань птахів через гетерогенність середовища їх існування. Підтверджено загальновідомі літературні дані щодо структури угруповань птахів, які гніздяться, проте варто зауважити, що суттєве зменшення чисельності дятлів притаманне для зон з інтенсивним та середнім рекреагенним впливом. При зменшенні впливу збільшується багатство дендрофілів, які гніздяться і збільшення частки дуплогніздників, з'являються стенотопні види.

Ми згодні з літературними даними, що така характеристика структур спричинена спрощеністю фітоценозу та гомогенним характером умов існування птахів. На прикладі кореляційної матриці встановимо зв'язок між усіма змінними угруповань дослідженої біоти та їх сукупності. Оцінка кореляційних зв'язків між параметрами рослинних угруповань та угруповань птахів на екопрофілі зеленої зони м. Вінниця засвідчила наявність достовірного позитивного зв'язку між індексом вертикальної гетерогенності та числом видів птахів, щільністю гніздування ($r=0,76$, $p<0,01$; $r=0,72$, $p<0,01$) (табл. 5.8). Зв'язок між IVH та індексом різноманіття Маргалефа ($r=0,74$, $p<0,01$) виявився дещо слабшим. Отримані дані свідчать про залежність між складною ярусною, вертикальною структурою лісу та видовим різноманіттям птахів. Тісного зв'язку ІНН з іншими параметрами не виявлено. Проведені дослідження не підтвердили наявності зв'язку між розподілом птахів та горизонтальною гетерогенністю лісу.

Таблиця 5.8

Кореляція параметрів рослинних угруповань та угруповань птахів зеленої зони м. Вінниця

Індекси	N ₁	P ₁	DMg ₁	DMn ₁	H ₁	Us ₁	N ₂	P ₂	DMg ₂	DMn ₂	H ₂	Us ₂	IHH	IVH
N ₁	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P ₁	0,64	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DMg ₁	0,99	0,39	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DMn ₁	0,97	0,44	0,97	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H ₁	0,88	0,63	0,88	0,77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Us ₁	0,88	0,07	0,89	0,96	0,57	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N ₂	0,37	-0,59	0,37	-0,26	-0,08	0,71	-	-	-	-	-	-	-	-
P ₂	-0,75	-0,15	-0,74	-0,61	-0,97	-0,38	0,32	-	-	-	-	-	-	-
DMg ₂	0,79	-0,25	0,79	0,86	0,44	0,94	0,85	-0,21	-	-	-	-	-	-
DMn ₂	0,78	0,21	0,89	0,96	0,77	0,87	0,40	-0,73	0,82	-	-	-	-	-
H ₂	0,61	-0,45	0,71	0,75	0,38	0,81	0,84	-0,15	0,96	0,76	-	-	-	-
Us ₂	0,67	0,39	0,41	0,90	0,86	0,75	0,17	-0,87	0,66	0,97	0,55	-	-	-
IHH	-0,84	0,41	-0,96	-0,89	-0,92	-0,77	-0,28	0,80	-0,73	-0,90	-0,68	-0,98	-	-
IVH	0,76	0,72	0,74	-0,96	-0,86	-0,88	-0,42	0,72	-0,83	-0,99	-0,73	-0,96	0,97	-

Натомість, виявлено тісні кореляційні зв'язки між індексами різноманіття рослин Менхініка та Маргалефа та числом видів птахів. Встановлено тісні зв'язки між індексами різноманіття птахів та рослин, зокрема індекси Маргалефа ($r=0,79$, $p<0,01$), Менхініка ($r=0,96$, $p<0,005$), Сімпсона та Шеннона ($r=0,81$, $p<0,01$; $r=0,75$, $p<0,01$) тощо. Одержані результати свідчать про наявність зв'язку видового різноманіття птахів та флористичного багатства рекреаційно-оздоровчих лісів. Отримані нами дані щодо наявності зв'язків з флористичним багатством збігаються з результатами інших авторів щодо зв'язку між вертикальною структурою лісу, вертикальним розподілом листя та видовим різноманіттям птахів [13].

На основі отриманих польових даних можна зробити висновок, що структури як рослинних угруповань так і угруповань птахів знаходяться в прямій залежності від інтенсивності антропогенного впливу. Залежно від трансформації довкілля змінюються показники фіто- та орніторізноманіття. Всупереч очікуванням, отримані дані засвідчили, що видовий склад птахів пов'язаний з флористичним різноманіттям, що в свою чергу знаходить підтвердження про наявність зв'язку також у роботі [809]. Зміна зімкненості полога з 0,85 до 0,5 та як, наслідок, зменшення запасу деревини з 392 м³/га до 298 м³/га спричиняють зменшення видового різноманіття та порушення структури угруповань птахів, що гніздяться. Окрім того сформовані висновки в літературі варто доповнити положенням, що структура угруповань птахів, що гніздяться змінюється у напрямку синантропізації тих угруповань, з яких елімінували види, що гніздяться у густих лісах та види відкритих просторів.

Окремо варто приділити увагу оцінці консортивних зв'язків між денрофільними птахами та елементами фітоценозу деревних насаджень в умовах мегаполісу, який має на порядок більш інтенсивний антропогенний вплив. Отримані результати дослідження природних та напівприродних лісів м. Києва підтверджують дані щодо зв'язку між мозаїчністю ландшафту та структурами популяцій малочисельних видів: домінування фонових для регіону видів, зниження чисельності популяцій рідких видів, обмеження між

особинами угруповань птахів через фрагментації ландшафтів. Крім того, нами встановлено, що залишки лісів на території мегаполісу надають гніздові та кормові стації, які придатні лише окремим видам з угруповання. Як свідчать результати, важливим є не тільки загальна щільність дятлів, але і їх видовий склад. Так, наявність на гніздуванні досить великою щільністю лише 2х видів *Dendrocopos major* і *Dendrocopos medius*, призвела до суттєвого зростання щільності *Sturnus vulgaris* в угрупованні птахів найбільш трансформованих зон лісів міста та до зменшення числа птахів родів *Ficedula* та *Parus*. Цей висновок підтверджується саме для території м. Києва на відміну від зеленої зони м. Вінниця: найменша кількість птахів, що гніздяться на землі відмічена у лісових масивах, розташованих в оточенні житлових кварталів міста. З другого боку, антропогенний вплив на залишки лісів м. Києва спричинив перерозподіл використання гніздових стацій, угруповання стало менш збалансоване, що пов'язано з обмеженістю птахів швидко пристосовуватись до динамічних умов існування і розвиненням адаптації поступово.

Участь у формуванні угруповання птахів синантропних видів дає можливість зрозуміти, на скільки урбанізація вплинула на зміну угруповань лісової екосистеми [532]. Зокрема, у найбільш трансформованому рослинному угрупованні на гніздуванні з'являються облігатні синантропи: *Columba livia* та *Phoenicurus ochruros*, останній є чужорідним видом рівнинних територій України. При менших ступенях трансформації екотопу гніздяться лише гемісинантропи, які мають також природні популяції. Залежність щодо кількості особин хижих птахів та стану екотопу також підтверджується власними результатами: відмічено лише 1 вид хижаків – синантропний вид – *Falco tinnunculus*.

Отримані результати дозволяють вперше говорити про кумулятивний ефект впливу лісівничо-таксаційних параметрів та структур угруповань птахів: щільність гніздування птахів, які харчуються на стовбурах дерев рядів *Piciformes* і *Passeriformes* зменшується за градієнтом посилення трансформації, при цьому знижується зімкненість деревного намету, середня

кількість підросту та збільшується відстань між деревами. За кореляційної матрицею між параметрами рослинних угруповань та угруповань птахів природних та напівприродних лісів м. Києва встановлено наявність достовірного позитивного зв'язку між IVН та числом видів птахів ($r=0,82$, $p<0,01$), натомість між щільністю гніздування тісного зв'язку не виявлено ($r=0,21$) (табл. 5.9). Встановлено також зв'язок між IVН та індексом різноманіття Менхініка ($r=0,77$, $p<0,01$). Зв'язок між IVН та індексом різноманіття Шеннона виявився дещо слабшим ($r=0,70$, $p<0,01$). Варто зауважити, що вперше нами зафіксовано також кореляційний зв'язок між IVН та індексом домінування Бергера-Паркера ($r=0,81$, $p<0,01$), оскільки в інших роботах цей зв'язок не підтверджувався, це в майбутньому дасть можливість комплексно використовувати зазначені індекси для діагностики стану лісів.

Загалом, отримані дані свідчать про зв'язок між складною ярусною, вертикальною структурою лісу та різноманіттям птахів. Тісний зв'язок ІНН виявлено з лише індексом домінування Бергера-Паркера ($r=0,92$, $p<0,005$). Окрім того, між щільністю гніздування та ІНН тісного зв'язку не зафіксовано, але він дещо сильніший ($r=0,51$) порівняно з IVН. Отже, дослідження підтвердили наявність зв'язку між розподілом птахів та горизонтальною гетерогенністю лісу. Виявлено тісні кореляційні зв'язки між індексами різноманіття рослин Менхініка та числом видів птахів ($r=0,78$, $p<0,01$). Встановлено також тісні зв'язки між індексами різноманіття рослин Шеннона та щільністю розподілу птахів ($r=0,71$, $p<0,01$) та домінуванням Сімпсона для рослинних угруповань та щільністю розподілу птахів ($r=0,84$, $p<0,01$). Індекс домінування Сімпсона для угруповань птахів виявив зв'язок з флористичними індексом різноманіття Менхініка ($r=0,94$, $p<0,005$) та індексом Сімпсона ($r=0,84$, $p<0,01$). Отримані дані свідчать підтверджують залежність видового різноманіття птахів від структури флористичного багатства лісу.

Синекологічні зв'язки між фіто- та орніторізноманіттям на території БС міст є діагностичними для індикації стану урбоекосистем.

Таблиця 5.9

Кореляція параметрів рослинних угруповань та угруповань птахів природних та напівприродних лісів м. Києва

Індекси	N ₁	P ₁	DMr ₁	DMn ₁	Ds ₁	H ₁	d ₁	U ₁	λ ₁	E ₁	Us ₁	N ₂	P ₂	DMr ₂	DMn ₂	Ds ₂	H ₂	d ₂	U ₂	λ ₂	E ₂	Us ₂	ІНН	ІVН
N ₁	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P ₁	0.74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DMr ₁	0.97	0.60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DMn ₁	0.70	0.04	0.82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ds ₁	-0.08	-0.73	0.31	0.86	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H ₁	-0.35	-0.08	0.54	0.68	0.59	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d ₁	0.51	0.82	-0.12	0.35	-0.71	0.49	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
U ₁	-0.66	-0.98	-0.83	0.05	0.78	-0.09	-0.90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
λ ₁	0.30	0.86	-0.46	-0.32	-0.97	0.20	0.81	0.17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E ₁	-0.94	-0.65	-0.91	-0.72	-0.43	0.73	-0.25	0.53	0.19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Us ₁	-0.94	-0.82	-0.69	-0.53	0.25	0.54	-0.31	0.75	-0.42	0.96	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N ₂	0.59	0.49	0.78	0.36	0.11	0.34	-0.09	-0.32	0.19	-0.80	-0.82	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P ₂	-0.28	0.58	0.24	-0.10	-0.52	0.71	0.84	-0.70	0.61	-0.04	0.08	-0.41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DMr ₂	0.34	0.16	0.36	0.32	0.10	-0.98	-0.42	0.01	-0.07	-0.62	-0.57	0.93	-0.69	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DMn ₂	0.09	-0.10	0.16	0.26	0.28	-0.96	-0.65	0.28	-0.28	-0.40	-0.32	0.81	-0.86	0.96	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ds ₂	-0.09	-0.31	-0.01	0.20	0.39	-0.89	-0.80	0.48	-0.44	-0.22	-0.11	0.65	-0.95	0.87	0.97	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H ₂	-0.10	0.38	-0.24	-0.57	-0.68	-0.40	0.02	-0.32	0.59	-0.05	-0.21	0.54	-0.26	0.53	0.47	0.40	-	-	-	-	-	-	-	-
d ₂	0.44	-0.26	0.62	0.94	0.84	-0.29	0.30	0.33	-0.70	-0.45	-0.23	0.11	-0.17	0.15	0.17	0.39	-0.75	-	-	-	-	-	-	-
U ₂	-0.56	0.01	-0.67	-0.83	-0.56	-0.12	-0.16	0.98	0.39	0.42	0.28	0.15	-0.33	0.24	0.30	0.33	0.88	-0.86	-	-	-	-	-	-
λ ₂	0.06	0.31	-0.01	-0.22	-0.39	0.90	0.80	-0.46	0.43	0.26	0.14	-0.67	0.94	-0.88	-0.97	-0.99	-0.36	-0.19	-0.33	-	-	-	-	-
E ₂	-0.65	0.01	-0.78	-0.98	-0.67	0.28	0.07	-0.07	0.50	0.63	0.44	-0.20	-0.01	-0.16	-0.10	-0.05	0.70	-0.86	0.91	0.08	-	-	-	-
Us ₂	-0.68	-0.01	-0.80	-0.99	-0.67	0.39	0.15	-0.08	0.50	0.78	0.49	-0.31	0.08	-0.28	-0.22	-0.17	0.68	-0.95	0.88	0.19	0.99	-	-	-
ІНН	0.11	-0.58	0.30	0.78	0.98	0.98	-0.62	0.66	-0.91	0.18	0.06	0.36	0.51	0.18	0.30	0.38	0.68	0.92	-0.66	-0.39	-0.70	-0.80	-	-
ІVН	0.86	0.40	0.94	0.96	0.43	0.79	0.06	-0.19	-0.22	-0.87	-0.74	0.82	0.21	0.40	0.77	0.17	0.70	0.81	0.01	0.18	-0.92	-0.94	0.69	-

Розглянемо це положення за результатами дослідження більш глибоше. Проведений аналіз дає змогу стверджувати, що рослинність БС відіграє суттєву роль в формуванні різних структур орінтокомплексу в умовах мегаполісу майже в повній мірі порівняно з природними та напівприродними лісами міста. При цьому варто зауважити, що саме для аборигенних фанерофітів БС характерний зв'язок з природними видами птахів. Зв'язок між екологічною, трофічною, видовою структурами птахів та віталітетною і санітарною структурами деревостану підтверджено не тільки для природних лісів, але й для паркових частин БС. Зокрема, виявлено, що при інтенсивній комплексній антропогенній трансформації, яка включає в себе рекреаційний чинник, шумове забруднення, забруднення аерополітантами, фактор занепокоєння, погіршується стан деревостану до сильно ослаблених, порушується співвідношення між класами розвитку дерев, та, як наслідок, зменшення видового різноманіття птахів. З іншого боку, антропогенні порушення чагарникового та трав'яного ярусу спричинили зменшення кормової бази для авіфауни та місць для гніздування. Трансформація трав'яного ярусу в БС має схожі тенденції з відповідною деградацією в природних лісах, паркових екосистемах та лісових культурах: збільшення частки адвентивних і рудеральних видів, посилення ролі видів з широкою екологічною валентністю та змішаною та вторинними типами екологічних стратегій.

Враховуючи те, що в БС зімкнутість деревного намету коливається в межах 0,4-0,6, відносна рясність птахів, які харчуються на стовбурах, значно вище, порівняно з природними лісами, де зімкненість більше 0,8 [551, 644]. Для природних лісів вже показано нами залежність з відстанню між деревами, розвитком і станом підліску та структурами птахів. Для територій БС кумулятивний вплив зазначених чинників не має зв'язку з авіфауною через наявність регулярного догляду за рослинністю БС. Видовий склад орнітофауни досліджених БС бідний, порівняно з природними біотопами. Рідкісних для України та для досліджуваного регіону видів птахів не зафіксовано. Лише 16-28 % видів птахів репрезентовано для таксонів, які достовірно гніздують в регіоні.

Це цілком підтверджує попередні висновки, що високо фрагментоване середовище призводить до зменшення популяцій малочисельних видів та видів, які мають великі гніздові ділянки і підвищує ризик їх зникнення. Список видів, які домінують в угрупованнях птахів БС суттєво відрізняється від домінантів угруповань, які населяють природні ліси та лісові культури зеленої зони м. Вінниця та м. Києва. В угрупованнях лісових біотопів за чисельністю переважають птахи, які є найбільш масовими у природних лісах лісостепової зони України: *Parus major*, *Fringilla coelebs*, *Erithacus rubecula*, *Turdus merula*, *Sitta europaea*. [518]. Відмічене збільшення частки домінуючих за чисельністю видів в угрупованнях птахів є ознакою стійкого впливу урбанізованого середовища існування. В таких умовах більшість аборигенних видів птахів зникає з трансформованої території, і залишаються лише види, які по-перше схильні до синантропізації, і по-друге, біологія гніздування яких генетично захищена від екологічних загроз, пов'язаних з механічним пошкодженням стовбура дерев та витоптування підстилки та трав'яного ярусу. Аналіз угруповань птахів БС, на відміну від угруповань природних лісів та лісових насаджень міста, не виявив збільшення видового складу пасивних дуплогнізdnих птахів та їх щільності залежно від кількості видів та щільності дятлів. Тобто положення, що у разі недостатньої кількості дятлів в угрупованнях птахів, що гніздяться, вторинні дуплогнізdnики будуть обмежені кількістю придатних гніздових стацій [517, 533–538, 810, 811] вірний лише для лісових біотопів, де діяльність людини зведена до мінімуму. У насадженнях міст нестача гніздового ресурсу природного походження компенсується пристосуванням птахів до опанування гніздових стацій антропогенного походження. Встановлено зменшення відносної частки пасивних дуплогнізdnиків в угрупованнях на фоні збільшення кількості їх видів при найбільш інтенсивному антропогенному впливу на біотопи. У природних та напівприродних лісах міста частка видового складу угруповань птахів, що припадає на синантропні види, за градієнтом трансформації рослинного угруповання збільшується у 1,5 рази, а індекс синантропізації складає 0,46–0,67 %. За трофічною структурою угруповання

птахів БС не суттєво відрізняються від угруповань лісів міста та його околиць, лише дещо більший відсоток видів зі змішаним типом харчування. Порівняльна оцінка кореляційних зв'язків між параметрами рослинних угруповань та угруповань птахів паркових частин БС демонструє, що на градієнті: лісовий масив – паркове насадження (БС) складна ярусність та вертикальна структура фітоценозу як найважливіший фактор середовища існування поступається значенням горизонтальній гетерогенності. В БС виявлено негативний зв'язок між ярусною, вертикальною структурою екосистем та індексами орніторізноманіття. Наявність тісного зв'язку майже з усіма індексами різноманіття птахів та рослин на теренах БС, на відміну від природних лісів пояснюється розмірами локусів дослідження, специфічною структурою деревного та трав'яного ярусів та урбанізованим впливом людини та свійських тварин. В такому випадку першочерговим є наявність необхідної кількості гніздового та кормового ресурсу на верхніх ярусах екосистеми, що прямопропорційно з горизонтальною гетерогенністю. Оцінка кореляційних зв'язків між параметрами засвідчила наявність достовірного позитивного зв'язку між IVH та щільністю гніздування птахів ($r=0,96$, $p<0,005$), натомість між числом видів птахів тісного зв'язку не виявлено ($r=0,59$) (табл. 5.10). Встановлено також зв'язок між IVH та індексом домінування Макінтоша для птахів ($r=0,94$, $p<0,005$). Кореляційний зв'язок між IVH та індексом домінування Бергера-Паркера не зафіксовано ($r=0,66$) на відміну від даних, притаманних для природних та напівприродних лісів м. Києва. Зв'язок між IVH та індексами різноманіття виявився слабким ($r=-0,21$, DMr_1 ; $r=-0,03$, DMr_1 ; $r=0,05$, H_1). Від'ємно корельованими виявилися зв'язки між IVH та індексами рівномірності розподілу птахів ($r=-0,95$; $r=-0,97$). Отримані дані свідчать про позитивний та негативний зв'язок між ярусною, вертикальною структурою БС та різноманіттям птахів. Тісний зв'язок ІНН виявлено з числом видів птахів ($r=0,83$, $p<0,01$), натомість на відміну від IVH, тісної залежності з щільністю гніздування не зафіксовано.

Таблиця 5.10

Кореляція параметрів рослинних угруповань та угруповань птахів ботанічних садів м. Києва та м. Вінниця

Індекси	N ₁	P ₁	DMr ₁	DMn ₁	H ₁	d ₁	U ₁	E ₁	Us ₁	N ₂	P ₂	DMr ₂	DMn ₂	H ₂	d ₂	U ₂	E ₂	Us ₂	IVH	ІНН
N ₁	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P ₁	0,52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DMr ₁	0,56	0,35	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DMn ₁	0,67	0,21	0,98	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
H ₁	0,83	0,02	0,89	0,91	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
d ₁	0,67	0,82	-0,77	-0,68	-0,52	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
U ₁	0,58	0,93	-0,51	-0,34	-0,28	0,78	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E ₁	0,11	-0,92	0,01	-0,15	-0,32	-0,58	-0,80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Us ₁	-0,54	-0,88	0,15	-0,03	-0,03	-0,53	-0,92	0,90	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
N ₂	0,44	0,02	0,68	0,76	0,49	-0,55	0,06	-0,25	-0,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P ₂	-0,25	0,68	-0,89	-0,79	-0,75	0,84	0,82	-0,38	-0,57	-0,34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DMr ₂	0,58	-0,35	0,99	0,97	0,90	-0,76	-0,49	-0,01	0,13	0,68	-0,88	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DMn ₂	0,47	-0,49	0,98	0,93	0,86	-0,82	-0,64	0,14	0,31	0,56	-0,95	0,98	-	-	-	-	-	-	-	-
H ₂	0,89	0,85	0,14	0,29	0,50	0,48	0,66	-0,97	-0,79	0,25	0,19	0,17	0,03	-	-	-	-	-	-	-
d ₂	-0,53	0,42	-0,96	-0,92	-0,91	0,73	0,62	-0,08	-0,31	-0,47	0,95	-0,96	-0,98	-0,11	-	-	-	-	-	-
U ₂	0,58	0,10	0,33	0,30	0,65	0,10	-0,25	-0,24	0,19	-0,32	-0,43	0,35	0,39	0,43	-0,53	-	-	-	-	-
E ₂	0,77	0,87	-0,06	0,05	0,35	0,68	0,64	-0,91	-0,67	-0,08	0,30	-0,04	-0,15	0,94	0,03	0,56	-	-	-	-
Us ₂	0,66	0,86	-0,20	-0,09	0,24	0,77	0,63	-0,84	-0,58	-0,25	0,37	-0,18	-0,26	0,86	0,13	0,58	0,99	-	-	-
IVH	0,59	0,96	-0,21	-0,03	0,05	0,66	0,94	-0,95	-0,97	0,24	0,60	-0,19	-0,36	0,86	0,33	-0,03	0,80	0,74	-	-
ІНН	0,83	-0,02	-0,91	-0,96	-0,94	0,48	0,13	0,39	0,23	-0,74	0,66	-0,92	-0,84	0,92	0,84	-0,38	-0,29	-0,14	-	-

Окрім того, варто зауважити про встановлення негативного кореляційного зв'язку між ІНН та індексами різноманіття птахів, зокрема між розподілом птахів та горизонтальною гетерогенністю БС. Цікавою особливістю є встановлення тісного зв'язку майже з усіма індексами різноманіття птахів та рослин. Зокрема, між індексами Маргалефа він становить 0,99, індексами Менхініка – 0,93 тощо. Індекс Шенона для птахів має тісний зв'язок з індексами Менхініка і Маргалефа для фіторізноманіття ($r=0,86$, $p<0,01$; $r=0,91$, $p<0,005$ відповідно). Індекс домінування Бергера-Паркера для птахів має від'ємний зв'язок з індексами фіторізноманіття ($r=-0,76$, Маргалефа та $r=-0,82$, Менхініка). Індекс домінування Бергера-Паркера для рослин також має від'ємний зв'язок з індексами різноманіття для птахів ($r=-0,96$, Маргалефа; $r=-0,92$, Менхініка; $r=-0,91$, Шенона). Індекс Шенона для фіторізноманіття має тісний зв'язок з числом видів птахів ($r=0,89$, $p<0,005$) та щільністю гніздування ($r=0,85$, $p<0,01$). Між щільністю гніздування також зафіксована співзалежність з індексами рівномірності розподілу рослин ($r=0,87$, $p<0,01$, Пієлу; $r=0,86$, $p<0,01$, Макінтоша). Отримані дані свідчать про наявність зв'язку видового різноманіття птахів та фіторізноманіттям БС.

Кореляційні матриці дозволили виявити зв'язки між багатьма параметрами орніто- та фіторізноманіття, проте для побудови ординації чинників та зменшення розмірності отриманих даних використаємо РСА аналіз для всього масиву даних, отриманих з різних об'єктів. Було встановлено, що змінні, які знаходяться в одному квадранті мають прямо пропорційну залежність, а в протилежних – обернено пропорційну (рис. 5.35). Нами вперше показано, що в прямій залежності знаходяться P_i пасивних дуплогніздників, коефіцієнт детермінації зв'язку $H_{сер}$ і $D_{сер}$ дерев та ІНН. Також виявлено залежність між часткою видів, які гніздяться на землі та ЗПП трав'яного ярусу, ІВН. Цікавим зв'язком є зв'язок між P_i облігантних синантропів та ступенем трансформації ґрунту. Проте, ординація цього параметра потребує подальших досліджень в інших екологічних умовах.

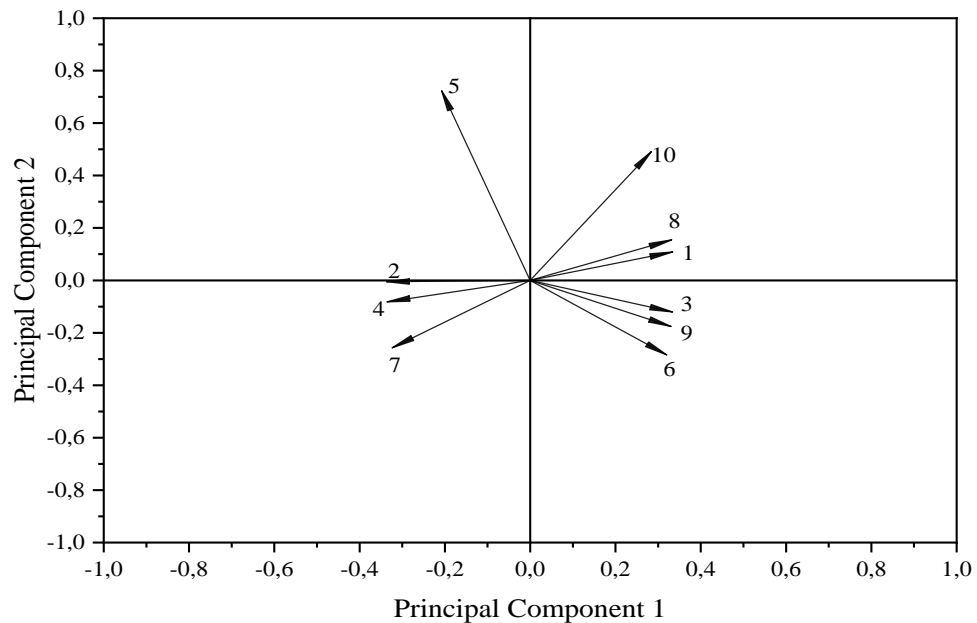


Рис. 5.35. Графіки ординації аналізу первинних компонентів (PCA) значень параметрів фіто- та орніторізноманіття (1 – кампофіли; 2 – види з змішаним харчуванням; 3 – Рі пасивних дуплогніздників; 4 – Рі облагантних синантропів; 5 – I_c деревостану; 6 – зв'язок між морфометричними параметрами $H_{сер}$ і $D_{сер}$ дерев; 7 – стадія трансформації ґрунту; 8 – ЗПП травяного ярусу; 9 – ІНН; 10 – ІVN). Довжина стрілки вказує на силу відносно інших змінних.

Висновки до розділу

Консортивні зв'язки дерев та ксилотрофічних лісів різних природних зон України є показниками біодіагностики стану та розвитку лісових екосистем. Вікова, віталітетна, санітарна структури насаджень головних лісоутворюючих порід та видова, систематична, просторова і трофічна структури ксилотрофних грибів свідчить про регресивні зміни в порушених лісах. Виявлено наявність зв'язку між просторовим розподілом ксилотрофів та горизонтальною гетерогенністю лісу, але значно слабшого порівняно з вертикальною гетерогенністю лісу. Кореляційна оцінка параметрів угруповань рослин та ксилотрофних грибів показала наявність тісних зв'язків між більшістю встановлених параметрів різних мір різноманіття. Найвагомішими критеріями «трансформації» паркових екосистем є неоптимальний склад фітоценозу відносно екотопу та вікова структура деревостану; відсутність крупномірного відпаду; незадовільний санітарний стан деревостану та його розрідження; зменшення зімкненості, що в сукупності призводить до змін екологічних

режимів лісового середовища, які обумовлюють структурні зміни консортивної системи деревних рослин та дереворуйнівних грибів. Структура ксилотрофів паркових насаджень не є збалансованою на відміну від природних лісів, що пояснюється відсутністю механічних пошкоджень у мікогоризонтах, структурою деревостану та регулярним доглядом за територією. Структура *Quercus*–ксиломікокомплекс паркових насаджень є діагностичним показником на високих стадіях рекреагенної дигресії (III та IV стадія рекреагенної дигресії), структура *Acer*–ксиломікокомплекса – за будь-якої стадії рекреагенної паркової екосистеми. Встановлено, що індикаторними ознаками порушення лісової екосистеми є також показники угруповань дендрофільних птахів та едифікаторного ярусу. Показано зв'язок між оцінкою стійкості та стану лісової екосистем та консортивними зв'язками деревних рослин-дендрофільних птахів за антропогенного впливу. Отримані дані засвідчили залежність між складною ярусною, вертикальною структурою природних та напівприродних лісових екосистем, вертикальним розподілом листя та видовим різноманіттям птахів. Зв'язок між екологічною, трофічною, видовою структурами птахів та віталітетною і санітарною структурами деревостану підтверджено також для паркових частин ботанічних садів. В БС виявлено не тільки позитивний, але й негативний зв'язок між ярусною, вертикальною структурою екосистем та індексами орніторізноманіття. Синекологічні зв'язки між фіторізноманіттям та орніторізноманіттям в умовах міста є діагностичними для індикації стану урбоєкосистем. Порівняльна оцінка кореляційних зв'язків між параметрами рослинних угруповань та угруповань птахів демонструє, що на градієнті: лісовий масив – паркове насадження (БС) складна ярусність та вертикальна структура фітоценозу як найважливіший фактор середовища існування поступається своїм значенням горизонтальній гетерогенності. Загалом, вперше встановлено, що в прямій залежності знаходяться P_i пасивних дуплогнізників, коефіцієнт детермінації зв'язку $H_{сер}$ і $D_{сер}$ дерев та ІНН. Виявлено залежність між часткою видів, які гніздяться на землі та ЗПП трав'яного ярусу, ІВН; між P_i облігантних синантропів та ступенем трансформації ґрунту.

РОЗДІЛ 6. МЕТОДОЛОГІЯ СИНЕКОЛОГІЧНОЇ ДІАГНОСТИКИ ТРАНСФОРМАЦІЇ СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНОЇ ОРГАНІЗАЦІЇ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ

6.1. Синекологічні засади діагностики трансформації структурно-функціональної організації лісових екосистем в аспекті еволюції

Як відомо, в екосистемній теорії еволюції головним чинником макроеволюції є формування біогеоценозів і біомів, яке за правилом ніш Г.Ф. Гаузе [812] активізує диверсифікацію таксонів [813–816]. Якщо основним завданням еволюційної теорії є визначення швидкості та масштабу перетворення генетичної інформації залежно від філоценогенетичних процесів – тобто з'ясування закономірної зміни (еволюції) екосистем різного рівня [813–817], то з точки зору екосистемної теорії еволюції першочерговою проблемою є процес створення та зміна екологічних ніш [818–820]. У цьому контексті в умовах постійного зростання антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище варто зупинитись на трансформації структурно-функціональної організації лісових екосистем у некогерентному еволюційному аспекті. Зокрема, мова йде про послаблення та порушення екосистемних зв'язків, адаптацій популяцій чужорідних та аборигенних видів екосистеми, зміна їхньої стійкості та продуктивності, прискорення еволюційних темпів розвитку за впливу людини, що призводить до деструкції та фрагментації лісового покриву, погіршення умов існування біоти, зростання інших екологічних ризиків у ландшафтах [1–3, 10, 186, 597, 712, 749, 821]. Попри численні дослідження, досі відкритою є проблеми діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем на синекологічному рівні за фіто-, зоо- та мікокомпонентами, міждисциплінарного погодження методологічних (парадигмальних) засад застосування ландшафтно-екосистемного підходу до дослідження лісових екосистем, а також реалізації міжвідомчо гармонізованого управління лісовими ресурсами та супутніми екологічними загрозами [2]. Системні дослідження зазначених вище проблем є комплексними напрацюваннями з низки наукових напрямів: фітоіндикації антропогенної трансформації лісових екосистем та їх

моніторингу [1, 2, 10, 18, 19, 47, 48, 80, 262, 380, 381, 396, 420, 421, 436, 438, 439, 724, 725 тощо]; дослідження мікологічного компонента лісових екосистем у якості біоіндикатора їхніх змін [15, 16, 463, 467–469, 474, 482, 483, 487, 488, 498, 499 тощо]; адаптації чужорідних та аборигенних видів рослин до трансформованих умов [11, 12, 362–364, 366–368, 370, 394, 588, 731, 821–823, 836 тощо]; методології збалансованого використання лісових ресурсів [2, 47, 48, 68, 302, 398 тощо]; лісової екології та типології лісу [3, 4, 7, 19, 31, 32, 65, 67, 68, 71–74, 78, 158, 608, 619 тощо].

Проблеми лісової екосистеми, зазвичай, характеризують екологічними ризиками або загрозами. Результати проведеного нами дослідження (розділ 3-5) підтвердили, що прояви антропогенних змін лісів розподіляються в їх просторі специфічно. Інтегральний ефект трансформації лісових екосистем різною мірою залежить від: типу або генезису чинників; їх співвідношення у структурі комплексної дії середовища; найбільш значимого (для даної екосистеми, в даних умовах) структурного компонента, чинника чи функції, в яку може реалізуватися певна потенційна комплексна загроза; інтенсивності (або сили) та режиму впливу; його розподілу у просторі; типу лісової екосистеми, її генезису, структури, біологічної стійкості, що істотно зумовлено ступенем відповідності її біоти певному екотопу, відмінності будови екосистеми та її розвитку від природного еталону (корінного типу лісу). Тому для коректної оцінки таких змін екосистеми необхідне застосування саме синекологічного підходу до вибору методів наукового пошуку з урахуванням ефектів нейтралізації, сумації, синергії та емерджентності.

Лісова екосистема впродовж всього періоду еволюційного розвитку фіксує різноякісну синекологічну інформацію на рівні екосистем лісового ландшафту, водозбору, певного фізико-географічного таксону, в якому формувався екологічний фон (системотвірні чинники), формуючи, за М.А. Голубцем [1, 21], генопласт, який поєднує генофонди усіх видів та популяцій, взаємодію між ними та з середовищем існування. Наразі колообіги речовини та енергії в лісовій екосистемі вже кількісно та якісно описано в лісознавстві [4, 6, 7, 31, 32, 824, 825

тощо], а також екосистемології [1, 21]. В цілому, головна проблема методології діагностики змін у структурно-функціональній організації лісової екосистеми це – уміння вибрати ефективні методи, які б давали змогу одержувати адекватну інформацію за: за певними структурними компонентами екосистеми; рівнями організації життя; функціями екосистем (продуктивною, регуляційною, редуційною, захисною, середовищотвірною, оздоровчою, естетичною та ін.); між- та внутрішньопопуляційними взаємозв'язками; екологічними режимами зміни середовища; особливостями динаміки і акумуляції техногенних речовин у ґрунті та біоті; типами та напрямками сукцесій; колообігом речовин і енергії в екосистемі та ландшафті тощо. Трансформацію лісової екосистеми доцільно оцінювати через інтегральну її реакцію на зміни умов – за показниками структури, продуктивності та біологічної стійкості [31, 32]. Як показало проведене дослідження, ефективним є метод екологічного профілювання за градієнтом зміни досліджуваного чинника на ідентичному (з методично співставною флуктуацією показників) фоні середовища. Діагностика трансформації лісової екосистеми має починатися з коректного визначення таксону фізико-географічного районування, лісової типології та місцеположення екосистеми у рельєфі. Доцільно враховувати ретроспективу та прогноз взаємозалежної динаміки структурних елементів певного ландшафту, функціонально пов'язаних підсистем ландшафтної екосистеми [1], екосистеми водозбірного басейну [2, 299, 300 тощо].

Якісна експертна оцінка наявних у ландшафті екологічних ризиків для лісових екосистем сприятиме зниженню потенційної для них небезпеки, збереженню лісів, зниженню загроз для залежних від них інших екосистем, для людини, розробці програм збалансованого розвитку територій.

Отже, враховуючи тенденції розвитку методології синекологічних досліджень, слід погодитись, що доволі інформативними діагностичними показниками порушення стану лісових екосистем є характеристика найчутливіших видів та найуразливіших їх функцій, а також видів-еdifікаторів, лісоутворювачів, детермінантів консорцій та основних представників їхніх

концентрів, ключових учасників симбіозу, мутуалізму, коадаптації та інших еволюційно сформованих системних зв'язків (прямих і опосередкованих; енергетичних і неенергетичних тощо), адвентивних видів. У різних природних умовах України, рівнинних і гірських, фітоіндикацією на екосистемному рівні нами було виявлено низку методичних особливостей діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем залежно від їх структурних компонентів [314, 597, 748, 749, 777 – 779 тощо].

6.2. Методологічні проблеми біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем за рівнями організації життя

Щоб одночасно дотримуватись базових для пізнання живої речовини принципів ієрархічної організації та функціональної інтеграції біосфери, емерджентності, систем її гомеостазу досліджувати стан живого необхідно на основних, значимих рівнях його організації. Варто пам'ятати, що з підвищенням ступеня ієрархії структури екосистем зростає складність їхньої організації та зв'язків з середовищем, при цьому пряма, специфічна індикація змін за дії екологічних чинників зберігається і на нижчих рівнях. Лісові екосистеми є специфічними об'єктами, оскільки вирізняються складною структурно-функціональною організацією, великою біорізноманітністю і ємністю, тривалим періодом розвитку тощо. Розвиток лісової екосистеми є складним процесом реалізації у просторі і часі інтегрованої стратегії живої речовини лісу, що здійснюється через взаємодію властивостей біотичних та абіотичних компонентів екосистеми завдяки сукупності, єдності, взаємозалежності зовнішніх і внутрішніх умов.

Вплив екотопу на лісові екосистеми – це комплексне поєднання екологічних чинників різного генезису, відмінних за адресністю, поширенням, механізмами, режимами і силою дії, які, взаємодіючи, можуть призводити до різних ефектів – синергічних, сумативних, нейтральних. Ключовим, найбільш значимим у наш час впливом на лісові екосистеми все ж таки є антропогенний вплив, який спричинює послаблення та порушення екосистемних зв'язків, адаптацій популяцій екосистеми, зміну їхньої стійкості та продуктивності, що призводить

до деструкції та фрагментації лісового покриву, погіршення умов існування біоти (розділ 3-5). Але чи потрібно для успішного аналізу прояву негативних внутрішніх та/або зовнішніх змін екосистем досліджувати всі ключові рівні організації живого? Як відомо, біотичну діагностику антропогенних порушень у лісових екосистемах здійснюється на всіх рівнях організації живого за відповідними переліками біоіндикаційних методів дослідження [430, 826, 827]. Основним завданням біотичної діагностики є виявлення причин та чинників зміни природного довкілля на основі аналізу біоіндикаторів. Біодіагностика є ширшим поняттям порівняно з біоіндикацією і включає як біотичну індикацію, так і біотестування. В цьому контексті важливим є правильний підбір біоіндиката та біоіндикатора, встановлення їх зв'язків та адекватне застосування відповідних методик задля оцінки змін у біологічних системах.

Так, на самому нижчому рівні (на рівні макромолекул) численними дослідженнями показано зміни в концентраціях, будові та функціонуванні біологічних молекул за впливу різних екологічних чинників на ліси. Зокрема, молекулярно-генетичні маркери застосовують для вивчення змін у генетичній структурі популяцій дерев, пошкоджених аерополітантами [20, 821, 828 тощо] і патогенами, зокрема кореневою губкою (*Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref.) [829]. На рівні клітини та органу здійснюється оцінка змін в їх структурі та функціонуванні. Зокрема, у лісових екосистемах різних природних зон вже встановлено можливості адаптації фотосинтетичного апарата едіфікаторів та трав'яних рослин до посилення аридизації клімату [830]. Цікавими напрацюваннями на клітинному, тканинному та органному рівнях організації життя є дослідження динаміки CO₂-газообміну лісового покриву, стоку та емісії CO₂, CH₄ в лісових екосистемах та оцінка генетичного різноманіття C₃-C₄ видів рослин як критерію стійкості екосистеми. На даних рівнях організації живого особливо актуальними є наукові здобутки щодо створення трансгенних стрес-толератних рослин та дослідження механізмів їх стійкості; розробка технологій фіторемідацій у лісових екосистемах при техногенних катастрофах; роль стресорних білків при адаптації та існуванні рослин лісу; регуляція експресії

генома при стресі; розробки теорії адаптаційного процесу; дослідження фізіологічних, біохімічних та молекулярних механізмів адаптації рослин до природних та антропогенних чинників тощо [831, 832]. Переваги застосування біотичної діагностики на цих рівнях полягають у високій чутливості індиката/індикатора до порушень, що дає змогу досить швидко виявити навіть незначні відхилення у будові та фізіологічних процесах клітини, навіть за відсутності видимих пошкоджень. Окрім того, саме на цих рівнях можна зафіксувати найсуттєвішу реакцію індиката на вплив екологічного чинника. До числа недоліків слід віднести те, що дослідження біоіндикаторів-клітин і молекул потребують складної апаратури. На рівні організму при біотичній діагностиці враховують реакції певних, зазвичай найуразливіших організмів [152]. Організменний рівень є найчутливішим і швидкодіючим, характеризується перебудовою фізіології організму в межах генетично обумовленої норми реакції. Саме на організменному рівні можливе дослідження анатомо-морфологічних ознак, яке не потребує великих матеріальних витрат та має особливе практичне значення для експрес-оцінки інтенсивності техногенного впливу. На цьому рівні можна подолати негативні наслідки дії токсикантів за відносно невисокого рівня забруднення, використовуючи, наприклад, стійкіші види [833]. Істотним компонентом загального адаптаційного механізму біоти є фізіологічні адаптації. Багато дослідників вважають, що індикація нижче організменного рівня неможлива, адже будь-які зміни все одно з часом проявляться саме на цьому рівні організації життя [262, 410, 834, 835 тощо]. Тому, вони притримуються думки, що біоіндикація, як сукупність методів, буде давати якісну картину змін лише на організменному, популяційно-видовому, біоценотичному та біосферному рівнях [262]. Саме ці рівні є загальновизнаними об'єктами в екології.

На популяційно-видовому рівні досліджують динаміку чисельності індикаторних видів у порушених та інтактних місцезростаннях (екотопах, біонопах) лісів. На даному рівні організації життя діагностика можлива за більшої інтенсивності впливу екологічних чинників, коли включається захисний

механізм вищого рівня порівняно з організмом. У популяціях з високим репродуктивним потенціалом і короткими генераціями можливі швидкі перебудови з утворенням мутантних форм, більш резистентних до впливу екологічного чинника. Для популяцій з тривалими циклами розвитку, з уповільненою зміною поколінь (для одного мікроеволюційного переходу зазвичай потрібно 30–50 генерацій) більш характерні заміни чутливих форм на близько споріднені та резистентні. Саме у межах популяції відбуваються головні адаптаційні та мікроеволюційні процеси, виникають внутрішньопопуляційні, міжпопуляційні, внутрішньовидові і міжвидові взаємини, починаються будь-які зміни рослинного пориву [836]. Йдеться про дослідження просторової організації популяції, її структури (генетичної, статевої, онтогенетичної, вікової, розмірної, віталітетної) та динаміки. Успіхи популяційної генетики дали змогу дослідити стійкість деревних рослин на популяційному рівні, а також ризики зміни ареалів едификаторів тощо [426, 443].

На ценотично-екосистемному рівні дослідники враховують видовий склад угруповань, співвідношення чисельності видів, зміни функціональних показників угруповань тощо. Особливу увагу приділяють трофічній структурі та сукцесійним змінам у лісових екосистемах [837–839]. Дослідження на організменному, популяційно-видовому та ценотично-екосистемному рівнях у лісових екосистемах дали змогу сформувати окремий напрям біоіндикації – фітоіндикацію [148, 393].

Діагностика стану екосистеми на рівні угруповань можлива також на основі їх структурних параметрів, зокрема на базі оцінки біотичного різноманіття: індекси видового багатства, домінування, вирівненості тощо. Застосування цих методів є зручним для з'ясування стану екосистеми на основі аналізу видів різних трофічних груп. Зокрема, йдеться про дослідження консортивних зв'язків деревних рослин з дендрофільними птахами та дереворуйнівними грибами. Вже відомо, що варіації певних характеристик лісової екосистеми, сформованих під антропогенним впливом, дають можливість виявити зв'язки між фітоценотичними параметрами, видовим різноманіттям та щільністю

гніздування птахів [13, 799]. Отримані нами дані щодо наявності відповідних зв'язків збігаються з результатами інших авторів [522, 537, 538, 541, 542, 555, 556]. Зокрема, було встановлено, що існує тісний зв'язок між вертикальною структурою лісу, вертикальним розподілом листя та видовим різноманіттям птахів. Також було доведено, що ліси зі складною структурою та флористичним багатством мають високе різноманіття угруповань птахів. Багато дослідників підкреслюють, що зміна кількості видів птахів, а також формування угруповань птахів залежить від типу лісу і його вертикальної гетерогенності [539, 840–842]. Наші дані свідчать про залежність структур як рослинних угруповань, так і угруповань птахів від інтенсивності антропогенного впливу. Зокрема, виявлено, що залежно від трансформації природного довкілля змінюються показники фіто- та орніторізноманіття [518, 519]. Показано, що видовий склад птахів пов'язаний з флористичним різноманіттям, що знаходить підтвердження у роботі P.L. Keith et al. [809].

Одержані результати дослідження організації консорцій (мероконсорція, холоконсорція, популяційна консорція, синузальна консорція) дерев та дереворуйнівної мікобіоти дали змогу виявити основні закономірності і функціональні особливості коеволюційної динаміки розвитку деревних рослин та ксилотрофних грибів (підрозділ 5.1) [780]. Тому для поглиблення розуміння розвитку консорцій ми пропонуємо до системи діагностичних показників визначення ступеня антропогенної трансформації лісів додати стан консортивних зв'язків між рослиною-едифікатором та грибом-ксилотрофом [780–782].

Загалом, в біодіагностиці лісових екосистем варто надавати перевагу дослідженням за структурними та функціональними параметрами вищих рівнів організації життя. Це дає змогу краще врахувати синекологічні особливості сприйняття екосистемою дії екологічних чинників та виявити інтегрований результат її реагування на комплексний вплив середовища, дотримуючись базових принципів та інших методологічних засад сучасного розуміння організації, функціонування та динаміки біосфери, її підсистем, цілісності

природи. Такий екосистемний підхід дає можливість виявити зміни міжпопуляційних та внутрішньо-популяційних взаємовідносин, взаємовідносин абіотичної та біотичної складової екосистем, загалом – охарактеризувати трансформацію їхньої структури.

6.3. Системи ознак (або індикаторів) стану та динаміки порушених лісових екосистем

Першочерговим є біодіагностика динаміки порушених лісових екосистем за якісними і кількісними параметрами екосистемних індикаторів та зв'язків саме за інтенсивного впливу чинника або чинників (табл. 6.1–6.2). Це пов'язано з тим, що реакція індикаторів за максимальної дії екологічного чинника найкраще проявляється (найлегше виявляється), є найбільш інформативною для виявлення причини (причин) та встановлення стадії або рівня трансформації лісової екосистеми. Аналіз якісно підібраних екосистемних індикаторів різних типів антропогенної трансформації лісової екосистеми дає можливість не тільки показати ступінь трансформації екосистеми, але й спрогнозувати флуктуації значень показників та напрям (напрями) сукцесії, які спричинені антропогенним чинником (чинниками).

Зокрема, переліки виявлених інформативних параметрів та індикаторних змінних лісів цільового призначення, що зазнають впливу антропогенних чинників різного генезису, не змінюються за повторного дослідження – завдяки лабільності реакції вибраних для оцінки чутливих структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми. Це стосується реакції детекторних, ключових індикаторів та індикаторів попередження і деградації на механічний вплив на біоту, зміни едафо-літогенної основи та водно-сольовий режим ґрунту. Що стосується оцінки екосистемних зв'язків, то проведене дослідження виявило, що на кожному рівні організації консорції консорти мають також певний перелік інформативних кількісних та якісних показників для дослідження (рис. 6.1). Чим вищий рівень консоргента, тим складнішим є рівень аналізу і набір характеристик. Проте, саме на рівні популяційної та синузальної консорцій

порушення зв'язків між консортами та консоргентами може бути діагностичним показником антропогенної зміни середовища.

Загалом, можна стверджувати, що найчутливішими до антропогенного впливу структурно-функціональними компонентами лісових екосистем є (у міру зниження чутливості): трав'яний ярус, лісова підстилка, поверхня ґрунту, молоді рослини природного поновлення лісу (підріст), підлісок, материнський деревостан, консорції деревних рослин та ксиломікобіонтів, дендрофільних птахів. Кожний структурний компонент екосистеми має певний перелік діагностичних кумулятивних показників (табл. 6.1). При цьому отримані в результаті дослідження ці дані співпадають з існуючою схемою переходу системи до нового адаптивного стану [405]. Вибір пріоритетних цінностей, які мають бути в центрі уваги дослідника, та відповідних показників наукового пошуку залежить від «паспортних даних» певних лісових екосистем: їх функціонального призначення, категорії лісів, типу лісу, інших лісівничо-таксаційних показників, стану ґрунту тощо. Для ретроспективного аналізу, визначення етапу розвитку екосистеми, прогнозу та оцінки тренду її динаміки (крім структури фітоценозу та фітоіндикації стану екотопу) інформативними є зміни зв'язків між елементами біоти і зміни напрямів сукцесії.

Практика показала, що лише на синекологічному рівні та на засадах генетичної, лісівничо-екологічної типології й лісознавства можна коректно виявити та оцінити причини і механізми трансформації лісів, розподіл чинників і наслідків їхньої дії у часі та просторі. Система лісознавчих синекологічних методів дослідження є фундаментальною основою для одержання таких результатів: ідентифікації класифікаційного типу лісової екосистеми; з'ясування її місця у просторі (ландшафті) та часовому тренді розвитку рослинності (сукцесії); визначення передумов і перспектив (напрямів, сценаріїв) її розвитку екосистеми; пояснення механізмів і наслідків її змін; прогнозу майбутньої структурно-функціональної організації екосистеми, тенденцій змін її стану, стійкості та продуктивності. Це дає можливість розробляти коректні кількісно-якісні матриці

причинно-наслідкових зв'язків, що характеризують динаміку лісових екосистем за різних типів сукцесії.

Висновки до розділу

Показано шляхи вирішення наукової проблеми щодо удосконалення методології біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем на синекологічному рівні аналізу змін їх структурно-функціональних компонентів. За визначеними структурними рівнями організації життя та впливу екологічних загроз різного генезису, характеру, інтенсивності і масштабу дії виявлено ключові методологічні питання біотичної діагностики антропогенної трансформації проаналізованих лісових екосистем через встановлення системи ознак (екосистемних індикаторів) стану та динаміки порушених лісів. Доведено, що на екосистемному рівні аналізу враховуються екологічно різноякісні структури угруповань, зміни їхніх функціональних показників, структурних параметрів, кількісної і якісної оцінки змін біорізноманіття. Відповідні зміни фіксуються залежно від генезису чинника, характеру, інтенсивності і масштабу його впливу та відновлюваності екосистем, але лише за наявності тісного кореляційного зв'язку між найчутливішими структурно-функціональними компонентами (трав'яним ярусом, лісовою підстилкою, поверхневим шаром ґрунту, деревостаном), а також збереження цілісності консортивних зв'язків.

Запропоновано концептуальну модель діагностики порушення людиною лісових екосистем різного цільового призначення за станом та розвитком консортивних зв'язків продуцентів, консументів, редуцентів (на прикладі рослин, грибів, птахів) через якісні та кількісні параметри відповідних структур різноманіття та принципи її застосування.

Таблиця 6.1

Біодіагностика динаміки лісових екосистем за якісними і кількісними параметрами екосистемних індикаторів в умовах інтенсивного впливу чинників

Детектори та ключові індикатори				
тип впливу (чинник)	цільове призначення	характеристика впливу	індикаторні ознаки	інформативні параметри (змінні)
рекреаційна діяльність	ліси природоохоронного, науково-історико-культурного призначення	погіршення санітарного стану деревостанів, порушення віталітеної структури, зміна зімкнутості підросту й підліску, розмежування стежками нижніх ярусів фітоценозу, трансформація та деградація трав'яного ярусу, поверхні ґрунту	домінування ослаблених та сильно ослаблених особин деревостану, всихання дерев вищих КК, зміна таксономічної структури та зниження ЗПП трав'яного ярусу, дигресія поверхні ґрунту (II і більше стадії), порушення біоморфологічної та екоморфічної структур трав'яного ярусу, домінування за едафічними чинниками широковалентних трав, превалювання видів з вторинними типами екологічних стратегій, зниження індексів різноманіття зі збільшенням значень показників домінування та вирівненості	$I_c=1,75-2,75$; дерева II-III КК $>75,5\%$; ЗПП менше 50%, індекс адвентизації – 15 %; співвідношення одно-, дворічні/багаторічні трави $>1,1$; види з мичкуватою/стрижневою кореневою системою $>1,1$; лігнозні екобіоморфи/терофіти $<0,6$; співвідношення особин з R-ознаками/особини з S-ознаками $>5,0$; сума гігромезофітів, гігрофітів/сума мезофітів/ субмезофітів $<0,4$; за Hd стенобіонтні-+гемістенобіонтні $<15,0$ %; частка широковалентних ацидоморф та трофоморф $>60,0$ %; інформативні індекси різноманіття Менхініка та Шеннона, домінування Сімпсона, вирівненості за Піелу

рекреаційна діяльність	рекреаційно-оздоровчі ліси та паркові насадження	погіршення санітарного стану деревостанів, їх зрідження, порушення віталітетної структури, механічні пошкодження дерев, зміна зімкнутості підліску, відсутність підросту, розмежування стежками, деградація трав'яного ярусу та поверхні ґрунту, наявність ТПВ, кострищ	домінування ослаблених та сильно ослаблених особин деревостану, всихання дерев вищих КК, зміна таксономічної структури та зниження ЗПП трав'яного ярусу, дигресія поверхні ґрунту (III і більше стадії), порушення біоморфологічної та екоморфічної структур трав'яного ярусу, домінування за едафічними чинниками широковалентних особин, превалювання видів з R- та вторинними типами екологічних стратегій, зниження значень індексів різноманіття при збільшенні показників домінування рудералов та адвентів.	$I_c=2,05-3,05$; дерева II-III КК $>85,5$ %; засміченість території 0,5-2,5 %; механічні пошкодження дерев площею більше 450 см ² ; ЗПП менше 25 %, індекс адвентизації – 20 %; співвідношення одно-, дво-/багаторічні трави $>1,5$; види мичкуватою /стрижневою кореневою системою $>1,8$; лігнозні екобіо-морфи/терофіти $<0,4$; співвідношення особин з R-ознаками/особини з S-ознаками $>10,0$; сума гігромезофітів, гігрофітів/сума мезофітів, субмезофітів $<0,3$; за Hd стенобіонтні +гемістенобіонтні $<12,0$ %; частка широковалентних ацидоморф та трофоморф $>72,5$ %; інформативні індекси різноманіття Менхініка, Шеннона, домінування Сімпсона, Бергера-Паркера та вирівненості за Пієлу, Макінтошем
водна ерозія ґрунтів	захисні ліси та ліси природоохоронного, наукового та	погіршення санітарного стану деревостанів, їх зрідження до повного зникнення, відсутність підліску та	збільшення еродованості ґрунту за основними характеристиками; домінування ослаблених та сильно ослаблених особин нижчих КК; порушення зв'язку між висотою та діаметром середнього дерева;	ступінь ерозійної трансформації III і вище; втрата ґрунту $>3,5$ га/рік; висока кількість активnodіючих ярів; крутизна схилу понад 20°; $I_c=3,3-4,2$; дерева III-IV КК $>90,0$ %; ЗПП трав'янистого ярусу $<20,0$ %; фанерофіти $<5,0$ %; криптофіти+терофіти $>45,5$ %;

	історико-культурного призначення	підросту, розвиток активно діючих ярів, уривчасті і умовно-уривчасті зсуви, делювіальні змиви, деградація трав'яного ярусу, загибель рослин	невідповідність таксаційних показників деревостану для даного типу лісу; зміна таксономічної структури трав'яного ярусу, репрезентативність родин <i>Poaceae</i> , <i>Caryophyllaceae</i> , <i>Asteraceae</i> ; порушення біоморфологічної, екоморфічної структур; домінування особин з вторинним R-типом стратегії; зменшення значень індексів різноманіття з одночасним збільшенням домінування та вирівненості рудеральних, специфічних видів	співвідношення кореневищних видів/видів без утворень >0,45; повзучий надземний пагін/ безрозетковий тип >0,3; види з CSR-, R-стратегіями >65,0 %; відсутність видів з первинною S-стратегією; лімітуючі екологічні чинники Hd та Tr; стеновалентні + гемістеновалентні види за Hd – 5,3-10,2 %; за Tr – 9,0-15,7 %; частка еврівалетних >65,5 %; індекс різноманіття Шеннона та домінування Бергера-Паркера
видобуток торфу, осушення ґрунтів, вторинне заболочування території	захисні ліси, ліси природоохоронного, науково-го та історико-культурного призначення	порушення санітарної, віталітетної структур деревостану, поступова зміна породного складу, слабкий розвиток підліску та підросту, порушення структур трав'яного ярусу	невідповідність морфометричних та таксаційних параметрів деревостану типу лісу; домінування особин нижчих КК; зміна таксономічної структури трав'яного ярусу; порушення характеристик біоморф та екоморф, відсутність тісного кореляційного зв'язку з індексами різноманіття та домінування	$I_c=2,7-3,2$; превалювання особин III-IV КК; активні замулені канали; ЗПП – 75,0-90,0 %; частка видів без утворень надземного пагону >75,4 %; криптофіти – 25,0-35,0 %; відношення суми контрастофобів/ контрастофілів >2,1; відношення евтрофів/ глікотрофів >1,5; еврібіонтні + геміеврібіонтні види за $fH > 60,0\%$; еврібіонтні + геміеврібіонтні види за $Tr > 35,5\%$

пірогенний чинник	рекреаційно-оздоровчі ліси, ліси природоохоронного, наукового та історико-культурного призначення	погіршення санітарної, віталітетної структур деревостану, порушення за екоморфами та біоморфами, індексами різноманіття, домінування; неспроможність до самовідновлення та саморегуляції	домінування усихаючих особин та свіжого сухостою вищих КК; відсутність зв'язку між діаметром стовбура та висотою нагару; відсутність підліску і підросту; зміна структур трав'яного ярусу; домінування пост-пірогенних піонерних трав'яних видів-нітрофілів	$I_c > 3,55$; ЗПП трав'яного ярусу – 25,0-35,0 %; відношення одно-, дво-/багаторічників $> 2,5$; частка повзучих видів – 20,0-30,0 %; довгокореневищні види $> 70,5$ %; частка рудерантів $> 75,5$ %; криптофіти та гемікриптофіти $> 90,0$ %; еврибіонти та мезоеврибіонти види -нітрофіли $> 80,5$ %; види з CSR-, R- стратегіями $> 75,0$ %; зменшення значень індексів різноманіття Шеннона, Менхініка та вирівненості Пієлу, збільшення домінування Сімпсона, Бергера-Паркера рудералів та адвентів
вирубка дерев, випасання худоби, викошування трави	експлуатаційні ліси	зміна санітарної та віталітетної структур деревостану; відсутність підросту, деградація трав'яного ярусу, елімінація типових лісових видів	домінування ослаблених та сильно ослаблених особин деревостану; механічні пошкодження стовбура та нижньої частини крони дерев; зміна таксономічної структури трав'яного ярусу з переважанням густодернинних злаків; домінування представників родин <i>Poaceae</i> , <i>Cyperaceae</i> , <i>Juncaceae</i> , порушення біоморфологічної та екоморфічної структур; домінування за еда-	$I_c = 2,5-3,5$; зменшення довжини та діаметру крони; ЗПП трав'яного ярусу $> 95,0$ %; індекс адвентизації – 25,0–33,5 %; частка однорічників $> 75,0$ %; частка субнітрофілів, еунітрофілів, гіпернітрофілів $> 82,5$ %; сума мезофітів, субмезофітів, гігромезофітів/ гігрофітів, пергідрофітів $> 1,4$; домінування (> 55 %) за Hd та fH видів широкої екологічної валентності; види з CRS-, R-типами стратегії – 55,0-75,0 %; зменшення значень індексів Шеннона та

			фічними чинниками широко-валентних особин, превалювання видів з R- типом стратегії, зниження індексів різноманіття за збільшенням значень показників домінування	збільшення домінування Бергера-Паркера
Індикатори попередження (чужорідні) та індикатори значної деградації (аборигенні)				
<i>Quercus rubra</i> L., антропофіт (колонофіт)				
комплексний антропогенний вплив (рекреація, вирубка, аеротехногенне забруднення)	рекреаційно-оздоровчі та захисні ліси, паркові насадження	відсутність значного порушення санітарної та віталітетної структур порівняно з <i>Q. robur</i> незалежно від природної зони; пригнічення інших деревних видів; повністю сформований комплекс адапційних ознак	домінування здорових ослаблених особин; відсутність значного впливу на якість і кількість природного поновлення та підросту; висока конкурентноспроможність; відсутність порушень у динаміці приросту у висоту та за діаметром; висока стійкість до аерополутантів; найбільш комфортні екологічні умови в Закарпатті	I _c =1,8-2,2; зменшення фітомаси на 5,0–8,0 % за збільшення індексу конкуренції в 1,8–2,2 рази; домінування особин I-II КК; захисна онтогентична стратегія; К-стратег; кількість природного поновлення є оптимальною для типу лісу (>1,8 тис. шт./га); високий репродуктивний потенціал (10–15 шт./м ²)
<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch, антропофіт (епекофіт-агріофіт)				
комплексний антропогенний вплив (рекреація, вирубка, аеротехногенне забруднення)	рекреаційно-оздоровчі та захисні ліси, паркові насадження	віталітетний та онтогентичний спектри є діагностичними	збільшення кількості локусів та площі синузій виду; високий життєвий стан; обвивання підросту, проникнення у крону	екотопічний пацієнт; середнє положення між r- та К-стратегіями: ознаки високої конкуренції за ресурси та значний репродуктивний потенціал;

реація, ви- рубка, випас худоби, збір ягід і рослин)	захисні ліси, паркові насадже- ння в умовах міста	ознаками; попу- ляційні та орга- нізменні харак- теристики є флуктуючими ознаками; лімі- туючими є інтен- сивність освіт- лення і троф- ність ґрунту; мінливість мор- фо-метричних параметрів зрос- тає зі збільше- нням внутрі- шньовидової конкуренції	дерев, спричиняючи всихання гілок нижнього порядку; залежність біоморфологічних параметрів, включаючи репродуктивну фракцію, від гідрорежиму ґрунту, його кислотності освітленості та аерації, високий коефіцієнт пластичності та варіації морфо- метричних характеристик	процвітаючий тип популяції; найвищий індекс якості; кількість локусів>15 шт.; площа синузій>200 м ² ; обвивання підліску на 80,0 % його висоти; збільшення висоти рослини на 27,5– 35,5 % та діаметра на 5,0–9,0 % за умов ксерофітізації та напівтіні; збільшення довжини суцвіття на 10,0–17,0 % за умов напівтіні; збільшення кількості квіток на 55,0–85,0 % за умов освітлення; коефіцієнт пластичності- >0,7 для кількості квіток, висоти та довжини рослини; коефіцієнт варіації> 50,0 % – для кількості квіток
<i>Lamium purpureum</i> L., апофіт				
комплекс- ний антропо- генний вплив (рекреація, урбанізація, випас, збір	рекреацій но- оздоровчі та експлуата- ційні ліси, паркові насадже-	віталітетні та онтогенетичні спектри гемі- кріптофіту є діагностичними ознаками; флук- туючими є попу- ляційні та орга- нізменні ха-рак-	еколого-ценотичні адаптаційні зміни популяцій; збільшення проективного покриття виду; високий репродуктивний потенціал та життєвий стан; залежність вегетативних пара- метрів від освітленості, загально-сольового режиму та змінності зволоження ґрунту;	еколого-пластичний вид; процвітаючий тип ценопопуляції; високий індекс якості; захисно-стресова онтогенетична стратегія; толерантно-рудеральна екологічна стратегія; проективне покриття>35,0 %; наймінливішими є кількість квіток та кількість листків; коефіцієнт варіації для висоти особини, кількості квіток та листків – 0,75-0,82;

ягід рослин	і ння умовах міста	в теристики; збіль- шення толерант- ності до зміни абіотичних еко- логічних чинни- ків через адапта- ційний меха- нізм та розши- рення реалізова- ної екологічної ніші через захоп- лення нових еко- топів;мінливість вегетативних та репродуктивних фракцій	залежність кількості квіток від рівня освітленості	дані параметри є високопластичними; рівень морфологічної інтегрованості – 0,60-0,80
<i>Schoenus ferrugineus</i> L., релікт				
комплекс- ний антропо- генний вплив (рек- реація, урба- нізація, ко- лишня роз- робка	лісові болота	критичні адапти- вні реакції, які унеможлиблю- ють лабільність ценопопуляцій; перспектива елі- мінації; віталі- тетні та онтоге- нетичні спектри є діагностични-	відсутність кореляційного зв'язку з омброрежимом та кріорежимом; реалізована амплітуда значень екологічних чинників втричі вужча фунда- ментальної; розширення еко- логічної амплітуди за відно- шенням до карбонатності ґрунтів на 1,2 бали до карбонатофобності; за відно-	еколого-непластичний вид; стресово- захисна онтогенетична стратегія; стрес- толерантний конкурент за екологічною стратегією; депресивний тип популяцій; низький індекс якості; проективне покриття виду <0,5 %

торфо-вищ, піро-генний чинник)		ми; середня мін- ливість та плас- тичність морфо- метричних па- раметрів	шенням до вмісту нітрогенів – гемістенотопний гемінітрофіл; підтвердження статусу гідро- фіта	
--------------------------------------	--	--	--	--

Таблиця 6.2

Біодіагностика динаміки лісових екосистем за якісними і кількісними параметрами екосистемних зв'язків «продуцент-консумент-редуцент» в умовах інтенсивного впливу чинників

Консортивний зв'язок дерева-ксилотрофні гриби				
тип впливу (чинник)	цільове призначення	характеристика впливу	індикаторні ознаки	інформативні параметри (змінні)
комплексний антропогенний вплив (рекреація, урбанізація, збір ягід і рослин тощо)	рекреаційно- оздоровчі ліси	порушення просто- рової, видової, еко- логічної, трофічної структур мікобіоти та вікової, віталі- тетної, санітарної структури дерево- стану, лісівничо- таксаційних пара- метрів; наявність ха- рактерних зв'язків між ксилеміко- біотою та еди- фікаторним ярусом	неоптимальний склад фіто-ценозу відносно екотопу та вікова структура деревос-тану; відсутність крупно- мірного відпаду; незадо- вільний санітарний стан деревостану; домінування особин II-III КК; збільшення частки паразитів, наявність видів-індика-торів порушення; наяв-ність більш тісного зв'язку між просторовим розпо-	$I_c=2,5-3,5$; частка факультативних паразитів в ксилемі-коценозі – 0,5– 2,5 %; частка стенотрофів <0,5 %; частка евритрофів I порядку >60,0 %; відсутність ксилотрофів в надґрунтовому та корене- вому мікогоризонтах; част- ка знахідок на деревах I КК >55,0 %; кореляційні зв'язки між індексом вертикальної гетероген- ності (0,75–0,96) та числом видів грибів,

			ділом ксилотрофних грибів та горизонтальною гетерогенністю лісу порівняно з вертикальною гетерогенністю; кореляції між індексами різноманіття рослин та рівномірністю розподілу ксиломікобіоти	різноманіттям грибів за індексами Менхініка, Маргалефа, Шеннона; кількістю дерев та індексом мікорізноманіття Макінтоша, домінування Бергера-Паркера; зв'язок між індексом домінуванням Бергера-Паркера для грибних угруповань та індексами фіторізноманіття Шеннона. Домінування Макінтоша; індексом фіторізноманіття Шеннона, та індексом ксиломікорізноманіття Менхініка
промислове добування граніту	експлуатаційні ліси	порушення просто-рової, видової, екологічної, трофічної структур мікобіоти та віталітетної, онтогенетичної, санітарної структур, лісівничо-таксаційних параметрів з ак-	незадовільний санітарний стан деревостану з перевалюванням усихаючих особин; панування особин I-III КК; наявність ксило-трофних видів-індикаторів порушення; незначна	$I_c=3,8-4,7$; частка паразитів < 0,5 %; частка стенотрофів – 1,5–2,5 %; евритрофів I порядку > 60,0 %; знахідок на сухому гіллі дерев II та III категорії стану – 60,0–85,0 %; кроновий мікогоризонт – 75,0–85,0 %; частка

		тивізацією патологічних процесів у системі	част-ка ксилотрофів-паразитів; кореляційні зв'язки між індексами різноманіття рослин, домінуванням та рівномірністю розподілу ксилотрофів; відсутність зв'язку між значенням індексів ксилотрофічності та відда-леністю консорцій від кар'єра	ксилотрофів на деревах II та III КК >60,0 %; кореляційні зв'язки між: вертикальною гетерогенністю ліса та індексами ксилотрофічності Менхініка, Шеннона; індексом фітобіотичності Шеннона та домінування Бергера-Паркера, вирівненістю за Пієлу для грибних угруповань
рекреація	ліси природоохоронного, наукового та історико-культурного призначення	віталітетна, санітарна, вікова структури деревостану та видова, трофічна, систематична, просторова структури ксилотрофних грибів в цілому відповідають характерному розподілу для певного типу лісу	оптимальна санітарна структура деревостану; максимальна кількість знахідок властива для дерев вищих КК; регулярний догляд за територією; зменшення кількості пеньків та інших ка-тегорій мертвого субстрату; видове різноманіття ксилотрофних макроміцетів спричинено розвитком	$I_c=1,8-2,5$; частка стено-трофних видів >5,0 %; евритрофи II порядку – 55,0–75,0 %; евритрофи I порядку – 10,0–20,0 %; част-ка знахідок грибів на здо-рових особинах – 15,0–30,0 %, на мертвому субстраті – 40,0–60,0 %; на особинах I-II КК >60,0 %; 40,0–60,0 % – фотосинтезуючий мікогоризонт; 30,0–40,0 % – ґрун-товий мікогоризонт; змен-

			видів з широким екологічним преферендумом; збільшення частки сапрофітів; відсутність значних порушень у трофічній структурі; відсутність суттєвих механічних пошкоджень у мікогоризонтах; збалансована просторова структура; кореляційні зв'язки індексів ксилемі-корізноманіття з вертикальною та горизонтальною гетерогенністю ліса	шення значень індексу Менхініка та Макінтоша, домінування Бергера-Паркера та вирівненості за Пієлу для грибних угруповань; кореляційні зв'язки між індексами різноманіття Менхініка, Шеннона, Макінтоша для рослинних та грибних угруповань
комплексний антропогенний вплив (рекреація, шумове забруднення, аерополутанти)	паркові насадження в умовах міста	порушення просторової, видової, екологічної, трофічної структур мікобіоти та віталітетної, санітарної, вікової структур деревостану	неоптимальний склад фітоценозу відносно екотопу; відсутність крупномірного відпаду; незадовільний санітарний стан деревостану; зменшення видового багатства ксилемікобіоти; відсутність зв'язку з віталітетом деревостану;	$I_c=2,2-3,0$; частка сапрофітів $> 95,0\%$, паразитів – $2,0-5,0\%$; стенотрофітів $< 2,0\%$; домінування ев-трофітів II порядку ($60,0-80,0\%$); $60,0-80,0\%$ знахідок – дерева I–IV категорії стану; максимальна частка у кроні мікогоризонти $> 80,0\%$; зменшення значень кси-

			мінімальний розподіл в комлевому, надґрунтовому та корене-вому мікогоризонтах; відсутність зв'язку рівня трансформації з часткою паразитів; кількість підтверджених тісних кореляційних зв'язків між індексами α -різноманіття є меншою порівняно з даними природних лісів різного цільового призначення	ломікорізноманіття за індексами Менхініка та Шен-нона; є кореляційні зв'язки між: фіторізноманіттям за Менхініком та індексом ксилікорізноманіття Ма-кінтоша; індексом домінування Сімпсона для фіто-різноманіття та домінування Бергера-Паркера для грибних угруповань; <i>Quercus</i> -ксилімікокомплекс та <i>Acer</i> -ксиліміко-комплекс є діагностичними структурами на зазначеному рівні впливу
Консортивний зв'язок дерева-дендрофільні птахи				
Рекреація	рекреаційно-оздоровчі ліси	зміна санітарної, віталітетної, вікової структур деревостанів, лісівничотаксаційних параметрів; трансформація та деградація трав'яного ярусу та	незадовільний санітарний стан деревостану; домінування дерев II-III КК; зменшення загальної кількості видів птахів та видів, що гніздяться, при збільшенні щільності	$I_c=2,5-3,5$; частка дуплогніздників – 40,0–60,0 %; частка гемісинантропних видів – 70,0–100,0 %; відносна рясність гемісинантропів $>0,8$; види з змішаним типом харчування – 40,0–60,0 %;

		поверхні ґрунту; порушення трофічної, екологічної структур авіфауни; є зв'язки між деякими структурами лісу та видовим різноманіттям птахів	особин, які годуються; домінування дендрофілів з переважанням дуплогнізників; зменшення кількості гніздових гільдій; превалювання видів зі змішаним типом харчування; низькі значенні індексів різноманіття рослин та птахів; синхронна зміна значень індексів фіто- та орніторізноманіття; угруповання рослин є збалансованим на відміну від угруповання птахів; кореляційні зв'язки між фіто- та орнітопараметрами; мінімальні значення IVH та ІНН	IVH=0,6-0,7; ІНН<2,0; значення індексів фіторізноманіття за Менхінком, Сімпсоном та Марга-лефом і Менхінком щодо орніторізноманіття; індекс домінування Бергера-Паркера та Макінтоша щодо фіто- та орнітокомпонентів; кореляційні зв'язки між IVH та числом видів птахів, щільністю гніздування та індексом домінування Бергера-Паркера
рекреація	ліси природоохоронного, наукового та історико-	зміна санітарної та віталітетної структур деревостанів, лісівничо-таксаційних параметрів;	порушення санітарної структури деревостану; тенденція до домінування дерев нижчих КК; зменшення	I _c =2,2-2,7; частка гемісінантропних видів – 60,0–90,0 %; відносне багатство гемісінантропів>0,7; види з змішаним типом харчу-

	культурного призначення	структур птахів; домінування фоно- вих для регіону видів, зниження чисельності попу- ляцій рідких видів, залежність усіх структур з видовим різноманіттям птахів	зімкнутості дерев-ного намету, погіршення стану підросту та підліску; фрагментація ландшафтів; зменшення загальної кіль-кості видів, та видів, що гніздяться, при збільшенні їх щільності; домінування дендрофілів; видів з змі- шаним типом харчування, зерноїдних та поліфагів; мінімальна частка кампо-філів; збільшення внеску облігантних синантропів; зменшення щільності вто-ринних дуплогніздників; висока щільність рослин-них угруповань; тиск до- мінуючих видів рослин та птахів; зменшення значень індексів різноманіття та вирівненості; залежність	вання – 30,0–50,0 %; зерно- їдні – 5,0–8,0 %; поліфаги – 8,0–15,0 %; IVH–0,7–0,9; ІНН<2,2; є кореляційні зв'язки між: індексами різноманіття рослин Мен- хініка, Шеннона та числом видів та щільністю роз- поділу птахів; ІНН з індексом домінування Бер- гера-Паркера; IVH та щільністю гніздування пта-хів, індексом домінування Макінтоша, рівномірності розподілу птахів; ІНН з числом видів птахів та усіма індексами різноманіття птахів; залежність між усіма індексами різноманіття пта-хів та рослин
--	----------------------------	--	---	---

			видового різноманіття пта-хів від структури флори-стичного багатства лісу; позитивні та негативні зв'язки між ярусною, вер-тикальною структурою та індексами орніто різноманіття	
комплексний антропогенний вплив (рекреація, шумове забруднення, аерополютанти)	ботанічні сади	зміна санітарної та віталітетної структур деревостанів; порушення видової, трофічної, екологічної структур авіфауни; розбіжність реакції фіто-різноманіття та угруповань птахів на антропогенну трансформацію еко-системи; порушення деяких зв'язків між структурами фіто-різноманіття та орніторізноманіття	погіршення стану дере-востану, порушення спів-відношення між класами розвитку дерев, чагар-никового та трав'яного ярусу зі зменшенням кормової бази та місць для гніздування, зменшення видового багатства рослин та птахів; домінування дендрофілів та видів з змішаним типом харчу-вання; збільшення частки видів, які використовують декілька гніздових стацій; зменшення відносної част-ки пасивних	Is=2,4-3,2; частка геміси-нантропних видів – 80,0–100,0 %; відносна рясність гемісинантропів>0,8; види з змішаним типом харчу-вання – 50,0–70,0 %; зерно-їдні – 3,0–5,0 %; поліфаги – 10,0–20,0 %; IVH – 0,5–0,7; ІНН<1,8; є кореляційні зв'язки між: IVH з щіль-ністю гніздування птахів, індексом домінування Макінтоша та усіма індек-сами рівномірності розпо-ділу птахів; ІНН лише з числом видів птахів

			<p> дуплогнізд-ників; збільшення частки облігантних синантропів та гемісинантропів; від- сутність типових тенде- нцій в значеннях індексів різноманіття, доміну- вання, рівномірності роз- поділу видів для орніто- компоненту; позитивний та негативний зв'язок між ярусною, вертикальною структурою фітоценозу та різноманіттям птахів на відміну від порушеної горизонтальної структури фітоценозу </p>	
--	--	--	---	--

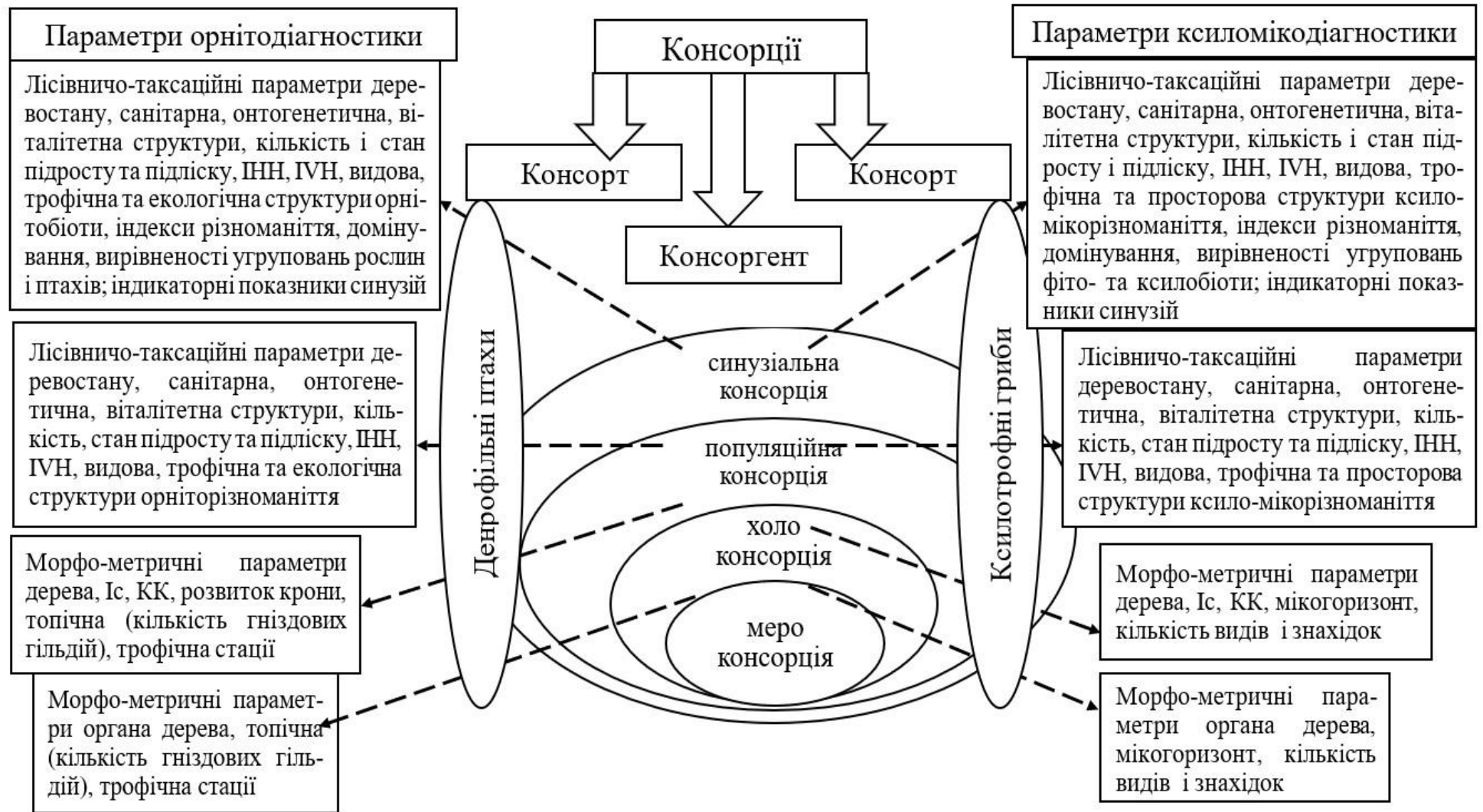


Рис. 6.1 Структура дослідження консорцій як синекологічної одиниці

ВИСНОВКИ

У дисертації вирішено наукову проблему щодо удосконалення методології біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем на синекологічному рівні аналізу змін їх структурно-функціональних компонентів на прикладі лісів різних природних зон України. Запропоновано концептуальну модель діагностики порушення людиною лісових екосистем різного функціонального призначення за станом та розвитком консортивних зв'язків продуцентів, консументів, редуцентів (на прикладі рослин, грибів, птахів) через якісні та кількісні параметри відповідних структур різноманіття та принципи її застосування. Наведено структуру біодіагностичного дослідження консорцій як синекологічної одиниці.

1. За визначеними структурними рівнями організації життя та наслідками впливу екологічних загроз різного генезису, характеру, інтенсивності і масштабу дії виявлено ключові методологічні проблеми біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем на прикладі лісів України (Правобережного Лісостепу, Волинського та Київського Полісся, Буковинських Карпат, Прикарпаття, Гірського Криму, Закарпатської низовинної області) через встановлення системи ознак (екосистемних індикаторів) стану та динаміки порушених лісів. Встановлено, що на екосистемному рівні аналізу враховуються екологічно різноякісні структури угруповань, зміни їхніх функціональних показників, структурних параметрів, кількісної і якісної оцінки змін біорізноманіття. Відповідні зміни фіксуються залежно від генезису чинника, характеру, інтенсивності і масштабу його впливу та відновлюваності екосистем, але лише за наявності тісного кореляційного зв'язку між найчутливішими структурно-функціональними компонентами, а також збереження цілісності консортивних зв'язків.

2. Інформативними діагностичними ознаками рекреагенного порушення лісів різних категорій функціонального призначення на початкових стадіях змін є біоморфологічна, екоморфічна, систематична структури трав'яного ярусу, екологічні стратегії та екологічні валентності видів, індекси різноманіття. З

III стадії дигресії індикаторні ознаки виявляє деревостан (санітарна, віталітетна структури, таксаційні показники) та поверхня ґрунту (розподіл за категоріями стану). Порушення рекреаційно-оздоровчих лісів і паркових насаджень в умовах міста проявляється збільшенням внеску еврибіонтних видів за едафічними чинниками, терофітів і видів з первинною та вторинною стратегією, які мають R-ознаку, вищий індекс адвентизації флори (понад 20 %).

3. Для діагностики наслідків водної ерозії ґрунту у гірських системах (Карпати, Крим) доцільно застосовувати характеристики різних ярусів деревостану та трав'яного ярусу на всіх стадіях ерозійної дигресії ґрунту. Репрезентативними є представники *Poaceae*, *Caryophyllaceae*, *Asteraceae* з домінуванням криптофітів та терофітів, видів з CSR- і R-типами стратегій. Індикаторним ознаками є відношення кореневищних видів до видів без утворень, також видів з повзучим надземним пагоном до безрозеткового типу пагона. На градієнті збільшення водно-ерозійної трансформації екосистеми діагностичними показниками структури екоморф є едафічний чинник вологості та сольового режиму ґрунту, проте лише за зміною частки у травостої фракцій стенобіонтних та еврибіонтних видів. Діагностичними ознаками помірної та інтенсивної ерозійної деградації ґрунту є зміни значень індексів різноманіття та домінування.

4. Основні зміни екологічних умов у заболочених лісах (Волинське Полісся) спричинені осушенням ґрунтів та процесами вторинного їх заболочення. Вони проявляються на відстані 50–100 м від замулених каналів порушенням санітарної та віталітетної структур деревостану, відсутністю підліску і підросту. Структура екоморф за змінністю зволоження (відношення суми контрастофобів до контрастофілів), загального сольового режиму (відношення евтрофів до глікотрофів) та збільшення фітоценотичного внеску еврибіонтів і геміеврибіонтів за зазначеними обома екоморфами на відстані до 100 м від осушувального каналу є індикаторними ознаками наслідків осушувальної меліорації. З інтенсивністю впливу лісової пожежі у поліських соснових лісах мають кореляційні зв'язки: розподіл видів за тривалістю життєвого циклу, ценоморфами і типами екологічних стратегій, показник «залежність між діаметром стовбура та висотою на ньому

нагару». За антропогенних пірогенних змін у лісах зазначеного природного регіону виявлено демутаційні процеси.

5. Діагностичними ознаками порушення лісостепових лісів внаслідок випасу худоби чи вирубки дерев є зміни едафотопу та аеротопу ґрунтів, а також фіторізноманіття – за значеннями індексів різноманіття, домінування та вирівненості.

6. Комплексний популяційний аналіз ключових індикаторів та індикаторів значної деградації різних життєвих форм дає змогу діагностувати ступінь трансформації лісів із внесенням коректив у моніторинг. Віталітетний та онтогенетичний спектри чужорідних видів є діагностичними ознаками трансформації природного довкілля, натомість флуктуючими ознаками є популяційні та організменні характеристики інтродуцентів. Встановлено збільшення толерантності видів до зміни абіотичних екологічних чинників через адаптаційний механізм та розширення реалізованої екологічної ніші інтродуцентів внаслідок захоплення нових для видів екоотопів. За принципом екологічної толерантності встановлено рух видів до еврибіонтності, ослаблення свого стану та розвитку залежно від коливань впливу антропогенних та абіотичних чинників у часі та просторі.

7. Інтродукований фанерофіт *Quercus rubra* L. має захисно-онтогенетичну стратегію та високу конкурентоспроможність, є типовим К-стратегом. Ліановидний інтродукований антропофіт, мезофанерофіт *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch., який має високий рівень адаптації на екологічному і фітоценотичному градієнтах, займає середнє положення між г- та К-стратегами, є екоотопічним патієнтом і субедифікатором трав'яного ярусу з високою фенотипічною пластичністю та мінливістю, які зростають зі збільшенням внутрішньовидової конкуренції. Високо-пластичний гемікріптофіт з найвищим ступенем інвазійності *Lamium purpureum* L. має захисно-стресову онтогенетичну стратегію та всі ознаки толерантно-рудерального типу стратегії, характеризується високою пластичністю та мінливістю морфо-метричних параметрів.

8. Для удосконалення біодіагностики стану антропогенної трансформації лісів доцільно враховувати дані якісного та кількісного аналізу консортивних зв'язків едифікаторного ярусу та ксиломікомпонента на рівні мероконсорції, холоконсорції, популяційної та синузальної консорцій. Оцінювання на рівні видової консорції не має діагностичного значення, оскільки дані орієнтуються на ареал детермінанта, а не на ступінь антропогенного їх порушення.

9. Ксиломікокомплекс є невід'ємним компонентом лісової екосистеми, він формується разом з деревними рослинами за законами спільної динаміки розвитку та має відповідну морфологічну та екологічну будову. Структури ксилотрофних грибів у природних лісах є збалансованими та доволі інформативно відображають параметри розвитку і стану лісових екосистем. У лісових культурах ці синекологічні взаємозв'язки певною мірою порушені. Найвагомішими критеріями встановлення ступеня трансформації екологічних режимів лісового середовища (та/або напряду сукцесії), які зумовлюють структурні зміни консорції деревних рослин та дереворуйнівних грибів, є: вік та склад деревостану відносно типу лісу (екотопу); віталітетна структура деревостану; санітарний стан деревостану, його густота та/або зімкнутість деревного намету; порушення природної структури відпаду деревини з урахуванням функціонального призначення та таксаційної характеристики лісової ділянки. Індикаторними параметрами є розподіл за мікогоризонтами ксилотрофів, видова, трофічна, систематична їхня структури, значення індексів мір ксиломікорізноманіття. Встановлено наявність зв'язку між різноманіттям грибів та флористичним багатством лісу.

10. У лісових культурах, у т. ч. в зелених та рекреаційно-оздоровчих насадженнях, об'єктах природо-заповідного фонду структура ксилотрофних грибів є незбалансованою, що спричинено кількісним лімітом живого та мертвого субстрату, ажурністю крон деревостанів та низьким проєктивним покриттям трав'яного покриву. Сформовані консорції *Quercus*-ксиломіко-комплексів незалежно від умов місцезростань та складу лісових культур є індикаторами на останніх стадіях рекреаційної дигресії; консорції *Acer*-ксиломікокомплексів є

індикаторами на всіх стадіях рекреагенної дигресії. Встановлено прямо пропорційну залежність між видовою структурою ксиломікобіонтів та санітарною структурою деревостану, натомість кореляції з віталітетною структурою та поширенням грибів на різних категоріях мертвого субстрату не виявлено.

11. Для поглиблення розуміння коеволюційної динаміки розвитку консорцій у систему діагностичних показників визначення ступеня антропогенної трансформації лісів доцільно додати стан консортивних зв'язків між рослиною-едифікатором та грибом-ксилотрофом: аналіз видової, трофічної, просторової структур ксиломікобіоти; видової та екологічної структур фіторізноманіття, лісівничо-таксаційної і санітарної оцінки деревостанів; індексів вертикальної та горизонтальної гетерогенності, різноманіття (Шеннона, Сімпсона, Менхінка), домінування (Сімпсона, Бергера-Паркера); вирівненості (Макінтоша, Піелу).

12. Оцінка консортивних зв'язків «дерева-дендрофільні птахи» є необхідною для поглиблення знань про антропогенні зміни стану, продуктивності і розвитку лісових екосистем. Систематична, топічна і трофічна структури орнітокомплексів та віталітетна, вікова, санітарна структури деревних рослин лісів змінюються залежно від інтенсивності впливу антропогенних чинників. Індикаторними показниками зміни угруповань дендрофільних птахів та едифікаторного ярусу в різних типах за генезисом лісових екосистем на градієнті збільшення дії антропогенного чинника є видова та екологічна структури дендрофільних птахів та санітарна і віталітетна структури деревостанів.

13. Залежно від походження, стану та функціонального призначення лісів синекологічні зв'язки та індекси α -різноманіття рослин та птахів мають відповідні особливості. На градієнті «лісовий масив – паркове насадження – ботанічні сади» складна ярусність та вертикальна структура фітоценозу поступаються своїм значенням горизонтальній гетерогенності. У ботанічних садах виявлено позитивний та негативний зв'язки між ярусною, вертикальною структурою фітоценозів та індексами орніторізноманіття.

14. За аналізом кореляційних матриць вперше показано наявність прямої залежності «рясність пасивних дуплогніздників-коефіцієнт детермінації зв'язку

середньої висоти та діаметру дерев-індекс горизонтальної гетерогенності». Виявлено залежність між: часткою видів, які гніздяться на землі, та загальним проективним покриттям трав'яного ярусу, індексом вертикальної гетерогенності; рясністю облігантних синантропів та ступенем трансформації поверхні ґрунту.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Голубець М.А. Екосистемологія. Львів: Поллі, 2000. 316 с.
2. Лавров В.В. Системний підхід як методологічна основа для оцінки і зменшення загроз біорізноманіттю (лісові екосистеми). *Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України* / за ред. О.В. Дудкіна Київ: Хімджест, 2003. С. 156–272.
3. Морозов Г.Ф. Учение о лесе / под общ. ред. В. Г. Нестерова. 7-е. изд. Москва-Ленинград: Гослесбумиздат, 1949. 456 с.
4. Погребняк П.С. Основы лесной типологии. 2-е изд., испр. и доп. Киев: Изд-во АН УССР, 1955. 456 с.
5. Сукачев В.Н. Избранные труды: в 3 т. Ленинград: Наука, 1972. Т. 1. 418 с.; 1973. Т. 2. 352 с.; 1975. Т. 3. 454 с.
6. Мигунова Е.С. Леса и лесные земли (количественная оценка взаимосвязей). М.: Экология, 1993. 364 с.
7. Пастернак П.С. Взаимодействие между лесом и почвой в основных типах леса Украинских Карпат: автореф. дис. ... д-ра с.-х. наук. К., 1968. 52 с.
8. Уткин А.И. О показателях лесных биогеоценозов. *Бюлл. МОИП. Отд. Биол.* 1975. Т 80, Вып. 2. С. 95–107.
9. Ткач В.П., Михалків В.М. Лісові ресурси України: стан, шляхи переходу на принципи невиснажливого лісокористування, збереження ландшафтного біорізноманіття. Збереження і невиснажливе використання біорізноманіття в Україні: стан та перспективи. Київ: Хімджест, 2003. С. 107-127.
10. Моніторинг та підвищення стійкості антропогенно порушених лісів: Збірник рекомендацій УкрНДІЛГА / за ред. Ворон В.П., Лаврова В.В., Бондарук М.А. та ін. Харків: Нове слово, 2011. 304 с.
11. Протопопова В.В. Синантропная флора Украины и пути ее. Киев: Наук. думка, 1991. 204 с.
12. Бурда Р.И. Антропогенная трансформация флоры. Киев: Наук. думка, 1991. 168 с.

13. MacArthur R., MacArthur J. On bird species diversity. *Ecology*. 1961. №42. P. 594–598.
14. Camprodon J., Brotons L. Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm oak forests. *Forest Ecol Manag.* 2006. №221(1-3). P. 72–82.
15. Сафонов М. А. Структура сообществ дереворазрушающих грибов. Екатеринбург: Ур-О РАН, 2003. 269 с.
16. Арефьев С.П. Системный анализ биоты дереворазрушающих грибов. Новосибирск: Наука, 2010. 260 с.
17. Лакида П.І. Фітомаса лісів України: монографія. Тернопіль: Збруч, 2002. 256 с.
18. Ворон В.П. Устойчивость лесных насаждений к воздействию загрязнения атмосферы выбросами цементного и калийного производства в условиях Прикарпатья: автореф. дисс. ... к.с.-х.н.: 06.03.03. Харьков, 1983. 19 с.
19. Генсірук С.А. Ліси України. Київ: Наукова думка, 1992. 408 с.
20. Лавров В.В. Підвищення стійкості лісових екосистем в умовах Черкаської промислової агломерації: автореф. дис. ... к.б.н.: 03.00.16. Дніпропетровськ, 1994. 20 с.
21. Голубець М.А. Геосоціосистемологія. Львів: Компанія «Манускрипт», 2013. 264 с.
22. Корзухин М.Д. Синэкология леса. Санкт-Петербург–Москва: Колос, 1994. 240 с.
23. Crain C.M., Kroeker K., Halpern B.S. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecol. Lett.* 2008. №11(12). P. 1304–1315.
24. Смирнова О.В. Теоретические основы, система методов и программ стационарных экологических исследований в таежных лесах Урала. *Труды Печоро-Илычского заповедника*. Вып. 16. Сыктывкар, 2010. С. 157–162.

25. Арнольди К.В., Арнольди Л.В. О биоценозе как одном из основных понятий экологии, его структуре и объеме. *Зоологический журнал*. 1963. Т. 42. Вып. 2. С. 161–183.
26. Мазинг В.В. Что такое структура биогеоценоза. *Проблемы биогеоценологии*. М.: Наука, 1973. С. 148–156.
27. Царик Й.В. Деякі міркування щодо сучасних підходів до вивчення та збереження біотичного різноманіття. *Біологічні Студії / Studia Biologica*. 2013. Том 7, № 1. С. 227–234.
28. Сукачев В.Н., Дылис Н.В. Основы лесной биогеоценологии. Москва: Наука, 1964. 574 с.
29. Сукачев В.Н. Растительные сообщества (введение в фитосоциологию). 4-е изд. Ленинград-Москва: Книга, 1928. 231 с.
30. Дылис Н.В. Структура лесного биогеоценоза. Москва: Наука, 1969. 54 с.
31. Мигунова Е.С. Лесоводство и естественные науки (ботаника, география, почвоведение). Харьков, 2000. 1-е изд.; Москва: МГУЛ, 2007. 2-е изд. 592 с.
32. Мигунова Е.С. Типы леса и типы природы: монография. Saarbrücken: Polmarium Academic Publisching, 2014. 292 с.
33. Василевич В.И. Естественная классификация в фитоценологии. *Программа и тезисы докладов конференции, посвященной 100-летию со дня рожд. Н.И. Кузнецова*. Тарту, 1964. С. 26–27.
34. Василевич В.И. Некоторые проблемы классификации фитоценологических объектов. *Ботанический журнал*. 1975. Т. 60. № 2. С. 617–626.
35. Василевич В.И. Очерки теоретической фитоценологии. Ленинград: Наука, 1983. 247 с.
36. Миркин Б.М., Розенберг Г.С. Анализ мозаичности травянистых растительных сообществ. Ценотический уровень. *Биологические науки*. 1977. №2. С. 121–126.
37. Миркин Б.М., Розенберг Г.С. Фитоценология. Принципы и методы. Москва: Наука, 1978. 212 с.

38. Миркин Б.М., Розенберг Г.С., Наумова Л.Г. Факторный анализ в фитоценологии. Приложение к классификации растительности. *Биологические науки*. 1979. № 2. С. 102–106.
39. Классификация растительности СССР (с использованием флористических критериев) / под ред. Б.М. Миркина. Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1986. 200 с.
40. Миркин Б.М., Розенберг Г.С. Количественные методы классификации, ординации и геоботанической индикации. *Итоги науки и техники. Ботаника*. Т. 3. Москва: ВИНТИ, 1979. С. 71–137.
41. Ипатов В.С. Отражение динамики растительного покрова в синтаксономических единицах. *Ботанический журнал*. 1990. № 10. С. 1380–1389.
42. Ипатов В.С., Кирикова Л.А. Классификация отношений между растениями в сообществах. *Ботанический журнал*. 2000. Т. 85. № 7. С. 92–100.
43. Фрей Т.Э.-А. О математико-фитоценологических методах классификации растительности: автореф. дис. ... докт. биол. наук: ботаника. Тарту, 1967. 32 с.
44. Куприянова Т.П. Принципы и методы физико-географического районирования с применением ЭВМ. Москва: Наука, 1977. 124 с.
45. Колодяжный С.Ф., Пааль Я.Д. О некоторых проблемах теории и практики количественной классификации растительности. *Исследования биологических систем математическими методами. Труды Биол НИИ ЛГУ*. 1985. № 37. С. 126–138.
46. Ястребов А.Б. Методы изучения мозаичности растительного покрова с применением ЭВМ. Ленинград: ЛГУ, 1991. 200 с.
47. Голубець М.А. Ретроспектива і перспектива лісової типології. Львів: Поллі, 2007. 78 с.
48. Голубець М.А. Типологічне впорядкування різноманітності лісових угруповань України. Львів: Манускрипт, 2010. 36 с.

49. Du Rietz G.E. The plant cover of Sweden. Uppsala: Almqvist, Wiksell, 1965. 314 p.
50. Александрова В.Д. Классификация растительности. Обзор классификации и классификационных систем в разных геоботанических школах. Ленинград: Изд-во «Наука», 1969. 275 с.
51. Работнов Т.А. Фитоценология 3-е изд., перераб. и доп. Москва: Изд-во МГУ, 1992. 352 с.
52. Гончаренко І.В. Метод «сортуючої» кластеризації (DRSA) для класифікації рослинності. *Доповіді НАН України*. 2013. №9. С. 129–136.
53. Сорока М.І. Класифікація рослинності: основні підходи та перспективи розвитку. *Український ліс*. 2016. №1. С. 12–28.
54. Дыренков С.А. Методика выделения лесотипологических единиц и установление их потенциальной продуктивности. Методические указания к определению потенциальной продуктивности лесов. Пушкино: ВНИИЛМ, 1973. С. 51–59.
55. Трасс Х.Х. Геоботаника. История и современные тенденции развития. Ленинград: Наука, 1976. 252 с.
56. Смирнов В.Э., Ханина Л.Г. Методы анализа состояния растительного покрова. *Восточноевропейские леса: история в голоцене и современность* / под ред. О.В. Смирнова. Москва: Наука, 2004. С. 290–313.
57. Заугольнова Л.Б., Браславская Т.Ю. Методы подготовки материалов для характеристики ценофонда лесов. *Мониторинг биологического разнообразия лесов России: методология и методы* / под ред. А.С. Исаева. Москва, 2008. С. 169–174.
58. Большая советская энциклопедия. В 30 т. Т. 3. Варминг Йоханнес Эугениус / под ред. А. М. Прохорова. Москва: Советская энциклопедия, 1965. С. 345–349.
59. Энциклопедический словарь Брокгауза и Ефрона. В 86 т. Т. 82. Шимпер, немецкие естествоиспытатели / под ред. Гайдуков Н.М. Санкт-Петербург, 1922. С. 1901.

60. Braun-Blanquet J. Pflanzensoziologie. Grundzuge der Vegetationskunde. 3 rd. Wien-New York: Springer, 1964. 631 s.
61. Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Метод классификации растительности по Браун-Бланке в России. *Журнал общей биологии*. 2009. Том 70, № 1. С. 66–77.
62. Миркин Б.М. «Укоренение» метода классификации растительности по Браун-Бланке в СССР и России. *Растительность России*. Санкт-Петербург, 2008. № 12. С. 139–146.
63. Раменский Л.Г. О некоторых принципиальных положениях современной геоботаники. *Ботанический журнал*. 1952. Т. 37, №2. С. 181–201.
64. Sokołowski A.W., Kliczkowska A., Grzyb M. Okreslenie jednostek fitosocjologicznych wchodzących w zakres siedliskowych typow lasu. *Prace Instytutu Badawczego Lesnictwa*. 1997. Ser. B, No 32. S. 5–55.
65. Мигунова Е.С. Лесная типология Г.Ф. Морозова-А.А. Крюденера-П.С. Погребняка – теоретическая основа лесоводства. *Лесной вестник, Forestry Bulletin*. 2017. Т. 21, № 5. С. 52–63.
66. Крюденер А.А. Основы классификации типов насаждений и их народнохозяйственное значение в обиходе страны. Петроград: Типография Главного Управления Уделов, 1916. 190 с.
67. Алексеев Е.В. Типы украинского леса. Правобережье. Киев: Урожай, 1928. 120 с.
68. Высоцкий Г.Н. Биологические, почвенные и фенологические наблюдения и исследования в Велико-Анадоле. 1901–1902. Избранные сочинения. Т. 1. Москва: Изд-во АН СССР, 1962. С. 159–497
69. Воробьев Д.В. Типы лесов европейской части СССР: монография. Киев: АН УССР, 1953. 452 с.
70. Герушинський З.Ю. Типологія лісів Українських Карпат. Львів: Піраміда, 1996. 208 с.
71. Остапенко Б.Ф. Типологічна різноманітність лісів України. Лісостеп. Харків, 1997. 128 с.

72. Остапенко Б.Ф., Ткач В.П. Лісова типологія: навч. посібник. Ч. 2. Харків: Харк. держ. аграр. ун-т, 2002. 204 с.
73. Остапенко Б.Ф., Улановский М.С. Типологическое разнообразие лесов Украины. Степ. Харьков: Харьковский гос. аграр. ун-т, 1999. 157 с.
74. Остапенко Б.Ф., Федець І.П., Пастернак В.П. Типологічна різноманітність лісів України. Зона широколистяних лісів. Харків: Харківський держ. аграр. ун-т, 1997. 127 с.
75. Вересин М.М. Леса воронежские: происхождение, облик и будущее наших лесных ландшафтов. Воронеж: Центр.-Чернозем. кн. изд-во, 1971. 224 с.
76. Свириденко В.Є. Бесіди про ліс. Київ: Видавничий дім «Еко-інформ», 2011. 40 с.
77. Лавриненко Д.Д. Основы лесной экологии. Киев: УСХА, 1978. 35 с.
78. Ткач В.П., Мигунова О.С. 100-летие становления лесной типологии как самостоятельного научного направления и перспективы ее дальнейшего развития. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2006. Вип. 110. С. 3–9.
79. Посохов П.П. Типы лесов горного Крыма и их Кавказские аналоги: автореф. дисс.... доктора с.-х. наук. Харьков, 1971. 48 с.
80. Голубец М.А., Малиновский К.А. Принципы классификации и классификация растительности Украинских Карпат. *Ботанический журнал*. 1967. Т. 52, № 2. С. 189–201.
81. Шевченко С.В. Прикарпатські смерекові діброви та шляхи їх відновлення *Питання розвитку продуктивних сил західних областей УРСР*. Київ: Вид-во АН УРСР, 1954. С. 313–319.
82. Федець І.Ф. Типы лесов и закономерности их формирования в бескидах: автореферат дис. ... канд. с.-х. наук. Харьков, 1963. 24 с.
83. Каплуновский П.С., Молотков П.И. Обогащение горных лесов. Ужгород: Карпаты, 1966. 86 с.
84. Hanski I. Biology of extinctions in butterfly metapopulations. Chicago: Chicago Univ. Press. 2003. P. 577–602.

85. Хански И. Ускользящий мир. Экологические последствия утраты местообитаний. Москва, 2018. 20 с.
86. Биологический энциклопедический словарь. Местообитание / глав. ред. М. С. Гиляров. Москва: Советская энциклопедия, 1986. С. 353.
87. Southwood T. R. E. Habitat, the Templet for Ecological Strategies? *Journal of Animal Ecology*. 1977. Vol. 46, No. 2. P. 336–365.
88. Bailey R.G. Ecoregions of the Continents. Washington D.C.: US. Department of Agriculture, Forest Service, 1989. 220 p.
89. Онищенко В.А. Оселища України за класифікацією EUNIS. Київ: Фітосоціоцентр, 2016. 56 с.
90. Davies C.E., Moss D., Davies M.O. EUNIS Habitat Classification Revised 2004. Report to European Environmental Agency, European Topic Centre on Nature Protection and Biodiversity. 2004. 307 p.
91. Біотопи лісової та лісостепової зон України / за ред. Я.П. Дідуха та ін. Київ: МАКРОС, 2011. 288 с.
92. Біотопи Гірського Криму / за ред. Я.П. Дідуха. Київ: ТОВ «НВП Інтерсервіс», 2016. 292 с.
93. Devillers P., Devillers-Terschuren J. A Classification of Palaearctic habitats. Council of Europe Publishing. Nature and environment, 1996. No 78. 197 p.
94. Remmert H. The mosaic-cycle concept of ecosystems - an overview. New York: Springer-Verlag, 1991. 21 p.
95. Collins S.L. et al. An integrated conceptual framework for long- term social-ecological research. *Frontiers in Ecology and Environment*. 2011. № 9. P. 351–357.
96. Сукцессионные процессы в заповедниках России и проблемы сохранения биологического разнообразия / под ред. О.В. Смирновой. СПб.: РБО, 1999. 549 с.
97. Смирнова О.В., Заугольнова Л.Б., Коротков В.Н. Теоретические основы оптимизации функции биоразнообразия лесного покрова. *Лесоведение*. 2015. № 5. С. 367–378.

98. Бобровский М.В. Лесные почвы европейской России: биотические и антропогенные факторы формирования. Москва: КМК, 2010. 359 с.
99. Du Rietz G.E. Zur methodologischen Grundlage der modernen Pflanzensociologie. Wien, 1921. 123 p.
100. Восточноевропейские широколиственные леса / под ред. О.В. Смирновой. Москва: Наука, 1994. 364 с.
101. Bormann F.H., Likens G.E. Catastrophic Disturbance and the Steady State in Northern Hardwood Forests: A new look at the role of disturbance in the development of forest ecosystems suggests important implications for land-use policies. *American Scientist*. 1979. Vol. 67, № 6. P. 660–669.
102. Clark D.A., Brown S., Kicklighter D.W. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. *Ecological Applications*. 2001. V.11. P. 356–370.
103. Карев Г.П. Структурные модели лесных экосистем. *Сибирский экологический журнал*. 1999. № 4. С. 381–396.
104. Richardson R.B. Ecosystem services and food security: economic perspectives on environmental sustainability. *Sustainability*. 2010. № 2(11). P. 3520–3548.
105. Вальтер Г. Растительность земного шара. Москва: Прогресс, 1974. 551 с.
106. Норин Б.Н. Ценоячейка, синузия, ценом, растительное сообщество – проблемные вопросы теории фитоценологии. *Ботанический журнал*. 1987. Т. 72, № 10. С. 1297–1309.
107. Воронов А.Г. Геоботаника: учеб. пособие для ун-тов и пед. ин-тов. 2-е изд., испр. и доп. Москва: Высшая школа, 1973. 384 с.
108. Ниценко А.А. Растительная ассоциация и растительное сообщество, как первичные объекты геоботанического исследования. Ленинград: Наука, 1971. 184 с.
109. Москалюк Т.А., Чернышев В.Д. Прикладные аспекты изучения фитоценотической структуры лесов Южного Приморья. *Биологические исследования в естественных и культурных экосистемах Приморского края*. Владивосток: Дальнаука, 1993. С. 12–29.

110. Москалюк Т.А. Ценотическая структура и мониторинг лесов Дальнего Востока. *Растения в муссонном климате*: мат. IV междунар. конф. Владивосток, 2006. С. 78–81.
111. Беньков А.В., Рыжкова В.А. Оценка и моделирование динамики южнотаежных сосняков Средней Сибири. *Лесоведение*. 2001. №1. С. 3–12.
112. Newham R.M., Smith J.H. Development and testing of stand models for Douglas-fir and Lodgepole pine. *Forestry Chronicle*. 1964. V. 40. P. 494–502.
113. Ek A.R., Monserud R.A. Forest: a computer model for simulating the growth and reproduction of mixed forest stands. Madison: Res. Report A 2635, 1974. P. 1–13.
114. West P.W. A model of biomass growth of individual trees in forest monoculture. *Ann. Bot.* 1987. V. 60. P. 571–577.
115. Bugmann H.K. A simplified forest model to study species composition along climate gradients. *Ecology*. 1996. V. 77. P. 2055–2074.
116. Connor D.J., Tunstall B.R. An analysis of photosynthetic response in a brigalow forest. *Photosynthetica*. 1971. Vol. 5, № 3. P. 218–225.
117. Horn H.S. Some causes of variety in patterns of forest succession. Forest succession, concepts and applications. New York: Springer-Verlag, 1991. 35 p.
118. Urban D.L., Harmon M.E., Halpern C.B. Potential response of Pacific Northwestern forests to climatic change, effects of stand age and initial composition. *Climatic Change*. 1993. V. 23. P. 247–266.
119. Shugart H. H., Crow T.R., Hett J.M. Forest succession models, a rational and methodology for modeling forest succession over large region. *Forest Science*. 1973. V. 19 (3). P. 203–212.
120. Shugart H.H. A theory of forest dynamics. N.Y.: Springer, 1984. 278 p.
121. Kapur J.N. Some mathematical models for optimal management of forests. *Indian J. Pure Appl. Math.* 1982. V. 13. P. 273–286.
122. Kohyama T. Simulation of the structural development of warm-temperate rain forest stands. *Ann Bot.* 1989. V. 63. P. 625–634.

123. Корзухин М.Д., Седых В.Н., Тер-Микаэлян М.Т. Применение прогнозной модели восстановительно-возрастной динамики к кедровым лесам Среднего Приобья. *Изв. СО АН СССР. Серия биология*. 1987. Вып. 20. С. 58–67.
124. Корзухин М.Д., Седых В.Н., Тер-Микаэлян М.Т. Формулировка прогнозной модели восстановительно-возрастной динамики лесов. *Изв. СО АН СССР. Серия биология*. 1988. Вып. 20. С. 34–45.
125. Корзухин М.Д., Мацкявичус В.К., Антоиовский М.Я. Периодическое поведение возрастно-распределенной популяции деревьев. *Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем*. Ленинград: Гидрометеиздат, 1989. Т. 12. С. 284–310.
126. Botkin D.B., Janak J.P., Wallis J.R. Some ecological consequences of a computer model of forest growth. *J. Ecol.* 1972. V. 60. P. 849–872.
127. Mladenoff D.J., He H.S. Design and behavior of LANDIS an object-oriented model of forest landscape disturbance and succession. *Advances in Spatial modeling of forest landscape change*. Cambridge: Univer. Press. 1999. P. 125–162.
128. Mladenoff D.J., Host G.E., Boeder J. LANDIS: a spatial model of forest landscape disturbance, succession and management. *GIS and environmental modeling: progress and research issues*. New York: Wiley, 1996. P. 175–180.
129. Bragg D., Roberts D., Thomas R. A hierarchical approach for simulating northern forest dynamics. *Ecological Modelling*. 2004. № 173(1). P. 31–94.
130. Гончаров В.Н. Основы динамики русловых потоков. Ленинград: Гидрометеиздат, 1954. 451 с.
131. Мирцхулава Ц.Е. Основы физики и механики эрозии русел. Ленинград: Гидрометеиздат, 1988. 303 с.
132. Швебс Г.И. Формирование водной эрозии, стока наносов и их оценка (на примере Украины и Молдавии). Ленинград: Гидрометеиздат, 1974. 184 с.
133. Кузнецов М.С. Противозэрозийная стойкость почв. Москва: Изд-во МГУ, 1981. 135 с.
134. Сурмач Г.П. Водорегулирующая и противозэрозийная роль насаждений. Москва: Лесная промышленность, 1971. 111 с.

135. Wischmeier W.H., Smith D.D. Predicting rainfall erosion losses-a guide to conservation planning. USDA Agric. Handbook. Washington, 1978. 78 p.
136. Иванов В.Д., Лопырев М.И. Об установлении категории эрозионноопасных земель по интенсивности смыва почв талыми водами. *Почвоведение*. 1979. №4. С.87–101.
137. Renard K.G., Meyer L.D., Meyer G. R. Predicting soil erosion by water-a guide to conservation planning with revised universal soil loss equation (RUSLE). USDA, ARS, Washington, 1994. 89 p.
138. Гришин А.М. Математические модели лесных пожаров и новые способы борьбы с ними. Новосибирск: Наука, 1992.
139. Конев Э.В. Физические основы горения растительных материалов. Новосибирск: Наука, 1977. 239 с.
140. Van Wagner C.E. Conditions for the start and spread of crown fire. *Can. J. For. Res.* 1977. № 7. P. 23–34.
141. Курбатский Н.П. Методологические вопросы охраны лесов от пожаров. *Охрана лесных ресурсов*. Красноярск: ИЛ и ДСОАН СССР, 1978. С. 7–20.
142. Albini F.A. Modeling ignition and burning rate of large woody natural fuels. *Int. Journal of Wildland fire*. 1995. Vol. 5, No. 2. P. 81–91.
143. Коровин Г.Н. Анализ и моделирование статистической структуры поля горимости лесов. Методические рекомендации. Ленинград: ЛеНИИЛХ, 1984. 64 с.
144. Сафронов М.А. Методические рекомендации использования текущих шкал пожарной опасности для леса. Красноярск, 1985. 15 с.
145. Alexander V.E. Crown fire thresholds in exotic pine plantations of Australasia: Ph.D. thesis. Department of Forestry, Australian National University, 1998. 29 p.
146. Rothermel R.C. Some fire behavior modeling concepts for fire management systems. 12 Conference on fire and forest meteorology: materials of international conference, 26-28 October. 1993. Bethesda, MD: Society of American foresters. P. 164–171.

147. Коморовский В.С. Модели организации и управления при борьбе с лесными пожарами. Москва: ИНФРА-М, 2012. 119 с.
148. Clements F.E. Plant succession. Washington: Pubs, 1916. 621 p.
149. Margalef R. Perspectives in ecological theory. Chicago: Univ. Chicago Press, 1968. 112 p.
150. Одум Ю. Основы экологии. Москва: Мир, 1975. 745 с.
151. Schoenly K., Raid W. Dynamics of heterotrophic succession in car-rion arthropod assemblages: discrete series or a continuum of change? *Oecologia*. 1987. № 73, 2. P. 192–202.
152. Андреев А.В. Оценка биоразнообразия, мониторинг и экосети. Ch: BIOTICA, 2002. 168 с.
153. Архаров Л.Н. Екологічні системи. Київ: Генеза, 1994. 300 с.
154. Уткин А.И. О показателях лесных биогеоценозов. *Бюлл. МОИП. Отд. Биол.* 1975. Т 80, Вып. 2. С. 95–107.
155. Тимофеев-Ресовский Н.В. О некоторых принципах классификации биохорологических единиц. *Труды АН СССР. Урал. фил. Ин-т биологии*. 1961. Вып. 27: Вопросы классификации растительности. С. 23–28.
156. Алехин В.В. Растительность СССР в основных зонах: учеб. пособие для ун-тов и педвузов. 2-е изд. Москва: Сов. наука, 1951. 512 с.
157. Дылис Н.В. Основы биогеоценологии. Москва: Изд-во МГУ, 1978. 151 с.
158. Бельгард А.Л. Лесная растительность юго-востока УССР. Харьков: ХГУ, 1950. 263 с.
159. Сукачев В.Н. Лесная биогеоценология как теоретическая основа лесоводства и лесного хозяйства. *Вопросы лесоведения и лесоводства: доклад на V Всемирном лесном конгрессе*. Москва, 1960. С. 31–40.
160. Травлеев А.П. Опыт детализации структурных компонентов лесного биогеоценоза в степи. *Вопросы степного лесоведения*. 1973. Вып. 4. С. 6–10.
161. Голдовский А.М. Основы учения о состояниях организмов. Ленинград: Наука, 1977. 116 с.

162. Шанда Л.В. Парцелярна будова лісових біогеоценозів: аспекти загальної теорії. *Екологія та ноосферологія*. 1999. Т. 3, № 7. С. 110–115.
163. Белова Н.А., Травлеев А.П. Естественные леса и степные почвы. Днепропетровск: ДГУ, 1999. 344 с.
164. Шанда Л.В. Аспекти теорії стану та парцелярності лісових біогеоценозів (на прикладі аренних соснових лісів). *Екологія та ноосферологія*. 2006. Т. 17, № 1–2. С. 100–104.
165. Архаров Л.Н. Екологічні системи. К.: Генеза, 1994. 300 с.
166. Голубець М.А., Чорнобай Ю.М. Консорція як елементарна екологічна система. *Український ботанічний журнал*. 1983. Т. 40. С. 23–28.
167. Беклемишев В.Н. О классификации биogeоценологических (симфизиологических) связей. Бюллетень МОИП. 1951. Т. 55. Вып. 5 С. 3–30.
168. Мазинг В.В. Консорции как элементы функциональной структуры биogeоценозов. Труды МОИП. 1966. Т. 27. С. 117–126.
169. Работнов Т.А. Некоторые вопросы изучения консорций. Журнал общей биологии. 1973. Т. 34. № 3. С. 407–416.
170. Быков Б.А. Введение в фитоценологию. Алма-Ата: Наука, 1970. 234 с.
171. Селиванов А.И. Консорция в системе биотических взаимоотношений в биogeоценозах. *Уч. зап. Перм. пед ин-та*. 1976. Т. 150. С. 11–17.
172. Негробов В.В. Популяционно-консортивный анализ представителей семейства *Nymphaeaceae* Salisb. Басейна Среднего Дона: автореф. дисс.... канд. биол. наук, Воронеж, 1998. 24 с.
173. Негробов В.В., Хмелев К.Ф. Современные концепции консорциологии. *Вестник ВГУ. Серия химия, биология*. 2000. С. 118–121.
174. Хмелев К.Ф., Афанасьев А.А., Негробов В.В. О новых подходах к теории консорций. *Геоботаника XXI века: материалы Всероссийской научной конференции*. Воронеж, 1999. С. 45–47.

175. Царик Й.В., Царик І.Й. Консорція як загальнобіотичне явище. *Науковий вісник Львівського національного університету. Серія біологічна*. 2002. Вип. 28. С. 163–169.
176. Лозинев Г.Л. Особенности пространственного распределения подземных частей растений в лесных биогеоценозах Подмосковья. *Лесоведение*. 1980. № 1. С. 58–63.
177. Бяллович Ю. П. Биогеоценотические горизонты. *Сборник работ по геоботанике, ботанической географии, систематике растений и биогеографии, Труды Моск. о-ва испытателей природы*. 1960. Т. 3. С. 43–60.
178. Исаченко А.Г. Ландшафтоведение и физико-географическое районирование. Москва: Высшая школа, 1991. 366 с.
179. Солнцев Н.А. Учение о ландшафте (избранные труды). Москва: МГУ, 2001. 384 с.
180. Сочава В.Б. Введение в учение о геосистемах. Новосибирск: Наука, 1978. 319 с.
181. Беручашвили Н.Л. Этология ландшафта и картографирование состояний природной среды. Тбилиси: Изд-во ТГУ, 1989. 196 с.
182. Урушадзе Т.Ф. Горные почвы СССР. Москва: Агропромиздат, 1989. 270 с.
183. Мелехов И.С. Лесоведение. Москва: Лесная промышленность, 1980. 408 с.
184. Мозолевская Е.Г. К методологии мониторинга состояния лесов. *Науч. Тр.* 1990. Вып 225. С. 44–55.
185. Мозолевская Е.Г., Кузьмичев Е.П., Шлевская Н.М. Оценка состояния и устойчивости лесов зеленой зоны города Тольятти. Тольятти: Институт Волжского бассейна РАН, 1995. 91 с.
186. Бондарук М.А. Вплив техногенних факторів на стійкість дібровних екосистем в межах Західного Донбасу: автореф. дис. ... канд. біол. наук: екологія. Дніпропетровськ, 1995. 19 с.
187. Кучма М.Д. Екологічне обґрунтування реабілітації лісових екосистем в районах радіаційних аварій (на прикладі Зони відчуження ЧАЕС): дис. ... д-ра с.-г. наук: екологія. Київ, 2012. 334 с.

188. Краснов В.П. Радіоекологія лісів Полісся України. Житомир: Волинь, 1998. 112 с.
189. Пузаченко Ю.Г. Пространственно-временная иерархия геосистем с позиции теории колебаний. *Вопросы географии*. 1986. Сб. 127. С. 96–111.
190. Реймерс Н.Ф. Экология. Теории, законы, правила, принципы и гипотезы. Москва: Россия молодая, 1994. 366 с.
191. Diaz S., Cabido M. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 2001. V. 16. P. 646–655.
192. Holling C.S. Resilience and stability of ecosystems. *Ann. Rev. Ecol.* 1973. V.4. P. 1–23.
193. Лебков В.Ф. Типы строения древостоев. *Лесоведение*. 1989. № 4. С. 12–21.
194. Нестеров Н.С. Очерки по лесоведению. Москва-Ленинград: Гослестехиздат, 1933. 247 с.
195. Пронин М.И. Перспективы развития загородного отдыха в лесах СССР. *Лесное хозяйство*. 1975. № 9. С. 45–54.
196. Воронков Н.А. Основы общей экологии. Москва: Агар, 1997. 87 с.
197. Воронцов А.И. Патология леса. Москва: Лесная пром-сть, 1978. 272 с.
198. Риклефс Р.Э. Основы общей экологии. Пер. с англ. Москва: Мир, 1979. 424 с.
199. Рожков А.А., Козак В.Т. Устойчивость лесов. Москва: ВО Агропромиздат, 1989. 239 с.
200. Бигон М., Харпер Дж., Таусенд К. Экология. Особи, популяції і сообщества. в 2-х тт. Москва: Мир, 1989. Т. 1. 667 с.; Т. 2. 447 с.
201. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. Москва: Прогресс, 1980. 327 с.
202. Дыренков С.А. Структура и динамика таежных ельников. Ленинград: Наука, 1984. 174 с.
203. Свирежев Ю.М. Устойчивость и сложность в математической экологии. *Устойчивость геосистем*. Москва: Наука, 1983. С. 41–50.
204. Керженцев А.С. Функциональная экология. Москва: Наука, 2006. 259 с.

205. Коломыц Э.Г., Шарая Л.С. Устойчивость лесных экосистем, методы ее исчисления и картографирования. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук*. 2014. Т.16, № 1. С. 93–107.
206. Vogt K.A., Crier C.C., Vogt D.J. Production, turnover, and nutrient dynamics of above- and below ground detritus of world forests. *Advanced Ecological Research*. 1986. V.15. P. 303–377.
207. Mayneni R.B., Keeling C.D., Tucker C.J. Increased plant growth in the northern high latitudes from 1981–1991. *Nature*. V. 386. P. 98–102.
208. Makkonen K., Helmisaari H.S. Assessing fine-root biomass and production in a Scots pine stand – comparison of soil core and root in growth core methods. *Plant and Soil*. 1999. V. 210. P. 43–50.
209. Усольцев В.А. Формирование банков данных о фитомассе лесов. Екатеринбург: УрОРАН, 1998. 541 с.
210. Schulze E.D., Lloyd J., Kelliher E.V. et al. Productivity of forests in the Eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink: a synthesis. *Global Change Biology*. 1999. №3. P. 703–722.
211. Magnani F. The human footprint in the carbon cycle of temperate and boreal forests. *Nature*. 2007. V. 447. P. 849–851.
212. Clark D.A., Brown S., Kicklighter D.W. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. *Ecological Applications*. 2001. V.11. P. 356–370.
213. Швиденко А.З., Щепашенко Д.Г., Нильссон С. Таблицы и модели роста и биологической продуктивности насаждений основных лесообразующих пород Северной Евразии (нормативно-справочные материалы). Москва: Федеральная служба лесного хозяйства и Международный институт прикладного системного анализа, 2007. 803 с.
214. Щепашенко Д.Г., Швиденко А.З., Шалаев В.С. Биологическая продуктивность и бюджет углерода лиственных лесов северо-востока России: монография. Москва: ГОУ ВПО МГУЛ, 2008. 296 с.

215. Stein B.A. States of the Union: Ranking America's Biodiversity. Arlington, Virginia: Nature Serve, 2002. 27 p.
216. Бондарук Г.В. та ін. Нормативно-правове забезпечення збереження біорізноманіття в лісовому секторі України: Аналіз та перспективи розвитку. Львів, 2013. 266 с.
217. Ворон В.П. та ін. Рекомендації щодо комплексної оцінки стійкості рекреаційно-оздоровчих лісів, організації їх моніторингу та оптимізації рекреаційного лісокористування в них / *Моніторинг та підвищення стійкості антропогенно порушених лісів. Збірник рекомендацій УкрНДІЛГА*. Харків: Нове слово, 2011. С. 10–112.
218. Реуцкая В.В. Некоторые особенности адаптации травянистых растений пригородных лесов Воронежа к рекреационным нагрузкам. *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2015. № 3 (125). С. 80–84.
219. Гладкова И.Г., Гладков В.П. Моделирование рекреационных нагрузок и определение устойчивости биогеоценозов средней тайги. *Экспериментальная биогеоценология и агроценозы*. Москва: Наука, 1979. С.43–44.
220. Байдерин В.В. Экспериментальное моделирование экологических последствий зимней рекреации. *Экология*. 1980. № 3. С. 13–21.
221. Чижова В.П. Рекреационная нагрузка в зонах отдыха. Москва: Лесн. пром-сть, 1977. 48 с.
222. Ханбеков Р.И. Моделирование состава и строение рекреационных лесов. *Лесное хозяйство*. 1981. № 1. С. 12–25.
223. Бобров Р.В. Современное состояние и перспективы развития работ по организации лесов рекреационного назначения. *Проблемы организации и ведения лесного и лесопаркового хозяйства в пригородных лесах*. 1981. № 4. С. 10–14.
224. Бобров Р.В. Благоустройство лесов. Москва: Лесн. пром-ть, 1977. 192 с.

225. Тарасов А.И. Рекреационное лесопользование. Москва: Агропроиздат, 1986. 177 с.
226. Стойко С.М., Третьак П.Р. Природа – Стихия – Человек. Львов: Изд-во «Вищашк», 1983. 120 с.
227. Середін В.І., Парпан В.І. Ліс база відпочинку. Ужгород, 1988. 110 с.
228. Калущкий І.Ф., Запоточний М.М. Особливості покращення рекреаційного використання лісових ландшафтів Прикарпаття. *Збірник науково-технічних праць*. 2006. Вип. 16.2. С. 12–19.
229. Генсирук С.А., Нижник М.С., Возняк Р.Р. Рекреационное использование лесов. Киев: Урожай, 1987. 215 с.
230. Казанская Н.С., Исаков Ю.А. Классификация, география и антропогенная трансформация экосистем. Москва: Наука, 1980. 98 с.
231. Казанская Н.С. Изучение рекреационной дигрессии естественных группировок растительности. *Известия АН СССР, Серия. География*. 1972. № 1. С. 56–59.
232. Скребцов М.Ф. Влияние рекреационной нагрузки на растительность в связи с изменением погодных условий по годам. *Антропогенные воздействия на природные комплексы и экосистемы*. Волгоград: Изд-во Волгоградского пед. ин-та, 1980. С. 122–136.
233. Скребцов М.Ф. Флористический состав и изменения растительности в условиях разного рекреационного воздействия на экосистемы и их компоненты. *Антропогенные воздействия на природные комплексы и экосистемы*. Волгоград: Изд. Волгоградского пед. ин-та, 1982. С. 45–51.
234. Горышина Т.К. О влиянии вытаптывания при рекреационных нагрузках на внутреннее строение листа и таллома некоторых растений. *Экология*. 1983. №. 1. С. 11–18.
235. Неронов В.В. Полевая практика по геоботанике в средней полосе Европейской России: методическое пособие. Москва: Изд-во Центра охраны дикой природы, 2002. 139 с.

236. Лопарьова О.Б., Шпарик Ю.С. Динаміка рекреаційно-туристичного навантаження на Прикарпатті. *Лісівництво і агролісомеліорація: зб. наук. праць*. 2008. Вип. 114. С. 140–147.
237. Зібцев С.В. та ін. Багаторічна динаміка лісових пожеж в Україні. *Ukrainian journal of forest and wood science*. 2019. Vol.10, №3. Р. 27–40.
238. Ковалева Н.М., Иванова Г.А., Кукавская Е.А. Восстановление напочвенного покрова после низовых пожаров в среднетаежных сосняках. *Лесоведение*. 2011. № 5. С. 30–35.
239. Кучерявый В.А. Зеленая зона города. Киев: Наук. думка, 1981. 248 с.
240. Кучерявый В.А. Урбоэкология с основами фитомелиораций. Т. 1. Львов: Свит, 1991. 132 с.
241. Кучерявий В.П. Урбоекологія. Львів: Світ, 2002. 440 с.
242. Рысин С.Л. Методология и методика изучения рекреационного потенциала лесопарковых ландшафтов. *Мониторинг рекреационных лесов*. Москва: ОНТИ ПНЦ РАН, 2003. С. 115–135.
243. Рысин Л.П., Рысин С.Л. Рекреационная толерантность травянистых растений. *Влияние рекреации на лесные экосистемы и их компоненты*. Москва: ОНТИ ПНЦ РАН, 2004. С. 74–131.
244. Рысин С.Л. Фитоиндикация рекреационной толерантности травянистых растений в городских и пригородных лесах. Динамика и устойчивость рекреационных лесов. Москва: Тов. науч. изд. КМК, 2006. С. 100–118.
245. Шуберт Р. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем. Москва: Мир, 1988. 352 с.
246. Антипина Г.С. Урбанофлора Карелии. Петрозаводск: ПЕтрГУ, 2002. 200 с.
247. Терехина Т.А. Антропогенные фитосистемы. Барнаул: Изд-во АГУ, 2000. 250 с.
248. Sukopp H., Blume H.-P., Kunick, W. The soil, flora, and vegetation of Berlin's waste lands. *Nature in cities: the natural environment in the design and development of urban green space* / ed. by I.C. Laurie. Wiley, Chichester, 1979. P. 115–132.

249. Ranta G. Synchrony in Tetra on id Population Dynamics. *Journal of Animal Ecology*. November, 1995. №64 (6). P. 767.
250. Борисова Е.А. Современное состояние городских лесов в г. Иваново. *Самарский научный вестник*. 2019. Том 8, № 4. С. 24–28.
251. Антипов В.Г. Устойчивость древесных растений к промышленным газам. Минск: Наука и техника. 216 с.
252. Бязров Л.Г. Лишайники в лесные рекреационных насаждениях Москвы. Влияние рекреации на лесные экосистемы и их компоненты. Москва: Наука, 2006. С. 149–176.
253. Кулагин Ю.З. Лесообразующие виды, техногенез и прогнозирование. Москва: Наука, 1980. 114 с.
254. Кулагин Ю.З. Индустриальная технология и прогнозирование. Москва: Наука, 1985. 118 с.
255. Черненко Т.В. Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение. Москва: Наук, 2002. 192 с.
256. Павлов И.Н. Древесные растения в условиях техногенного загрязнения. Улан-Уде: изд-во Бурятского НЦОСО РАН, 2006. 360 с.
257. Ławrynowicz M. Macrofungal flora of Łódź *Urban Ecology. The Second European Ecological Symposium*. Berlin 8-12 September. Blackwell Scientific Publications. Oxford, London. Edinburgh, Boston, Melbourne, 1982. P. 41–47.
258. Абрамова Л.И., Игнатов М.С. Мохообразные в условиях рекреационного лесопользования. Влияние рекреации на лесные экосистемы. Москва: ОНТИ ПНЦ РАН. С. 177–214.
259. Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Экология почв. Ростов-на-Дону: УПЛ РГУ, 2004. 36 с.
260. Раппопорт А.В., Строганова М.Н. Антропогенные почвы ботанических садов Москвы и Санкт-Петербурга. *Природное наследие России: изучение, мониторинг, охрана*: мат. межд. конф. Тольятти, 3-6 октября. 2004. С. 223–224.

261. Blume HP, Herbert M, Horn R, Sukopp H Zur Ökologie der Großstadt unter besonderer Berücksichtigung von Berlin (West). *Schr Dent Rat Landespf.* 1978. №30. P. 658–677.
262. Дідух Я.П. Основи біоіндикації К.: Наук. думка, 2012. 344 с.
263. Лавриненко Д.Д. Мероприятия по повышению продуктивности лесов Полесья. Харьков, 1958. 10 с.
264. Лавриненко Д.Д. Наукові основи підвищення продуктивності лісів Полісся Української РСР. Київ: УАСГА, 1960. 195 с.
265. Михович А.И., Рябуха А.С. Осушение молодых и средневозрастных сосняков в мокрых суборах Полесья УССР. *Лесоводство и агролесомелиорация*. 1969. Вып. 16. С. 41–54.
266. Михович А.И., Федец И.Ф., Попова В.Е. Уточненная классификация заболоченных лесов Полесья УССР. *Лесоводство и агролесомелиорация. Типология и биология леса*. 1965. Вып. 3. С. 19–28.
267. Михович А.И. Вплив клімату на хід росту заболочених лісів Полісся УРСР. *Лісове господарство і агролісомеліорація*. 1962. Вип. 24. С. 15–24.
268. Михович А.И., Федец И.Ф. Изменение лесорастительных условий под влиянием осушения в Полесье УССР. *Лесоводство и агролесомелиорация. Типология и биология леса*. 1965. Вып. 3. С. 29–36.
269. Давидюк К.С. Водный режим почв и прирост сосны при обычном и регулируемом лесосушении в Западном Полесье УССР: автореф. дисс. ... канд. с.-х. наук. Харьков, 1980. 22 с.
270. Телишевський Д.А. Комплексное использование недревесной продукции леса. 2-е изд., перераб. и доп. Москва: Лесн. пром., 1986. 261 с.
271. Копій Л.І., Каганяк Ю.Й., Мелещук О.О. Дослідження структури основних лісотаксаційних показників соснових деревостанів свіжого дубового субору Західного Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук.-техн. праць*. 2008. Вип. 18.11. С. 115–122.
272. Краснов В.П., Бузун В.О. Лісова дослідна справа на Поліссі України. Житомир: Полісся, 2005. 198 с.

273. Ткачук В.І., Ткач В.П., Бузун В.О. Антропогенний вплив на продуктивність лісів і ресурси деревини Поліського краю. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2002. Вип. 103. С. 115–122.
274. Калинин К.К. Лесоводственная и экономическая оценка постепенных рубок в сосняках Марийской АССР: автореф. дисс. . канд. с.-х. наук. Йошкар-Ола, 1973. 24 с.
275. Калинин М.И. Корневые системы деревьев и продуктивность лесов. Львов: Высшая школа, 1975. 176 с.
276. Калинин М.И. Корневое развитие. Москва: Экология, 1991. 173 с.
277. Гончар М.Т., Максимович О.М. Взаємодія сосни та берези в зоні ризосфери. *Підвищення та їх ефективне використання*. Львів, «Каменярь», 1973. С. 26–41.
278. Гордієнко М.І., Шаблій І.В., Шлапак В.П. Сосна звичайна: її особливості, створення культур, продуктивність. Київ: Либідь, 1995. 225 с.
279. Гордієнко М.І., Маурер В.М., Ковалевський С.Б. Методичні вказівки до вивчення та дослідження лісових культур. Київ, 2000. 103 с.
280. Гордієнко М.І., Ковалевський С.Б. Догляд за ґрунтом в культурах сосни звичайної. Київ: Урожай, 1996. 260 с.
281. Гордієнко М.І. та ін. Культури сосни звичайної в Україні. Київ: ІАЕ УААН, 2002. 872 с.
282. Гордієнко М.І. та ін. Лісові культури рівнинної частини України. Київ: Урожай, 2007. 677 с.
283. Рибак В.О. Можливості регулювання морфогенезу соснових насаджень в свіжих суборах Полісся України. *Збірник наукових праць Інституту землеробства УААН*. 2002. Вип. 3. С. 68–72.
284. Яценко П.Т., Корусь М.М., Турич В.В. Оцінка впливу меліорації на зміну таксаційних показників соснових деревостанів Шацького національного природного парку. *Науковий вісник*. 2006. Вип. 16.1. С. 19–26.
285. Редько Г.И. Повышение продуктивности лесов Полесья УССР. Київ: Урожай, 1967. 124 с.

286. Dotterweich M. The history of human-induced soil erosion: Geomorphic legacies, early descriptions and research, and the development of soil conservation - a global synopsis. *Geomorphology*. 2013. №201. P. 1–34.
287. Duran Zuazo V., Aguilar R., Martínez R., Franco D. Impact of erosion in the taluses of subtropical orchard terraces. *Agr. Ecosyst. Environ.* 2005. №107. P. 199–210.
288. Duran Zuazo V. et al. Soil erosion and runoff prevention by plant covers in a mountainous area (SE Spain): *Implications for sustainable agriculture*. *Environmentalist*. 2006. №26 (4). P. 309–319.
289. Duran Zuazo V., Pleguezuelo C. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. 2008. №28 (1). P. 65–86.
290. Горшенин Н. Эрозия лесных почв. Москва: Лесная пром-ть, 1994. 128 с.
291. Shrestha D. Assessment of soil erosion in the Nepalese Himalaya: a case study in Likhu Khola Valley, Middle Mountain Region. *Land Husbandry*. 1997. №2 (1). P. 59–80.
292. Puigdefábregas J. The role of vegetation patterns in structuring runoff and sediment fluxes in drylands. *Earth Surface Processes and Landforms*. 2005. №30 (2). P. 133–147.
293. Rey F. Influence of vegetation distribution on sediment yield in forested marly gullies. *Catena*. 2003. №50 (2). P. 549–562.
294. Lee K., Isenhardt T., Schultz C., Mickelson S. Multispecies riparian buffers trap sediment and nutrients during rainfall simulations. *Journal of Environmental Quality*. 2000. №29 (4). P. 1200–1205.
295. Van Dijk P., Kwaad F., Klapwijk M. Retention of water and sediment by grass strips. *Hydrological Processes*. 1996. №10. P. 1069–1080.
296. Кульчицкий-Жигайло И.Е. Водоохранно-защитная роль леса в бассейнах рек Украинских Карпат и ведение хозяйства по водосборам: автореф. дис. ... канд. с.-х. наук: Лісознавство і лісівництво. Харьков: УкрНИИЛХА, 1989. 18 с.

297. Поляков А.Ф. Влияние главных рубок и их технологий на почвозащитные свойства буковых лесов Закарпатья: автореф. дис. ... д-ра с.-х. наук: лісознавство і лісівництво. Київ: УСХА, 1984. 36 с.
298. Солодкий В.Д. Екосистемний підхід у веденні лісового господарства Буковинських Карпат і Передкарпаття в аспекті збалансованого розвитку регіону: автореф. дис. ... канд. біол. наук: екологія. Чернівці, 2007. 20 с.
299. Солодкий В.Д., Головашкін В.А., Лавров В.В. Гармонізація цільових підходів до групування типів лісу і розвиток системи господарювання у гірських та передгірських водозборах Північної Буковини. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2004. Вип. 106. С. 40-49.
300. Солодкий В.Д., Лавров В.В. Екологічно збалансоване та інтегроване управління річковими басейнами й водними ресурсами Буковинських Карпат. *Екологія та ноосферологія*. 2009. Т. 20. № 1–2. С.151–155.
301. Солодкий В.Д. Ліси Буковини: Буковинські Карпати та Передкарпаття. Т. 1. Монографія. Чернівці: Зелена Буковина, 2012. 424 с.
302. Парпан В.І. Структура, динаміка, екологічні основи раціонального використання букових лісів Карпатського регіону України: автореф. дис.... доктора біол. наук: екологія. Дніпропетровськ, 1994. 42 с.
303. Чернявський М.В. та ін. Наближене до природи лісівництво в Українських Карпатах. Львів: ЛА Піраміда, 2006. 88 с.
304. Методичні рекомендації щодо впровадження норм сталого розвитку у Буковинських Карпатах і Передкарпатті / под ред. Фурдичко О.І.. Київ: ДІА, 2009. 51 с.
305. Пилипенко О.І. та ін. Системи захисту ґрунтів від ерозії. Київ: КОВПЦ «Златояр», 2004. 435 с.
306. Заславский М.Н. Эрозия почв. Москва: Мысль, 1979. 245 с.
307. Булигін С.Ю. Формування екологічно сталих агроландшафтів. Київ: Урожай, 2005. 300 с.
308. Захаров П.С. Эрозия почв и меры борьбы с ней. Москва: Колос, 1978. 176 с.

309. Bhandari K., Aryal J., Darnsawasd R. A geospatial approach to assessing soil erosion in a watershed by integrating socio-economic determinants and the RUSLE model. *Natural Hazards*. 2015. №75 (1). P. 321–342.
310. DeWitt T., Sih A., Wilson DS. Costs and limits of phenotypic plasticity. *Trends in Ecology and Evolution*. 1998. №13 (2). P. 77–81.
311. Egas M., Dieckmann U., Sabelis M. Evolution restricts the coexistence of specialists and generalists: the role of trade-off structure. *The american naturalist*. 2004. №163 (4). P. 518–531.
312. Mandych A. Water Erosion and Sediment Yield in Mountain Areas: Natural Preconditions. Hydrological Problems and Environmental Management in Highlands and Headwaters: Updating the Proceedings of the First and Second International Conferences on Headwater Control. Oxford: New Delhi, Calcutta, 1996. P. 27–34.
313. Donoso M. Water Interactions with Energy, Environment, Food and Agriculture - Volume II. Uruguay: Montevideo; 2009. 416 p.
314. Blinkova O. Analysis of synergies between the vegetation cover and the intensity of outwash in mountain conditions. *Ecology and noospherology*. 2015. Vol. 26, №. 1. P. 66–74.
315. Олийник В.С. Гидрологическая роль лесов Украинских Карпат: монография. Ивано-Франковск: НАИР, 2013. 232 с.
316. Олийник В.С., Белова Н.В. Эродированность земель в агроландшафтах Предкарпаття. *Геополитика и экогеодинамика регионов: науч. журнал*. 2014. Т. 10. Вып. 2. С. 361–364.
317. Schumm S. The Fluvial Systems. Hoboken: Wiley Interscience; 1977. 338 p.
318. Clémentine G. et al. Sampling strategies for the assessment of tree species diversity. *Journal of Vegetation Science*. 1998. №9 (2). P. 161–172.
319. Clark D, Read J. Edaphic variation and the mesoscale distribution of tree species in a neotropical rain forest. *Journal of Ecology*. 1998. №86 (1). P. 101–112.
320. Gale N. The relationship between canopy gaps and topography in a Western Ecuadorian rain forest. *Biotropica*. 2000. № 32 (4). P. 653–661.

321. Robert A. Simulation of the effect of topography and tree falls on stand dynamics and stand structure of tropical forests. *Ecological Modelling*. 2003. №167. P. 287–303.
322. Do TV. et al. Effects of micro-topographies on stand structure and tree species diversity in an old-growth evergreen broad-leaved forest, southwestern Japan. *Global Ecology and Conservation*. 2015. №4. P. 185–196.
323. Nagamatsu D., Hirabuki Y. Mochida Influence of micro-landforms on forest structure, tree death and recruitment in a Japanese temperate mixed forest. *Ecological Research*. 2003. №18(5). P. 533–547.
324. Miles D., Swanson FJ. Vegetation composition on recent landslides in the Cascade Mountains of western Oregon *Can. J. For. Res.* 1986. №16. P. 739–744.
325. Van der Sman A., Joosten N., Blom C. Flooding regimes and life-history characteristics of short-lived species in river forelands. *Journal of Ecology*. 1993. №81(1). P. 121–130.
326. Bellingham P., Kohyama T., Aiba S. The effects of a typhoon on Japanese warm temperate rainforests. *Ecological Research*. 1996. №11 (3). P. 229–247.
327. Shrestha R., Schmidt-Vogt D., Gnanavelrajah N. Relating plant diversity to biomass and soil erosion in a cultivated landscape of the eastern seaboard region of Thailand. *Applied Geography*. 2010. №30 (4). P. 606–617.
328. Олійник В.С. Водоохоронно-захисна роль гірських лісів українських карпат, її антропогенні зміни та шляхи оптимізації: автореф. дис. ... доктора с.-г. наук за спеціальністю: лісівництво. Львів, 2008. 40 с.
329. Seitz S. et al. Tree species and functional traits but not species richness affect interrill erosion processes in young subtropical forests. *SOIL*. 2016. №2. P. 49–61.
330. Eshghizadeh M. et al. Effect of natural land covers on runoff and soil loss at the hill-slope scale. *Global Journal of Environmental Science and Management*. 2015. №2 (2). P. 125–134.
331. Nadal-Romero E., Petrlic K., Verachtert E., Bochetand E., Poesen J. Effects of slope angle and aspect on plant cover and species richness in a humid

- Mediterranean badland. *Earth Surf Process Landforms*. 2014. №39 (13). P. 1705–1716.
332. García-Fayos P., Bochet E. Indication of antagonistic interaction between climate change and erosion on plant species richness and soil properties in semiarid Mediterranean ecosystems. *Global Change Biol.* 2009. №15 (2). P. 306–318.
 333. Novakova J, Krecek J. Impact of herbaceous vegetation on recovery of a harvested headwater catchment. *ERWH*. 2006. №63 (1). P. 77–86.
 334. Dickie J, Parsons A. Eco-geomorphological processes within grasslands, shrublands and badlands in the Semi-arid Karoo, South Africa. *Land Degrad Develop.* 2012. №23 (6). P. 534–547.
 335. Kilinc M, Karavin N, Kutbay H. Classification of some plant species according to Grime's strategies in *Quercus cerris* L. var. *cerris* woodland in Samsun, northern Turkey. *Turkish J Bot.* 2010. №34. P. 521–529.
 336. Craine J. Reconciling plant strategy theories of Grime and Tilman. *J Ecol.* 2005. №93 (6). P. 1041–1052.
 337. Smith H, Feber R, Morecroft M, Taylor M, Macdonald D. Short-term successional change does not predict long-term conservation value of managed arable field margins. *Biol Conserv.* 2010. №43 (3). P. 813–822.
 338. Hooper D. The role of complementarity and competition in ecosystem responses to variation in plant diversity. *Ecology*. 1998. №79 (2). P. 704–719.
 339. Weiher E, Vander-Werf A, Thompson K, Roderick M, Garnier E, Eriksson O. Challenging theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. *J Veget Sci.* 1999. №10(50). P. 609–620.
 340. Lavergne S, Garnier E, Debussche M. Do rock endemic and widespread plant species differ under the leaf-height-seed plant ecology strategy scheme? *Ecol Lett.* 2003. №6 (5). P. 398–404.
 341. Pimental D. Soil erosion: a food and environmental threat. *Environ Dev Sustain.* 2006. №8 (1). P. 119–137.

342. Breshears D., Barnes F. Interrelationships between plant functional types and soil moisture heterogeneity for semiarid landscapes within the grassland/forest continuum: a unified conceptual model. *Land Ecol.* 1999. №14. P. 465–478.
343. Hell J.G. The ecology of disused pit hespe in England. *Ecol.* 1957. №45. P. 3–15.
344. Limstrom G.A. Revegetation of Ohio's Strip-Mined Land. *The Ohio Journal of Science.* 1964. vol. 64, №. 2. P. 166–190.
345. Sawyer L.E. Mined area restoration in Indiana. *Soil and Water Conservation.* 1962. Т. 17, 2. P. 132–155.
346. Шалыт М.С. 1956. О естественном зарастании терриконов. *Ученые записки Таджикского университета.* 1956. №12. С. 62–70.
347. Тарчевский В.В. Закономерности формирования фитоценозов на промышленных отвалах: автореф. дисс. ... доктора биол. наук: ботаника. Томск, 1967. 36 с.
348. Тарчевский В.В., Чибрик Т.С. Естественная растительность отвалов при открытой добыче каменного угля в Кузбассе. *Растительность и промышленная среда.* Свердловск: УрГУ, 1970. С. 65–77.
349. Моторина Л.В., Ижевская Т.И. О связи растительности с грунтами при естественном зарастании отвалов открытых разработок в Подмосковном угольном бассейне. *Восстановление земель после промышленных разработок.* Москва: «Колос», 1967. С. 56–89.
350. Чибрик Т.С., Елькин Ю.А. Формирование фитоценозов на нарушенных промышленностью землях: биологическая рекультивация. Свердловск: Изд-во Урал. ун-та, 1991. 220 с.
351. Бровко Ф.М. Культурфитоценози дуба на відвальних ландшафтах Придніпровсь-кої височини. *Наукові доповіді НАУ.* 2008. №1 (9). С. 1–9.
352. Білонога В.М. Насінна продуктивність та вегетативне розмноження доміна-нтних видів регенераційних фітоценозів. *Укр. ботан. журн.* 1992. №49 (5). С. 35–39.
353. Жуков С.П. Антропогенные сукцессии отвалов угольных шахт Донбасса: автореф. дис. ... канд. біол. наук: ботаніка. Дніпропетровськ, 2000. 19 с.

354. Башуцька У.Б. Антропогенно-природні сукцесії рослинності девастрованих ландшафтів Червоноградського гірничопромислового району: автореф. дис..... наук. ступеня канд. с.-г. наук: лісівництво. Львів, 2004. 18 с.
355. Антіпова Ю.Л. Екологічні особливості спонтанної дендрофлори відвалу Малоко-хнівського гранкар'єру (Полтавська область). *Синантропізація рослинного покриву України: тези наукових доповідей*. Переяслав-Хмельницький. 2006. С. 5–6.
356. Некрасенко Л.А. Екологічний аналіз рослинного покриву міста Кременчука та його зеленої зони (відновлення культурфітоценозів, їх охорона, прогноз): дис. ... канд. біол. наук: ботаніка. Полтава, 2004. 337 с.
357. Лисогор Л.П., Красова О.О., Коршиков І.І. Дендрофлора модельних залізрудних відвалів Криворіжжя: структурний аналіз, здатність до колонізації техногенних екотопів. *Автохтонні та інтродуковані рослини*. 2017. Вип. 13. С. 36–44.
358. Ярков С.В. Флора та рослинність Криворіжжя як об'єкт дослідження. *Рідна школа*. 2000. №9. С. 48–51.
359. Попович В.В. Фітомеліорація згасаючих териконів Львівсько-Волинського вугільного басейну. Львів : вид-во ЛДУБЖД, 2014. 174 с.
360. Лавров В.В. та ін. Лісові насадження зеленої зони м. Біла Церква за впливу промислового добування граніту. *Агроекологічний журнал*. 2015. № 3. С. 25–32.
361. Cartagena Protocol on Biosafety to the Convention on Biological Diversity / reprinted in International Legal Materials. Montreal, 20 January 2000. P. 1027–1046.
362. Протопопова В.В., Мосякін С.Л., Шевера М.В. Фітоінвазії в Україні як загроза біорізноманіттю: сучасний стан і завдання на майбутнє. Київ: Інститут ботаніки НАН України, 2002. 32 с.
363. Протопопова В.В. та ін. Інвазійні рослини у флорі Північного Причорномор'я. Київ: Фітосоціоцентр, 2009. 56 с.

364. Протопопова В.В. Адвентивні рослини Лісостепу і Степу України. Київ: Наук. думка, 1973. 188 с.
365. Котов М.І. Адвентивні рослини УРСР. *Ботанічний журнал АН УРСР*. 1949. Т. 6. № 1. С. 74–78.
366. Kornas J.A. Geographical-historical classification of synantropic plants. *Mater. Zakl. Fitosoc. Stos. UW*. 1968. Vol. 25. P. 33–41.
367. Бурда Р.І. Резистентність природно-заповідного фонду до фітоінвазій. *Промышленная ботаника*. 2007. Вып. 7. С. 11–21.
368. Бурда Р.І. Роль еволюції в інвазіях судинних рослин. *Фактори експериментальної еволюції організмів*. 2015. Т. 16. С. 26–31.
369. Kowarik I. Biologische Invasionen: Neophyten und Neozoen in Mitteleuropa. Stuttgart: Hohenheim, 2003. 380 s.
370. Виноградова Ю.К., Майоров С.Р., Хорун Л.В. Черная книга флоры Средней России: Чужеродные виды растений в экосистемах ГЕОС. Москва, 2010. 502 с.
371. Двирна Т.С. Адвентивная фракция флоры Роменско-Полтавского геоботанического округа: анализ и конспект. *Фиторазнообразие Вост. Европы*. 2014. VIII, № 1. С. 4–19.
372. Абдулоєва О.С., Шевчик В.Л., Карпенко Н.І. Інвазійні чужинні види вищих рослин у рослинних угрупованнях Канівського природного заповідника. *Заповідна справа в Україні*. 2009. Т. 15, Вип. 2. С. 31–36.
373. Багрикова Н.А. Адвентивные виды растений на территориях природных заповедников Крыма. *Збірник наук. праць ДНБС*. 2013. Т. 135. С. 96–106.
374. Багрикова Н.А., Бондаренко З.Д. Чужеродные растения Ялтинского горно-лесного природного заповедника: состояние изученности вопроса и перспективы исследований. *Рос. журн. биол. инвазий*. 2015. № 4. С. 2–13.
375. Вихор Б.І. Екологічна оцінка впливу інвазійних видів рослин на фіторізноманіття Закарпаття: автореф. дис. ... канд. біол. наук: ботаніка. Київ, 2015. 20 с.

376. Зав'ялова Л.В. Фітоінвазії на території об'єктів природно-заповідного фонду України: завдання дослідження. *II Всеукраїнська наукова конференція «Синантропізація рослинного покриву України»*. Київ, Переяслав-Хмельницький, 2012. С. 39–40.
377. Звягінцева К.О. Географічна структура урбанofлори м. Харкова. *Український ботанічний журнал*. 2014. № 71, Вип. 5. С. 665–672.
378. Blackburn T.M. et al. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology, Evolution*. 2011. V. 26. P. 333–339.
379. Абрамова Л.М. Синантропная растительность и её отражение в синтаксономии. *Актуальные проблемы геоботаники. III Всероссийская школа-конференция. I часть*. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. С. 6–10.
380. Kopecky K., Hejny S. A new approach to the classification of antropogenic plant communities. *Vegetatio*. 1974. Vol. 29. N 1. P.17–20.
381. Kopecky K., Hejny S. Die Anwendung einer deduktiven Methode syntaxonomischer Klassifikation bei der Bearbeitung der straßenbegleitenden Pflanzengesellschaften Nordostböhmens. *Vegetatio*. 1978. Vol. 36. N 1. S. 43–51.
382. Mucina L. Classification of vegetation: Past, present and future. *J. Veget. Sci.* 1997. Vol. 8. N 6. P. 751–760.
383. Бурда Р.И., Голивец М.А., Петрович О.В. Чужеродные виды во флоре природно-заповедного фонда равнинной части Украины. *Российский журн. биол. инвазий*. 2014. № 4. С. 10–19.
384. Хомяк І.В. Вплив інвазій видів-трансформерів на динаміку рослинності перелогів українського полісся. *Біоресурси і природокористування*. 2018. Т. 10, №1-2. С. 29 –35.
385. Jorgensen S.E., Xu F.L., Costanza R. Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health, 2nd Ed. London CRC: Press, 2010. 56 p.
386. Müller F., Jørgensen, S.E. Ecological orientors: A path to environmental applications of ecosystem theories. New York: Publishers, 2000. 576 p.

387. Müller F. Indicating ecosystem and landscape organization. *Ecol. Indic.* 2005. V 5 (4). P. 280–294.
388. Kolb T.E., Wagner M.R., Covington W.W. Utilitarian and ecosystem perspectives. Concepts of forest health. *J. For.* 1994. Vol 92 (2). P. 10–15.
389. Percy K.E., Ferretti M. Air pollution and forest health: Towards new monitoring concepts. *Environ. Pollut.* 2004. Vol 130. P. 113–126.
390. Ulrich B. Stability, elasticity, and resilience of terrestrial ecosystems with respect to matter balance. Berlin: Springer, 1987. 435 p.
391. Беднова О.В. Структурное разнообразие лесных биогеоценозов как параметр экологического мониторинга охраняемых природных территорий. *Лесной вестник*. 2009. № 5. С. 182–190.
392. Евстигнеев О.И. Механизмы поддержания биологического разнообразия лесных биогеоценозов. Нижний Новгород, 2010. 48 с.
393. Clements F.E. Plant succession and indicators. New York: Hatner Press, 1973. 453 p.
394. Виноградов Б.В. Растительные индикаторы и их использование при изучении природных ресурсов. Москва: Высш. шк., 1964. 328 с.
395. Викторов С.В., Востокова Е.А. Основы индикационной геоботаники. Москва: Госгеолтехиздат, 1961. 87 с.
396. Раменский Л.Г. Введение в комплексное почвенно-ботаническое исследование земель. Москва: Сельхозгиз, 1938. 620 с.
397. Березин А.М., Вавилов Е.И., Григорьев А.А. Индикационная роль лесной растительности при дешифровании почв и четвертичных отложений. Ленинград, 1969. 123 с.
398. Вернадский В.И. Живое вещество. Москва: Наука, 1978. 358 с.
399. Докучаев В.В. Избранные сочинения / под ред. Соболев С.С. Москва: Сельхозгиз, 1954. 708 с.
400. Schubert A., Braun T. Relative indicators and relational charts for comparative-assessment of publication output and citation impact. *Scientometrics*. 1986. №9 (5–6). P. 281–291.

401. Schubert R. Bioindikation in terrestrischen Ökosystemen. Jena: Fischer Verlag, 1985. 345 p.
402. Brasell H.M., Unwin G.L., Stocker G.C. The quantity, temporal distribution and mineral-element content of litterfall in two forest types at two sites in tropical Australia. *Journal of Ecology*. 1980. №68. P.123–139.
403. Вайнерт Э. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем Москва: Мир, 1988. 348 с.
404. Goring H. Stress reaction of plants to unfavorable physical and chemical factors in environment. *Sov. Agric. Sci.* 1982. № 1. P. 16–18.
405. Schiewer U., Al-Saadi H. on the diel rhythm of phytodiversity in Shatt Al-Arab at Basrah. *Iraq. Arch. Biol.* 1982. № 93. P. 158 –172.
406. Lohs-Schardin M. Bioindication. *Arch. Devi Biol.* 1982. №191. P. 28–36.
407. Tesche M. Physiological Effects of Air Pollutants in Low Concentration on Trees. *15th International Meeting of Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. Centennial*, 1993. P. 76–86.
408. Gnauck A. Strukturelle und funktionelle Änderungen in ecosystemen. Berlin: Wittenberg, 1982. P. 335–337.
409. Опекунова М.Г. Биоиндикация загрязнений. Санкт-Петербург: Изд-во С-Пб ун-та, 2004. 299 с.
410. Spellenberg I.F. Ecological Effect of Roads. Land Reconstruction and Management. Vol. 2: Sci. Published, Enfield, 2002. 251 p.
411. Tucker G.R. Species Presence. Agri-Environmental Indicators for Sustainable Agriculture in Europe. Tilburg: ECNC, 2000. P. 103–113.
412. Rowell T.A. Ecological indicators for Nature conservation monitoring. Joint Nature conservation. JNCC, Peterborough, 1994. P. 137–140.
413. Müller F., Lenz R. Ecological indicators: Theoretical fundamentals of consistent applications in environmental management. *Ecol. Indic.* 2006. №6. P. 1–5.
414. Pearson D.L. Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B.* 1994. № 345. P. 75– 79.

415. Brown V.K. Insect herbivory and its effect on plant succession. Blackwell: Oxford, 1990. P. 275–288
416. Pielou E.C. Biodiversity versus old-style diversity: measuring biodiversity for conservation. *Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests* / in Boyle T.J.B, Boontawee B. eds. 1994. Bogor: Indonesia, CIFOR. P. 5–17.
417. Неверова О.А. Биоэкологическая оценка загрязнения атмосферного воздуха по состоянию древесных растений. Новосибирск: Наука, 2001. 119 с.
418. Николаевский В.С. Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методами фитоиндикации. Москва: МГУЛ, 1999. 193 с.
419. Меннинг У.Д., Федер У.А. Биомониторинг загрязнения атмосферы с помощью растений. Ленинград: Гидрометеиздат, 1985. 143 с.
420. Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. Москва: Наука, 1983. 196 с.
421. Landolt E. Okologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. *Veroff. Geobot. Inst. der Eidgen. Techn. Hochschule in Zurich*. 1977. Vol. 64. P. 1–208.
422. Ellenberg H. Zeigerwerte der Gefasspflanzen Mitteleuropas. *Scripta geobotanica*. 1979. Vol. 9. № 1. 122 p.
423. Рачковская М.М., Ким Л.О. Изменение активности некоторых оксидаз как показатель адаптации растений к условиям промышленного загрязнения Газоустойчивость растений. Новосибирск: Наука, 1980. С. 117–126.
424. Николаевский В.С. Биологические основы газоустойчивости растений. Новосибирск: Наука, 1979. 275 с.
425. Барахтенова Л.А. Влияние поллютантов на обмен веществ и состояние сосны обыкновенной в условиях техногенного загрязнения: автореф. дисс. д-ра биол. наук: экология. Новосибирск, 1993. 34 с.
426. Ярмишко В.Т. Проблемы биоиндикации и оценки жизненного состояния лесных экосистем в условиях аэротехногенного загрязнения. *Методология экологического нормирования*. Харьков, 1990. Ч. 2. С. 108 –109.

427. Сабиров Р.Н. Оценка техногенных эмиссий на лесные биогеоценозы дендро-хронологическим методом. *Экотоксикология и охрана природы*. Рига, 1988. С.151 –153.
428. Озолинчюс Р. Хвойные: морфогенез и мониторинг. Каунас: Изд-во АЭСТИ, 1996. 340 с.
429. Коваль І.М. Радіальний приріст як індикатор стійкості лісових екосистем на прикладі соснових лісів зеленої зони м. Харкова. *Науковий вісник Національного університету біоресурсів і природокористування України. Серія «Лісівництво та декоративне садівництво»*. 2010. Вип. 147. С. 223–232.
430. Смит У. Х. Лес и атмосфера. Москва: Прогресс, 1985. 429 с.
431. Кулагин Ю.З. Древесные растения и промышленная среда. Москва: Наука, 1974. 156 с.
432. Цаценкин И.А. Экологическая оценка кормовых угодий Карпат и Балкан по растительному покрову. Москва, 1970. 250 с.
433. Frank D., Klotz S. Biologish – ökologische Daten zur Flora ded DDR. Halle, 1988. 103 p.
434. Fekete G., Zólyomi B. Über die Vegetationszonen und pflanzengeographische Charakteristic des Bakony-Gebirges. *Annales Hist.-Nat. Musei Nat. Hung. Pars Bot.* 1996. №58. P. 197–205.
435. Федорчук В.Н. О связи производительности древостоев с оценками лесных сообществ по экологическим шкалам. *Бюлл. МОИП. Отд. биол.* 1987. Т. 92. Вып. 2. С. 80–87.
436. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. Київ: Наукова думка, 1994. 280 с.
437. Булохов А.Д. Экологическая оценка среды методами фитоиндикации. Брянск: Изд-во Брян. гос. пед. ун-та, 1996. 104 с.
438. Корженевский В.В. Индикация современных процессов рельефообразования на основе эколого-флористической классификации: дис... д-ра биол. наук: экология. Ялта, Никит. ботан. сад, 1993. 385 с.

439. Клюкин А.А., Корженевский В.В. Классификация воздействий экзогенных процессов на растительность и методы динамической фитоиндикации. *Ландшафтная индикация для рационального использования природных ресурсов*: тез. докл. Всес. науч. совещ. Москва: Изд-во МГУ, 1986. С. 144–145.
440. Шенников А.П. Экология растений. Москва: Советская наука, 1950. 245 с.
441. Чернов Ю.И., Ходашова К.С., Злотин Р.И. Наземная зоомасса и некоторые закономерности ее зонального распределения. *Журнал общей биологии*. 1967. Т. 28, № 2. С. 188–197.
442. Бурдин К.С. Основы биологического мониторинга. Москва: Изд-во МГУ, 1985. 158 с.
443. Ярмишко В.Т. Сосна обыкновенная и атмосферное загрязнение на Европейском Севере. Санкт-Петербург, 1997. 210 с.
444. Кулагин А.А., Шагиева Ю.А. Древесные растения и биологическая консервация промышленных загрязнителей. Москва: Наука, 2005. 190 с.
445. Уфимцева М.Д., Терехина Н.В. Фитоиндикация экологического состояния урбогеосистем. Санкт-Петербурга. СПб.: Наука, 2005. 339 с.
446. Горышина Т.К. Экология растений. Москва: Высшая школа, 1979. 368 с.
447. Культиасов И.М. Экология растений. Москва: изд-во Московского университета, 1982. 384 с.
448. Викторов С.В., Чикишев А.Г. Ландшафтная индикация. М.: Наука. 1985. 96 с.
449. Розенберг Г.С. Введение в теоретическую экологию. Т.1. Тольятти: Кассандра, 2013. 565 с.
450. Рудаков В.Е. Метод изучения влияния колебаний климата на толщину годовичных колец деревьев. Докл. АН АрмССР, 1951. Т. 13. С. 75–79.
451. Колчин Б.А., Черных Н.Б. Дендрохронология Восточной Европы. Москва: Наука, 1977. 128 с.
452. Комин Г.Е. Применение дендрохронологических методов в экологическом мониторинге лесов. *Лесоведение*. 1990. №2. С. 3–11.

453. Ловелиус Н.В. Изменчивость прироста деревьев. Дендроиндикация природных процессов и антропогенных воздействий. Ленинград: Наука, 1979. 232 с.
454. Kauppi P. E. et al. Effects of land management on large trees and carbon stocks and Zavala, M.A. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature*. 2014. №507. P. 90–93.
455. Пугачевский А.В. Изменчивость радиального прироста ели Центрально-лесном государственном природном заповеднике. Минск: Навука и техшка, 1992. 204 с.
456. Цветков В.Ф., Цветков И.В. Лес в условиях аэротехногенного загрязнения. Архангельск, 2003. 354 с.
457. Битвинскас Т.Т. Дендроклиматические исследования. Ленинград: Гидрометеиздат, 1974. 170 с.
458. Матвеев С.М. Биоиндикация антропогенных изменений в сосновых насаждениях: дис. ... канд. с.-х. наук: экология. Воронеж, 1994. 227 с.
459. Матвеев С.М. Дендроиндикация динамики состояния сосновых насаждений Центральной лесостепи: монография. Воронеж: ВГУ, 2003. 272 с.
460. Ворон В.П., Коваль І.М. Динаміка радіального приросту сосни як критерій реакції лісових екосистем Волинського Полісся на дію кліматичних та антропогенних факторів. *Науковий вісник НАУ: зб. наук. праць*. 1999. Вип. 17. С. 126–132.
461. Панюшкина И.П., Арбатская М.К. Дендрохронологический подход в исследовании горимости лесов Євенкии. *Сибирский экологический журнал*. 1999. №2. С. 167–173.
462. Ваганов Е.А., Арбатская М.К. История климата и частота пожаров в центральной части Красноярского края. *Сибирский экологический журнал*. 1996. №3 (1). С. 918.
463. Бондарцева М.А., Свищ Л.Г. Изменение видового состава трутовых грибов в условиях антропогенного воздействия. *Проблемы лесопатологического*

476. Gilbertson R.L., Ryvarden L. North American polypores. Vol.2. *Megasporoporia – Wrightoporia*. Oslo: Fungiflora, 1987. P.°437–885.
477. Jülich W., Stalpers J.A. The resupinate nonporoid Aphylllophorales of the temperate Northern Hemisphere. Amsterdam: North-Holland Publishing Company, 1980. 335 p.
478. Ryvarden L., Gilbertson R.L. European polypores. Part 1. *Abortiporus – Lindtneria*. Oslo: Fungiflora, 1993. P. 1–387.
479. Ryvarden L., Gilbertson R.L. European polypores. Part 2. *Meripilus – Tyromyces*. Oslo: Fungiflora, 1994. P. 388–743.
480. Yurchenko E.O. The genus *Peniophora* (Basidiomycota) of Eastern Europe. Morphology, taxonomy, ecology, distribution. Minsk: Belorusskaya nauka, 2010. 338 p.
481. Стороженко В.Г. и др. Научные основы устойчивости лесов к дереворазрушающим грибам. Москва: Наука, 1992. 221 с.
482. Küffer N. and other. Wood-inhabiting aphylllophoroid basidiomycetes in Central European forests with different management intensities. *Canadian Journal of Forest Research*. 2008. Vol.°20. P.°73–85.
483. Küffer N. and other. Ecological determinants of fungal diversity on dead wood in European forests. *Fungal Diversity*. 2008. Vol. 30. P. 83–95.
484. Schmidt O. Wood and Tree Fungi. Biology, Damage, Protection, and Use. Heidelberg: Springer, 2006. 336 p.
485. Бухарина И. Л. Биоэкологические особенности древесных растений и обоснование их использования в целях экологической оптимизации урбаносреды: автореф. дис. ...д-ра биол. наук: экология. Тольятти, 2009. 37 с.
486. Илькун Г.М. Загрязнители атмосферы и растения. Киев: Наукова думка, 1978. 246 с.
487. Ячевский А. А. Основы микологии. Москва: Сельхозизд, 1933. 1038 с.
488. Ванин С.И. Лесная фитопатология. Москва: Государственное лесотехническое из-во, 1948. 416 с.

489. Holec J. Interesting macrofungi from the Eastern Carpathians, Ukraine and their value as bioindicators of primeval and near-natural forests. *Mycologia Balcanica*. 2008. Vol. 5. P. 55–67.
490. Kotiranta H., Niemelä T. Uhanalaiset Kaavat Suomessa. Helsinki, 1996. 184 p.
491. Бондарцева М. А. Эколого-биологические особенности функционирования ксилотрофных базидиомицетов в лесных экосистемах. *Грибные сообщества лесных экосистем: матер. координац. исследований*. Москва–Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2000. С. 9–25.
492. Сафонов М.А., Маленкова А.С. Дереворазрушающие грибы искусственных хвойных насаждений в Южном Приуралье. *Вестник Оренбургского гос. университета*, 2011. № 12, 131. С. 140–142.
493. Рипачек В. Биология дереворазрушающих грибов. Москва: Лесн. пром-сть, 1967. 276 с.
494. Степанова Н.Т., Мухин В.А. Основы экологии дереворазрушающих грибов. Москва: Наука, 1979. 100 с.
495. Стороженко В.Г. Стратегии и функции грибных сообществ лесных экосистем. *Грибные сообщества лесных экосистем*. Москва–Петрозаводск, 2000. С. 37–42.
496. Стороженко В.Г. Устойчивые лесные сообщества. Теория и эксперимент. Тула: Гриф и К, 2007. 192 с.
497. Бондарцева М. А. Адаптация к субстрату как один из факторов эволюции афиллофороидных грибов. *Грибные сообщества лесных экосистем: матер. координац. исследований*. Т. 2. Москва–Петрозаводск, 2004. С. 9–21.
498. Мухин В.А. Биота ксилотрофных базидиомицетов Западно-Сибирской равнины. Екатеринбург: Наука, 1993. 232 с.
499. Мухин В.А., Веселкин Д.В., Брындина Е.В. Основные закономерности современного этапа эволюции микобиоты лесных экосистем. *Грибные сообщества лесных экосистем: материалы корд. исслед.* Москва–Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2000. С. 26–36.

500. Яворский Л.А. Материалы к флоре гименомицетов окрестностей г. Киева. *Матер. по Микол. и Фитопатол.* 1915. № 1-2. С. 10–34.
501. Гіжицька З.К. Гриби, що було зібрано восени 1925 та весни і літа 1926^{ор} в Київ. Ботсаду. *Вісник Київ. Ботсаду.* 1926. Вип.°4. С.74–76.
502. Гіжицька З.К. Матеріали до мікофлори України. *Вісник Київ. Ботсаду.* 1929. Вип.°9. С. 92–101.
503. Гіжицька З.К. Матеріали до мікофлори України. *Вісник Київ. Ботсаду.* 1929. Вип.°10. С. 4–41.
504. Сміцька М.Ф. Грибні хвороби деревних та чагарникових порід букових лісів Закарпатської області. *Ботан. журн. АН УРСР.* 1955. Вип.12, №4. С. 87–92.
505. Соломахина В. М., Пруденко М.Н. Грибы (Mycobiota) Каневского заповедника. *Праці Канівського заповідника.* Канів, 1998. С. 6–107.
506. Усіченко А. С. Афілофороїдні гриби Харківського лісостепу: автореф. дис. ...канд. біол. наук: мікологія. Харків, 2010. 21 с.
507. Зерова М. Я. Матеріали до вивчення мікофлори та грибних хвороб Київських міських зелених насаджень. *Ботан. журн. АН УРСР.* 1948. Вип. 5, № 2. С. 100–114.
508. Зерова М.Я. Грибні хвороби видів клена на Правобережжі Української РСР. *Ботан. журн. АН УРСР.* 1952. Вип. 9, № 1. С. 100–114.
509. Зерова М.Я. *Polyporus rhizophilus* (Pat.) Sacc. і *Pleurotus eryngii* Fr. ex D.C. var. *ferulae* Lanzi – цікаві нові для Української РСР види грибів, виявлені в цілих степах. *Укр. ботан. журн.* 1953. Вип.14, № 2. С. 69–71.
510. Лавітська З.Г. Мікологічна флора широколистяних лісів Київського лісостепу: автореф. дис. ...канд. біол. наук: мікологія. Київ, 1947. 19 с.
511. Исаева Е.В. Микофлора Среднего Приднестровья и ее значение в народном хозяйстве: автореф. дисс. ...канд. биол. наук: микология. Киев, 1951. 24 с.
512. Морочковський С.Ф. Грибні хвороби лісових порід південного сходу України. *Ботан. журн. АН УРСР.* 1951. Вип. 8, № 2. С. 47–51.

513. Морочковський С.Ф. Мікофлора полезахисних лісонасаджень лівобережного степу та лісостепу Української РСР. *Ботан. журн. АН УРСР*. 1953. Вип.10, № 4. С. 100–114.
514. Харкевич Г.С. Мікофлора деревних і чагарникових порід Сталінської області. *Укр. ботан. журн*, 1959. Вип. 16, № 3. С. 72–81.
515. Солдатов И.М. Афиллофоральные грибы степной зоны Украинской ССР. автореф. дисс. ...канд. биол. наук: микология. Киев, 1976. 25 с.
516. Исигов В.П., Конопля Н.И. Дендромикология. Луганск: Альма-матер, 2005. 353 с.
517. Мордкович В.Г. Зоологическая диагностика почв лесостепной и степной зон Сибири. Новосибирск: Наука. 1977. 156 с.
518. Blinkova O., Shupova T. Bird communities and vegetation composition in natural and semi-natural forests of megalopolis: correlations and comparisons of diversity indices (Kyiv city, Ukraine). 2018. *Ekológia (Bratislava)*. №37 (3). P. 259–288.
519. Blinkova O., Shupova T., Raichuk L. Syn-ecological connections and comparison of α -diversity indices of plant and bird communities on cultivated coenoses. *Journal of Landscape Ecology*. 2020. Vol 13. No. 2. P. 62–78.
520. Gabbe A, Robinson S., Brawn J. Tree-species preferences of foraging insectivorous birds: implications for floodplain forest restoration. *Conserv Biology*. 2002. №16 (2). P. 462–470.
521. Rodewald A., Abrams M. Floristics and avian community structure: implications for regional changes in eastern forest composition. *J. Forest Sci.* 2002. №48. P. 267–272.
522. Salek M., Svobodova J., Zasadil P. Edge effect of low-traffic forest roads on bird communities in secondary production forests in central Europe. *Lands Ecol.* 2010. № 25 (7). P. 1113–1124.
523. Heyman E. Clearance of understory in urban woodlands: assessing impact on bird abundance and diversity. *Forest Ecol Manag.* 2010. №260 (1). P. 125–131.
524. Шупова Т. Трансформація різнообразия авифауны при впливанні рекреаційної навантаження. *Biosyst Divers.* 2017. №25 (1). С. 45–51.

525. Pereira P. et al. Time to rethink the management intensity in a Mediterranean oak woodland: the response of insectivorous birds and leaf-chewing defoliators as key groups in the forest ecosystem. *Ann For Sci.* 2014. №71 (1). P. 25–32.
526. Bergner A. et al. Influences of forest type and habitat structure on bird assemblages of oak (*Quercus* spp.) and pine (*Pinus* spp.) stands in southwestern Turkey. *Forest Ecol Manag.* 2015. №336 (15). P. 137–147.
527. Martin J-L., Joron M. Nest predation in forest birds: influence of predator type and predator's habitat quality. *Oikos.* 2003. №102. P. 641–653.
528. Bockerhoff E. et al. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biol Conserv.* 2008. №17 (5). P. 925–951.
529. Быков Е. Рекреационная трансформация лиственных лесов и видовой структуры несущихся птиц. *Известия Пенз. госуд. пед. ун-та им. В.Г. Берлинского.* 2011. №25. С. 170–175.
530. Graham C. et al. Factors affecting the bird diversity of planted and semi-natural oak forests in Ireland. *Bird Study.* 2014. №61. P. 309–320.
531. Чаплыгина А.Б., Шупова Т.В., Надточий А.С. Орнитофауна национального природного парка «Гомольшанские леса». *Вісник Дніпропетровського ун-ту. Біол. Екол.* 2016. №24, Вип. 1. С. 124–133.
532. Чаплыгина А.Б., Шупова Т.В., Орнитофауна заказника общегосударственного значения «Лучковский». *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія: біологія.* 2016. Вип. 26. С. 148–156.
533. Angelstam P., Mikusinski G. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest – a review. *Ann Zool Fenn.* 1994. №31 (1). P. 157–172.
534. Carlson A., Sandstrom U., Olsson K. Availability and use of natural tree holes by cavity nesting birds in a Swedish deciduous forest. *Ardea.* 1998. №86 (1). P. 109–119.
535. Mikusinski G., Gromadzki M., Chylarecki P. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conserv Biol.* 2001. №5 (1). P. 208–217.

536. Virkkala R. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Ann Zool Fenn.* 2006. №43 (2). P. 82–85.
537. Robles H., Ciudad C., Matthysen E. Tree-cavity occurrence, cavity occupation and reproductive performance of secondary cavity-nesting birds in oak forests: The role of traditional management practices. *Forest Ecol Manag.* 2011. V 261 (8). P. 1428–1435.
538. Robles H., Ciudad C., Matthysen E. Responses to experimental reduction and increase of cavities by a secondary cavity-nesting bird community in cavity-rich Pyrenean oak forests. *Forest Ecol Manag.* 2012. Vol. 277. P. 46–53.
539. Easton W., Martin A. Effects of thinning and herbicide treatments on nest-site selection by songbirds in young, managed forests. *Auk.* 2002. V 119. P. 685–694.
540. Wen W. et al. Relationships between bird communities and vegetation structure in Honghua'erji, northern inner Mongolia. *J Forest Res.* 2002. V13 (4). P. 294–298.
541. Sekercioglu C. Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biol Conserv.* 2002. Vol 107 (1). P. 229–240.
542. Sekercioglu C. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol Evol.* 2006. Vol 21 (8). P. 464–471.
543. Thiollay J. Disturbance, selective logging and bird diversity: anetropical forest study. *Biodivers Conserv.* 1997. №6. P. 1155–1173.
544. Dranzoa C. The avifauna 23 years after logging in Kibale National Park, Uganda. *Biodivers Conserv.* 1998. №7. P. 777–797.
545. James F., Wamer N. Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology.* 1982. №63. P. 159–171.
546. Hinsley S. et al. Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *J Avian Biol.* 1995. №26. P. 94–104.
547. Katsimanis N. et al. Breeding bird assemblages of eastern Mediterranean shrublands: composition, organisation and patterns of diversity. *J Ornithol.* 2006. №147 (3). P. 419–427.

548. Maya-Elizarraras E., Schondube J. Birds, charcoal and cattle: Bird community responses to human activities in an oak forest landscape shaped by charcoal extraction. *Forest Ecology and Management*. 2015. Vol 335. P. 112–118.
549. Felton P.O. and oth. The biodiversity contribution of wood plantations: Contrasting the bird communities of Sweden's protected and production oak forests. *Forest Ecology and Management*. 2016. №365. P. 51–60.
550. Pereira P. et al. Time to rethink the management intensity in a Mediterranean oak woodland: the response of insectivorous birds and leaf-chewing defoliators as key groups in the forest ecosystem. *Ann For Sci*. 2014. №71 (1). P. 25–32.
551. Shirihai H., Gargallo G., Helbig A. Surviving urbanisation: maintaining bird species diversity in urban Melbourne. Sylvia Warblers. In: Identification, Taxonomy and Phylogeny of the Genus Sylvia. Christopher Helm. London: Black, 2009. *Victorian naturalist*. 2001. №126(3). P. 73–78.
552. Rodewald A., Abrams M. Floristics and avian community structure: implications for regional changes in eastern forest composition. *Journal of Forest Science*. 2002. №48. P. 267–272.
553. Tews J., Brose U., Grimm V. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*. 2004. №31 (1). P. 79–92.
554. Giltena A., Saura S., Brotons L. Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: implications for forest ecosystem management. *Forest Ecology and Management*. 2007. № 242 (3–4). P. 470–476.
555. Moreno-Rueda G., Pizzaro M. Relative influence of habitat heterogeneity, climate, human disturbance, and spatial structure on vertebrate species richness in Spain. *Ecol. Res*. 2009. №24 (2). P. 335–344.
556. Domokos E., Domokos J. Bird communities of different woody vegetation types from the Niraj Valley, Romania. *Turkish Journal of Zoology*. 2016. V 40. P. 734–742.

557. Fischer J., Lindenmayer D.B., Blomberg S.P., Functional richness and relative resilience of bird communities in regions with different land use intensities. *Ecosystems*. 2007. № 10 (6). P. 964–974.
558. Gardner T. et al. The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*. 2008. Vol. 11 (2). P. 139–150.
559. Whelan C., Wenny D., Marquis R. Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 2008. №1134 (1). P. 25–60.
560. Tomiałojc L. Changes in the avifauna in two parks in Legnica after 40 years. [Zmiany awifauny legowej w dwóch parkach Legnicy po 40 latach]. *Notatki Ornitologiczne*. 2007. №4. P. 232–245.
561. Grimm N.B., Faeth S.H., Golubiewski N.E. Global change and the ecology of cities. *Science*. 2008. Vol 319 (5864). P. 756–760.
562. Moller A.P. Urbanized birds have superior establishment success in novel environments. *Oecologia*. 2015. №178 (3). P. 943–950.
563. Reier U., Tuvi E., Partel M. Threatened herbaceous species dependent on moderate forest disturbances: A neglected target for ecosystem-based silviculture. *Scandinavian Journal of Forest Research*. 2005. V 20 (6). P. 145–152.
564. Aerts R., Honnay O. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. *BMC Ecology*. 2011. № 11. P. 29.
565. Davies. Z., Edmondson J., Heinemeyer A. Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *Journal of Applied Ecology*. 2011. Volume 48. P. 1125–1134.
566. Nagaike T. Review of plant species diversity in managed forests in Japan. ISRN Forestry. 2012. 7 p.
567. McKinney M. Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*. 2002. №52 (10). P. 883–890.

568. Livesley S., McPherson E., Calfapietra C. The Urban forest and ecosystem services: impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of Environmental Quality*. 2016. №45. P. 119–124.
569. Golay M., Thompson J., Kolka R. Carbon, nitrogen and phosphorus storage across a growing season by the herbaceous layer in urban and preserved temperate hardwood forests. *Applied Vegetation Science*. 2016. 19. P. 689–699.
570. Ehrenfeld J., Kourtev, P., Huang, W. Changes in soil functions following invasions of exotic understory plants in deciduous forests. *Ecological Applications*. 2001. №11 (5). P. 1287–1300.
571. Godefroid S., Koedam N. Identifying indicator plant species of habitat quality and invasibility as a guide for peri-urban forest management. *Biodiversity and Conservation*. 2003. №12 (8). P. 1699–1713.
572. Cooper A., McCann T., Ballard E. The effects of livestock grazing and recreation on irish machair grassland vegetation. *Plant Ecology*. 2005. Vol 181 (2). P. 255–267.
573. Celesti-Grapow L., Pysek P., Jarosik V. Determinants of native and alien species richness in the urban flora of Rome. *Diversity and Distribution*. 2006. Vol 12 (5). P. 490–501.
574. Campione M., Nagel L., Webster C. Herbaceous-layer community dynamics along a harvest-intensity gradient after 50 years of consistent management. *Open Journal of Forestry*. 2012. №2 (3). P. 97–109.
575. Farmer S., Ward J., Horton J. Southern Appalachian urban forest response to three invasive plant removal treatments. *Management of Biological Invasions*. 2016. Vol 7 (4). P. 329–342.
576. Ladd B. Nitrogen pollution and the meltdown of urban ecosystems. *Land*. 2016. 5 (23). P. 1–15.
577. Vidra R., Shear T., Stucky J. Effects of vegetation removal on native understory recovery in an exotic-rich urban forest. *Journal of the Torrey Botanical Society*. 2007. №134. P. 410–419.

578. Dolan R., Moore M., Stephens J. Documenting effects of urbanization on flora using herbarium records. *Journal of Ecology*. 2011. №99. P. 1055–1062.
579. Brady L., Hallet R., Sonti N. and oth. Long-term outcomes of forest restoration in an urban park. *Restoration Ecology*. 2016. №24 (1). P. 109–118.
580. Gonrad H., Romane F. Long-term evolution of understorey plant species composition after logging in chestnut coppice stands. *Annals of Forest Science*. 2005. V 62. P. 333–342.
581. Миркин Б.М., Наумова Л.Г. Современное состояние основных концепций науки о растительности. Уфа: Гилем, 2012. 488 с.
582. Antos J., Zobel D. Ecological implication of belowground morphology of nine coniferous forest herbs. *Botanical Gazette*. 1984. №145 (4). P. 508–517.
583. Williams N.S. et al. Plant traits and local extinctions in natural grasslands along an urban–rural gradient. *Journal of Ecology*. 2005. V 93. P. 1203–1213.
584. Roovers P., Verheyen K., Hermy M. et al. Experimental trampling and vegetation recovery in some forest and heathland communities. *Applied Vegetation Science*. 2004. №7. P. 111–118.
585. Roovers P., Bossuyt, B., Gulinck, H. Vegetation recovery on closed paths in temperate deciduous forests. *Journal of Environmental Management*. 2005. Vol 74. P. 273–281.
586. Murat D., Ender M., Gungor B. Plant species recovery on a compacted skid road. *Sensors*. 2008. №8. P. 3123–3133.
587. Горчаковский П.Л. Антропогенные изменения растительности. *Экология*. 1984. №5. С. 3–16.
588. Жукова Л.А. Экологические шкалы и методы анализа экологического разнообразия растений. Йошкар-Ола, 2010. 368 с.
589. Grime J.P. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*. 1974. № 250. P. 26–31.
590. Prevosto B. et al. Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats. *Folia Geobotanica*. 2011. Vol 46. P. 303–325.

591. Huseinova R. et al. The comparison of Grime's strategies of plant taxa in Hacı Osman Forest and Bafra Fish Lakes in the central Black Sea region of Turkey. *Turkish Journal of Botany*. 2013. V 37. P. 725–734.
592. Karel M. Diversity of ecological groups of species in cultural forests of South Bohemia. *Ekologia (Bratislava)*. 1993. №12 (3). P. 299–316.
593. Gibson D. et al. Eighteen years of herbaceous layer recovery of a recreation area in a mesic forest. *Journal of the Torrey Botanical Society*. 2000. Vol 127 (3). P. 230–239.
594. Beckline M., Yujun S. Assessing the effectiveness of urban nature reserves on biodiversity conservation. *Applied Ecology and Environmental Sciences*. 2014. №2 (6). P. 130–134.
595. Комарова Т.А. Изменение синузальной структуры кустарничково-травяного яруса в ходе после пожарных сукцессий. *Бот. журн.* 1993. Т. 78. № 6. С. 86–95.
596. Абаимов А.П., Прокушин С.Г., Зырянова О.А. Эколого-фитоценотическая оценка воздействия пожаров на леса криолитозоны Средней Сибири. *Сиб. экол. ж.* 1996. № 1. С. 51–60.
597. Блінкова О.І. Екосистемно-ландшафтні особливості розбудови екомережі на Південному березі Криму: автореф. дис. ...канд. та біол. наук: екологія. Київ: ІАЕ УААН, 2010. 21 с.
598. Ибрагимов А.К., Широков А.И. Кризис экосистемы / *Наземные и водные экосистемы*. Н. Новгород, 1997. С. 4–13.
599. Sukopp H. Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation. *Vegetatio*. 1969. №17. P. 360–371.
600. Jalas J. Hemerokorit ja hemerobit. *Luonnon Tutkija*. 1953. Vol. 57. P. 12–16.
601. Müller F., Hoffmann-kroll R., Wiggering R. Indicating ecosystem integrity – theoretical concepts and environmental requirements. *Ecol. Modelling*. 2000. V 130. P. 13–23.
602. Анучин Н.П. Лесная таксация. 5-е изд., доп. Москва: Лесная промышленность, 1982. 552 с.

603. Воробьев Д.В. Методика лесотипологических исследований. Киев: Урожай, 1967. 388 с.
604. Санітарні правила у лісах України / Постанова Кабінету Міністрів України № 555 від 27 липня 1995 р. Київ, 1995. 20 с.
605. Кузьмичев В.В., Миндеева Т.Н., Черкашин В.В. Оценка взаимодействия деревьев в лесных фитоценозах. *Известия Сибирского отделения АН СССР*. 1989. Вып. 3. С. 133–139.
606. Касаткин А.С. Влияние конкурентных отношений на точность оценки фитомассы и годичного прироста деревьев в сосняках: автореферат дис. ... канд. с.-х. наук: лесоведение, лесоводство. Екатеринбург: УГЛТУ, 2009. 23 с.
607. Исаев А.С., Овчинникова Т.М., Суховольский В.Г. Распределение фитомассы деревьев и насаждений по фракциям: модель конкуренции. *Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем*. 2007. Т. 21. С. 232–250.
608. Горшенин Н.М., Швиденко А.И. Лесоводство. Львів: Вища шк., 1977. 301 с.
609. Нестеров В.Г. Вопросы современного лесоводства. Москва: Сельхозгид, 1961. 338 с.
610. Пятницкий С.С. Методика исследований естественного семенного возобновления в лесах левобережной Лесостепи Украины. Харьков, 1959. 26 с.
611. Нешатаев Ю.Н. Методы анализа геоботанических материалов. Ленинград, 1987. 192 с.
612. Червона книга України. Рослинний світ / за ред. Я. П. Дідуха. Київ: Глобалконсалтинг, 2009. 900 с.
613. Зелена книга України / за ред. Я.П. Дідуха. Київ: Альтерпрес, 2009. 448 с.
614. Доброчаева Д.Н. и др. Определитель высших растений Украины. Киев: Наук. думка, 1987. 548 с.
615. Тахтаджян А.Л. Система магнолиофитов. Ленинград: Наука, 1987. 440 с.
616. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine. A nomenclatural checklist. Kiev: M.G. Kholodny Institute of Botany, 1999. 345 p.

617. Raunkiaer C. The Life Forms of Plants and Statistical Geography. Claredon: Oxford, 1934. 632 p.
618. Серебряков И.Г. Экологическая морфология растений. Москва: Высш. шк., 1962. 378 с.
619. Бельгард А.Л. Степное лесоведение. Москва: Лесн. пром-ть, 1971. 336 с.
620. Тарасов В.В. Флора Дніпропетровської та Запорізької областей. Судинні рослини. Біолого-екологічна характеристика видів. Д: Вид-во ДНУ, 2005. 276 с.
621. Екофлора України. Т.1. / за ред. Дідуха Я.П. Київ: Фітосоціоцентр, 2000. 284 с.
622. Екофлора України. Т.2. / за ред. Дідуха Я.П. Київ: Фітосоціоцентр, 2002. 496 с.
623. Екофлора України. Т.4. / за ред. Дідуха Я.П. Київ: Фітосоціоцентр, 2004. 480 с.
624. Екофлора України. Т.5. / за ред. Дідуха Я.П. Київ: Фітосоціоцентр, 2007. 584 с.
625. Grime J.P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* 1977. V. 111. P. 1169–1194.
626. Лакин Г.Ф. Биометрия. Учебное пособие для биол. спец. вузов, 4-е изд., перераб. и доп. Москва: Высшая школа, 1990. 352 с.
627. Злобин Ю.А. Популяции редких видов растений: теоретические основы и методики изучения. Сумы: Универ. книга, 2013. 439 с.
628. Злобин Ю.А. Теория и практика оценки виталитетного состава ценопопуляций растений. Ботанический журнал. 1989. Т. 74, № 6. С. 769–781.
629. Поляков А.Ф., Плугатар Ю.В. Лесные формации Крыма и их экологическая роль. Харьков: Новое слово, 2009. 405 с.
630. Цветков П.А. О высоте нагара в лиственничниках Эвенкии. *Лесоведение*. 1994. №4. С. 90–93.

631. Агапонов Н.Н. Приемы увеличения корнеобитаемого слоя в местах посадки растений на склонах. *Лесное хозяйство*. 1991. № 10. С. 33–36.
632. Клюкин А., Толстых Е.. Исследование скорости оголения горных склонов. *Геоморфология*. 1977. № 2 (5). С. 62–69.
633. van der Knijft J.M., Jones J.A., Montanarella L. Soil erosion risk assessment in Europe. Report No.: EUR 19044 EN. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2000. 34 p.
634. Барановський В.А. Україна. Еколого-географічний атлас. Атлас-монографія. Київ: Варта, 2000. 42 с.
635. Якість ґрунту. Визначення потенційної загрози ерозії під впливом дощів: ДСТУ 7904:2015. Київ: ДП УкрНДНЦ, 2016. 12 с.
636. Заславский М.Н. Эрозиоведение. Москва: Высш. шк., 1983. 318 с.
637. Eriksson J. Studies in the Heterobasidiomycetes and Homobasidiomycetes-Aphyllorphorales of Muddus National Park in North Sweden. 1958. 172 p.
638. Järvinen O., Väisänen R.A. Estimating relative densities of breeding birds by the line transect method. *Oikos*. 1975. №26 (3). P 316–322.
639. Новиков Г. Полевые исследования экологии наземных позвоночных животных. Москва: Советская наука, 1953. 502 с.
640. Завьялов Е.В. и др. Птицы севера Нижнего Поволжья: в 5 кн. Кн. I. История изучения, общая характеристика и состав орнитофауны. Саратов: Изд-во Саратов. ун-та, 2005. 296 с.
641. Брагин Е.А., Брагина Т.М. Географический обзор орнитофауны заповедника «Басеги» и его окрестностей. *Известия Омского ун-та*. 2014. №2. С. 98–101.
642. Muntaner J., Ferrer X., Martı́nez-Vilalta A. Atles dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra. Barcelona: Ketres Editora, 1983. 202 s.
643. Snow D., Perrins C. The Birds of the Western Palearctic, vol. 2: Passerines, Concise Edition. Oxford: Oxford University Press, 1998. 35 p.
644. Shirihai H., Gargallo G., Helbig A. Sylvia Warblers. In: Identification, Taxonomy and Phylogeny of the Genus Sylvia. Christopher Helm. London: Black, 2001. 77 p.

645. Атемасова Т.А. Структура сообществ гнездящихся птиц зеленой зоны г. Харькова (Украина). *Научные ведомости БелГУ. Естественные науки*. 2015. № 3 (200). Вып.30. С.74–81.
646. Клауснитцер Б. Экология городской фауны. Москва: Мир, 1990. 248 с.
647. Erdelen M. Bird communities and vegetation structure: Correlations and comparisons of simple and diversity indices. *Oecologia*. 1984. №61. P. 277–284.
648. Blondel J., Curvillier R. Une methode simple et rapide pour decrier les habitats d'oiseaux: le stratiscope. *Oikos*. 1977. №29. P. 326–331.
649. Мэгарран Э. Экологическое разнообразие и его измерение. Москва: Мир, 1992. 181 с.
650. Песенко Ю.А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. Москва: Наука, 1982. 287 с.
651. Маринич О.М. Географічна енциклопедія України: в 3-х т. Київ: Українська радянська енциклопедія, 1989. Т.1. 416 с.; 1990. Т.2. 480 с.; 1993. Т.3. 480 с.
652. Ліпінський В.М., Дячук В.А., Бабіченко В.М. Клімат України. Київ: Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, 2003. 344 с.
653. Кузин П.С. Классификация рек и гидрологическое районирование СССР. Ленинград, 1960. 456 с.
654. Будкіна Л.Г. та ін. Схема гідрологічного районування України. Географічні дослідження на Україні. 1969. В.1. С. 157–162.
655. Гребінь В.В. Сучасний водний режим річок України (ландшафтно-гідрологічний аналіз). Київ: Ніка-Центр, 2010. 316 с.
656. Осадчий В.І. та ін. Гідрохімічний довідник. Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. К.: Ніка-Центр, 2008. 656 с.
657. Костычев П.А. Почвоведение. Москва-Ленинград: Огиз-Сельхозгиз, 1940. 224 с.
658. Геоботанічне районування Української РСР / за ред. Барбарич А.І. Київ: Наук. думка, 1977. 197 с.
659. Проблеми ландшафтного різноманіття України: зб наук. праць / за ред. О.М. Маринич. Київ, 2000. 325 с.

660. Маринич А.М., Пащенко В.М., Шищенко П.Г. Природа Украинской ССР. Ландшафты и физико-географическое районирование. Київ: Наук. думка, 1985. 224 с.
661. Маринич О.М. Українське Полісся. Київ: Рад. школа, 1962. 161 с.
662. Новаковський Л.Я., Пилипенко М.А. Земельні ресурси Української РСР. Київ: Урожай, 1973. 240 с.
663. Мелиорация на Украине / под ред. Гаркуши Н.А. Киев: Урожай, 1979. 325 с.
664. Малі річки України / за ред. А.В. Яцика. Київ: Урожай, 1991. 294 с.
665. Природа Волинської області / за ред. Геренчук К.І. Львів: ЛДУ, Вища школа. 1975. 146 с.
666. Воропай Л.І., Куниця М.О. Українські Карпати. Київ: Рад. школа. 1966. 168 с.
667. Гофштейн И.Д. Геоморфологический очерк Украинских Карпат. Киев: Наукова думка, 1995. 90 с.
668. Габинет М.П., Кульчицкий Я.О., Матковский О.И. Геология и полезные ископаемые Украинских Карпат. Львов: Вища школа, 1976. 200 с.
669. Природа Українських Карпат / за ред. Геренчук К.І. Львів: ЛДУ, 1963. 182 с.
670. Ващенко П.Г. Природні ресурси Західних районів УРСР. Львів, 1959. 131 с.
671. Агрохимическая характеристика почв ССР. Украинская ССР / под ред. Соколов А.В. Москва: Наука, 1973. 343 с.
672. Клименко Ю.О. Рельєф, ландшафти та насадження урочища «Голендерня» Державного дендрологічного парку «Олександрія» НАН України (м. Біла Церква). *«Наукові доповіді НУБіП»*. 2010. №2(18) [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://nd.nubip.edu.ua/2010-2/10kyaubt.pdf>. – 17 с.
673. Галкін С.І. та ін. Старовікова діброва урочища «Голендерня» дендрологічного парку «Олександрія»: стан та умови розвитку. *Каразинські природничі студії*: Матеріали міжнар. наук.-практичної конф. 1–4 лютого 2011, Харків. С. 254–260.
674. Яновский Л. Типологический очерк Черкасского бора. *Лесной журнал*. № 6-7. С. 979–1007.

675. Редько Г.И., Шлапак В.П. Черкаський бор: история, лесонасаждения, использование. Киев: Либідь, 1991. 104 с.
676. Шлапак В.П., Логвіненко І.І. Чигиринський бір. Львів: Престиж Інформ, 1999. 110 с.
677. Ситенко В.В. Рослинність долини річки Тясмин. *Український ботанічний журнал*. 1974. № 31 (1). С. 89–95.
678. Якубенко В.Ю., Григорюк І.П. Торф'янисті луки заплави річки Тясмин. *Biological Systems*. №1 (1). С. 59–62.
679. Друченко М.М., Говорова Т.Т. Культури сосни Черкаського бору. *Наукові праці УКРНДІЛГА*. 1962. № 23. С. 84–88.
680. Чемерис І.А. Формування екологічного стану лісових біогеоценозів в зоні впливу хімічних підприємств м. Черкаси: автореф. дис... канд. біол. наук: екологія. Дніпропетровськ, 2007. 21 с.
681. Marczynski W.. Statystyczne, topograficzne i historyczne opisanie gubernii Podolskiej: T.3. Wilno, 1823 107 a. (in Poland).
682. Палієнко В.П. Загальне геоморфологічне районування території України. *Укр. геогр. журн*. 2004. №1. С. 3–12.
683. Шевчук А.Й., Зінчук П.Й., Колошко Л.К.. Ґрунти Волинської області. Луцьк: РВВ «Вежа» Волин. Держ. ун-ту ім. Лесі Українки, 1999. 164 с.
684. Природно-заповідний фонд Волинської області / за ред. Химин М. Луцьк: Ініціал, 1999. 48 с.
685. Їльїна О.В. Болота і заболочені ділянки Волинської області: довідник. Луцьк: Терен, 2004. 154 с.
686. Поварніцин В.О. Ліси Закарпаття. *Ботан. журн. АН УРСР*. 1950. №7 (3). С. 66–79.
687. Природні багатства Закарпаття / за ред. Бондар В.Л. Ужгород: Карпати, 1987. 284 с.
688. Сабадош В.І. та ін. Деякі характеристики трав'яного ярусу лісів долини річки Латориці. *Наук. Вісн. Ужгород. ун-ту. Сер. Біол.* 2006. №19. С. 73–79.

689. Стойко С.М. Дубові ліси Українських Карпат та їх типологічна класифікація. *Природні умови та природні ресурси Українських Карпат*. Київ: Наук. думка, 1968. С. 21–33.
690. Солодкий В.Д., Беспалько Р.І., Казімір І.І. Екзогенні геодинамічні процеси Буковинських Карпат та Передкарпаття. *Екологічна безпека та природокористування*. 2013. Вип. 13. С. 54–63.
691. Олійник В.С. Гідрологічна роль лісів Українських Карпат: Монографія. Івано-Франківськ: НАІР, 2013. 232 с.
692. Левчук О.І. Особливості рекреаційного лісокористування за водозбірним принципом на південному макросхилі Кримських гір: автореф. дис... канд. с.-г. наук: лісівництво. Харків, 2003. 19 с.
693. Ена В. Г., Ена Ал. В., Ена Ан. В. Байдарский ландшафтный заказник. *Природа*. 2000. № 3–4. С. 23–26.
694. Плугатар Ю.В. Из лісів Криму. Монографія. Харків: Нове слово, 2008. 462 с.
695. Досвід лісокультурної справи Боярської ЛДС НАУ (до 80-річчя Боярської ЛДС та 100-річчя штучного лісовідновлення) / за ред. Рибак В.О.. Київ: ППНВ, 2005. 522 с.
696. Результати наукових досліджень по лісовим культурам у Боярському дослідному лісгоспі / за ред. Логінова Б.Й. Київ: Вид-во УАСГН, 1960. Т. 1. 184 с.
697. Полякова О.Г. Особливості росту дуба червоного в штучних деревостанах Київського Полісся. *Наук. вісн. НАУ*. 1997. №2. С. 202–208.
698. Клімат Києва / за ред. Осадчого В.І., Косовця О.О., Бабіченко В.М. Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, Центральна геофізична обсерваторія. Київ: Ніка-Центр, 2010. 320 с.
699. Гаврилюк В.С., Речмедін І.О. Природа Києва та його околиць: Фізико-географічна характеристика. Київ: Вид-во КДУ ім. Т. Шевченка, 1956. 70 с.
700. Драган Н.В. Антропогенна трансформація ґрунтів вікової діброви урочища «Голендерня» (державний дендрологічний парк «Олександрія» НАНУ).

- Наук. вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи).* 2012. Т4, Vol 3. С. 288–293.
701. Драган Н.В. Причини і особливості деградації старовікової діброви дендрологічного парку «Олександрія» НАНУ. *Проблеми збереження, відновлення та стабілізації степових екосистем.* Маріуполь, 2011. С. 24–30.
 702. Липа А.Л. Софиевка. Уманский государственный заповедник (1796-1946). Киев: Изд-во АН УССР, 1948. 110 с.
 703. Кравцова І.В. Історичні особливості формування Національного дендрологічного парку «Софіївка» НАН України. *Наукові записки Вінницького державного педагогічного університету імені Михайла Коцюбинського. Серія: Географія.* 2011. Вип. 22. С. 77–84.
 704. Косенко І.С., Грабан Г.Ю., Мітін В.В. Дендрологічний парк «Софіївка». Київ: Наукова думка, 1996. 186 с.
 705. Румянков Ю.О. Аналіз паркового насадження «Дубинка» Національного дендрологічного парку «Софіївка» НАН України. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2017. Вип. 27 (5). С. 43–47.
 706. Родичкин И.Д. Строительство лесопарков СССР. Москва: Лесн. пром-сть, 1972. 134 с.
 707. Шеляг-Сосонко Ю.Р. та ін. Рослинність урочища Лиса гора (околиці м. Києва). *Укр. ботан. журн.* 1984. 41, № 1. С. 86–90.
 708. Парнікоза І.Ю., Іноземцева Д.М. Сучасний стан ценопопуляцій рідкісних рослин регіонального ландшафтного парку «Лиса гора» (м. Київ). *Укр. ботан. журн.* 2005. Т. 62, № 5. С. 649–656.
 709. Сиплива Н. Біоморфологічна характеристика дендрофлори Ботанічного саду «Поділля» (Вінниця). *Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка.* 2009. № 22–24. С. 28–30.
 710. Коросов А.В. Принцип эмерджентности в экологии. *Принципы экологии.* 2012. № 3. С. 48–66.
 711. Царик Й.В. Деякі уявлення про стратегію популяцій рослин. *Український ботанічний журнал.* 1994. Т. 51. № 2,3. С. 5–10.

712. Бессонова В.П., Зайцева І.А., Яковлева-Носарь С.О. Вплив рекреації на стан степових ділянок балки широкої острова Хортиця. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2014. Вип. 24.9. С. 109–115.
713. Куземко А.А., Ковтонюк А.І. Таксономічна та екологічна структура спонтанної флори Національного дендрологічного парку «Софіївка» НАН України. *Автохтонні та інтродуковані рослини*. 2015. Вип. 11. С. 111–120.
714. Посохов П.П. Лесорастительное райнирование горного Крыма. *Лесоводство и агролесомелиорация*. Киев: Урожай, 1969. Вып. 16. С.105–119.
715. Gunnarsson B., Knez I., Hedblom Ode Sang A. Effects of biodiversity and environment-related attitude on perception of urban green space. *Urban Ecosystem*. 2017. № 20(1). P. 37–49.
716. Elliott K., et al. Functional role of the herbaceous layer in eastern deciduous forest ecosystems. *Ecosystems*. 2015. Vol 18. P. 221–237.
717. Заверуха Б.В. Флора Волыно-Подолії и ее генезис. Киев: Наукова думка, 1985. 192 с.
718. Толмачев А.И. Введение в географию растений. Ленинград: Универ. пресса, 1974. 244 с.
719. Гайова Ю.Ю. Аналіз систематичної структури флори вищих судинних рослин Черкасько-Чигиринського геоботанічного району. *Науковий вісник НЛТУ*. 2015. №25 (1). С. 115–122.
720. Шоль Г.Н. Флора Кривого Рогу: сучасний стан та созологічні аспекти. *Бюлетень Львівського Університету. Серія Біологія*. 2004. № 36. С. 63–69.
721. Коровкин О.А. Биоморфологические особенности вегетативно-подвижных растений. *Известия ТСХА*. 2013. Вып. 6. С. 57–67.
722. Клеопов Ю.Д. Рештки степової рослинності в Черкаському окрузі. *Охорона пам'яток природи на Україні*. 1928. Т. 2. С. 3–15.
723. Андрієнко Т.Л. Рідкісні види судинних рослин Українського Полісся. *Український ботанічний журнал*. 2008. Т. 65, № 5. С. 666–673.
724. Шеляг-Сосонко Ю.Г. Развитие экосети Украины. Киев: Техпринт, 1999. 127 с.

725. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Гродзинський М.Д., Романенко В.Д. Концепція, методи і критерії створення екосети України. Київ: Укрфітосоціоцентр, 2004. 143 с.
726. Мовчан Я.І. Збереження біотичного різноманіття України (методологія, теорія, практика). Дис... доктора біол. наук: екологія. Київ, 2009. 425 с.
727. Гродзинський А.М. Етапи і напрями інтродукції рослин. *Інтродук. та аклімат. рослин на Україні. Респ. міжвідомч. зб.* 1979. Вип. 14. С. 3–7.
728. Смаглюк К.К. Інтродуковані листяні лісоутворювачі. Ужгород: Карпати, 1984. 80 с.
729. Злобин Ю.А. Популяционная экология растений: современное состояние, точки роста: монография. Сумы: Университетская книга, 2009. 263 с.
730. Гурский В.В. Красный дуб и его разведение на Украине и в других районах СССР: автореф. дис. канд. с.-х. наук. Харьков, 1953. 20 с.
731. Бродович Т.М. Дуб северный /красный/ в лесных культурах западных областей УССР. *Научн. тр. Львовский лесотехнический институт.* 1957. Т.3. с. 234–241.
732. Двоглазов К.А. Дуб красный в Бердичевском лесхозе и внедрение его в леса Житомирщины. Киев: [б. в.], 1958. 37 с.
733. Прикладовская Н.Ф. Итоги интродукции дуба северного (*Quercus borealis* Michx.) на западе Украины: автореф. дис. канд. с.-х. наук. М., 1979. 21 с.
734. Майборода В.А. Ріст чистих насаджень дуба червоного північного (*Quercus borealis* Michx.) на Україні. *Науковий вісник УкрДЛТУ: зб. наук.-техн. праць.* 2000. Вип. 10.1. С. 134–140.
735. Івченко А.І. Історія впровадження дуба червоного. *Наук. вісн. Лісівницькі дослідження в Україні.* 2002. Вип. 12.4. С. 93–97.
736. Гегельский И.Н. Особенности роста дубов-экзотов на Украине. *Научные труды УСХА.* 1971. Вып. 65. С. 118–122.
737. Каплуненко Н.Ф. Интродукция дубов на Украину. Киев: Наук. думка, 1981. 164 с.

738. Кохна М.А., Трофименко Н.М. Дендрофлора України. Київ: Фітосоціоцентр, 2005. 716 с.
739. Калущкий К.К., Болотов Н.А., Михайленко Д.М. Древесные экзоты и их насаждения. Москва: Агропромиздат, 1986. 271 с.
740. Эйзенрейх Х. Быстрорастущие древесные породы. Москва: Изд-во иностр. лит., 1959. 508 с.
741. Харитонович Ф.Н. Биология и экология древесных пород. Москва: Лесн. пром-ть, 1968. 304 с.
742. Холявко В.С. Лесные быстрорастущие экзоты. Москва: Лесн. пром-ть, 1981. 224 с.
743. Sander L. Northern red oak *Quercus rubra* L. in silvics of forest trees of the United States. Agriculture Handbook, Department of Agriculture. Washington, DC, 1965. P. 558–592.
744. Robert E. Growth of red oak (*Quercus rubra* L.) seedlings in relation to light and nutrients. *Ecology*. 1971. №52. P. 669–672.
745. Крюков В.В. Биоэкологические особенности дуба черешчатого и перспективные типы его культур в европейской части СССР: автореф. дис. канд. с.-х. наук. Воронеж, 1980. 20 с.
746. Шутов Б.А. Особливості росту дубів на Україні. Київ, 1930. 112 с.
747. Нікітін К.Є. Ліси і лісове господарство. Результати наукових досліджень по лісових культурах у Боярському дослідному лісгоспі. Київ: Вид-во УАСГН, 1960. Т. 1. 4–20 с.
748. Блінкова О.І. Особливості адаптації інтродукційних популяцій *Quercus rubra* L. на території Київського Полісся. *Питання біоіндикації та екології*. 2013. Вип. 18, No 2. С. 42–55.
749. Блінкова О.І. Синфітоіндикація рекреагенних змін екологічних умов заповідного урочища «Боржава» (Закарпатська низовинна область). *Вісник ОНУ. Серія біологія*. 2015. Вип.11. С. 111–120.
750. Лосицкий К.Б. Восстановление дубрав. Москва: Сельхозиздат, 1963. 360 с.
751. Савченко-Погребняк З.Ф. Горный дуб. Киев: Изд-во АН УССР, 1955. 142 с.

752. Kriebel H.B., Bagley W.T., Deneke F.J. Geographic variation in *Quercus rubra* in North Central United States plantations. *Silvae Genetica*. 1982. № 25. P. 118–122.
753. Borset O. Introduction of exotic trees and use of monocultures in boreal areas. *Ecol. Bull.* 1976. No 21. P. 103–106.
754. Fekete L. Die Verbreitung der forstlich wichtigen Twaume und Streucher in ungarischen Staate. Selmechanya, 1888. 156 s.
755. Белоусько Ю.Л. Антропогенная трансформация флоры лесов рекреационной зоны г. Орла. *Учёные записки Орловского государственного университета. Серия: Естественные, технические и медицинские науки*. 2012. № 3. С. 80–83.
756. Березуцкий М.А., Харитонов А.Н. К изучению древесных неофитов южной части Приволжской возвышенности. *Бюл. Бот. сада Сарат. гос. ун-та*. 2016. Т. 14, вып. 2. С. 3–13.
757. Гусев А.П. Чужеродные виды-трансформеры как причина блокировки восстановительных процессов (на примере юго-востока Беларуси). *Российский журнал прикладной экологии*. 2016. № 3. С. 10–14.
758. Васюков В.М., Новикова Л.А. Натурализовавшиеся адвентивные растения Пензенской области. *Самарский научный вестник*. 2017. Т. 6, № 1 (18). С. 45 – 54.
759. Агафонов В.А., Тульский А.В. Об адвентивной фракции флоры лесных полос Воронежской области. *Вестник ВГУ. Серия: Химия. Биология. Фармация*. 2018. № 2. С. 68–74
760. Козловский Б.Л., Федоринова О.И., Куропятников М.В. Изучение инвазии *Parthenocissus inserta* (kern.) k. Fritsch. в пойменных лесах ростовской области. *Российский Журнал Биологических Инвазий*. 2019. №4. С.63–70.
761. Инфантов А.А. Распространение *Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch. в городе Балашове. *Современные концепции развития науки: сб. ст. междунар. науч.-практ. конф.* (18 сент. 2015 г., г. Екатеринбург). 2015. С. 15–16.
762. Головач А. Г. Лианы, их биология и использование. Ленинград: Наука, 1973. 258 с.

763. DAISIE – Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe. European Invasive Alien Species Gateway. 2017. www.europe-aliens.org/default.do
764. PFAF – Plants For A Future. Online resources. 2017. <http://www.pfaf.org/user/Default.aspx>
765. Coladoanto M. *Parthenocissus quinquefolia*. In: Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, 1991. Available: www.fs.fed.us/database/feis/plants/vine/parqui/all.html
766. Latiff A. Seed morphology of *Parthenocissus* Planch. and *Ampelopsis* Michx. (Vitaceae) and its taxonomic significance. *Sains Malaysiana*. 2012. №41 (12). P. 1503–1508.
767. Végh B., Schmidt G., Diószegi M. Characteristics of invasive taxa of *Parthenocissus* in the Buda Arboretum, Hungary. *Scientific Papers - Series B, Horticulture*. 2015. №59. P. 427–434.
768. Mennema J. Taxonomic revision of *Lamium* (Lamiaceae). Leiden, The Netherlands: Leiden botanical series, 1989. 202 p.
769. Hulten E., Fries M., Hulten E. Atlas of North European vascular plants, North of the Tropik: in 3 vol. Königstein, 1986. 1172 p.
770. Moore D.M. Flora Europaeen check-list and chromosome index. Cambridge: Cambridge University Press, 1982. 423 p.
771. Ohwi J. Flora of Japan. A combined, much revised, and extended translation by the author of his Flora of Japan. Washington: DC Smithsonian Institution, 1965. 1067 p.
772. Britton C.E. Notes on some minor varieties of British plants. *Journal of Botany*. 1926. Vol. 64. P. 324–328.
773. Wheeler B.D., Brookes B.S., Smith R.A. An ecological study of *Schoenus ferrugineus* L. in Scotland. *Watsonia*. 1983. No14. P. 249–256.
774. Tyler C. Classification of *Schoenus* communities in Southand Southeast Sweden. *Vegetatio*. 1980. Vol. 41, 2. P. 69–84.
775. Ditei D., Pukajova D. *Schoenus ferrugineus* L., endangered species of Slovak flora. *Bull. Slov. Bot. Spoločn.* 2003. №25. P. 99–107.

776. Ивченко Т.Г. Редкие болотные сообщества с *Schoenus ferrugineus* L. на Южном Урале (Челябинская область). *Ботан. журн.* 2012. №6. С.783–790.
777. Блінкова О.І., Пашкевич Н.А., Козинятко Т.А. Екологічні особливості деградації лісових торфовищ під впливом. *Науковий вісник НЛТУ України.* 2012. Вип. 22.10. С. 105–112.
778. Пашкевич Н.А., Блінкова О.І., Козинятко Т.А. Еколого-ценотичні особливості популяції *Schoenus ferrugineus* L. на території Дермансько-Острозького національного природного парку. *Заповідна справа в Україні.* 2013. Т. 19. Вип. 1. С. 114–119.
779. Блінкова О.І., Пашкевич Н.А., Васільєва Т.А. Особливості адаптації рідкісного виду *Schoenus ferrugineus* L. до трансформованих умов довкілля. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи).* 2017. Т. 9 (2). С. 18–27.
780. Blinkova O., Ivanenko O. Co-adaptive system of tree vegetation and wood-destroying (xylotrophic) fungi in artificial phytocoenoses, Ukraine. *Central European Forestry Journal.* 2014. Vol. 60. Issue 3. P. 168–176.
781. Blinkova O., Ivanenko O. Communities of tree vegetation and wood-destroying fungi in parks of the Kyiv city, Ukraine. *Central European Forestry Journal.* 2016. Volume 62. Issue 2 P. 110–122.
782. Blinkova O., Ivanenko O. Communities of woody vegetation and wood destroying fungi in natural and semi-natural forests of Kyiv city, Ukraine. *Central European Forestry Journal.* 2018. № 64. P. 55–66.
783. Durak T. Changes in diversity of the mountain beech forest herb layer as a function of the forest management method. *Forest Ecology Management.* 2012. №276. P. 154–164.
784. Paillet Y. et al. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology.* 2010. Vol 24(1). P. 101–112.
785. Swanson M.E. et al. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. *Front Ecology Environmental.* 2011. V 9. P. 117–125.

786. Hedi R., Kopecky M., Komarek J. Half a century of succession in a temperate oakwood: from species-rich community to mesic forest. *Diversity and Distributions Banner*. 2010. Vol 16 (2). P. 267–276.
787. Ujhazyova M., Ujhazy K. Vegetation dynamics of beech forests of the Kysucka Vrchovina. Zvolen, 2007. 36 p
788. Brunet J., Fritz C., Richnau G. Biodiversity in European beech forests—a review with recommendations for sustainable forest management. *Ecological Bull*. 2010. Vol 53. P. 77–94.
789. Hofmeister J. et al. Richness of ancient forest plant species indicates suitable habitats for macrofungi. *Biodiversity Conservation*. 2014. V 23 (1). P. 2015–2031.
790. Dahlberg A., Croneborg H. The 33 threatened fungi in Europe. Complementary and revised information on candidates for listing in Appendix 1 of the Bern Convention. *Nature and Environment*. 2006. V 136. 131 p.
791. Chiarucci A. et al. Using vascular plants as a surrogate taxon to maximize fungal species richness in reserve design. *Conservation Biol*. 2005. Vol 19. P. 1644–1652.
792. McMullen-Fisher S.M., Kirkpatrick J.B., May T.W. Surrogates for macrofungi and mosses in reservation planning. *Cons. Biol*. 2010. V 24. P. 730–736.
793. Kinga R., Morschhauser T., Pal-Fam F. Exploring the relationship between macrofungi diversity, abundance, and vascular plant diversity in semi-natural and managed forests in north-east Hungary. *Ecological Research*. 2013. Vol. 28. P. 543–552.
794. Schmit J.P., Lodge D.J. Classical methods and modern analysis for studying fungal diversity. London, 2005. 214 p.
795. Дерий И.Г. Дендрофлора парка «Александрия» Ботанического сада АН УССР. *Акклиматизация растений*. 1958. Т. V. С. 110–132.
796. Boddy L., Rayner A.D.M. Internal spread of fungi inoculated into attached oak branches. *New Phytologist*. 1984. №98 (1). P. 155–164.
797. Isotti R., Luiselli L., Fanfani A. Null model analysis of community structure reveals that patch quality influences the conservation of complex bird communities in mediterranean habitats. *Rev Ecol (Terre Vie)*. 2014. №69 (2). P. 120–130.

798. Seymour C.L., Simmons R.E., Joseph G.S. On Bird Functional Diversity: Species Richness and Functional Differentiation Show Contrasting Responses to Rainfall and Vegetation Structure in an Arid Landscape. *Ecosystems*. 2015. №18 (6). P. 971–984.
799. Conner R.N., Dickson J.D. Relationships between bird communities and forest age, structure, species composition and fragmentation in the west gulf coastal plain. *Texas Journal of Science*. 1997. V 49. P. 123–138.
800. Курлавичус П.И. Биотопическое распределение птиц в агронасаждениях. Вильнюс: Мокслас, 1986. 106 с.
801. Fuller R.J., Moreton B.D. Breeding bird population of Kentish sweet chestnut coppice in relation to age and structure of the coppice. *Appl. Ecology*. 1987. Vol. 24. No 1. P. 13–27.
802. Catsadorakis G. Breeding birds from reed beds to alpine meadows. *Hydrobiologia*. 1997. Vol. 351. P. 143–155.
803. Walther B.A. Vertical stratification and use of vegetation and light habitats by Neotropical forest birds. *Ornithology*. 2002. Vol. 143. P. 64–81.
804. Willson M.F., De Santo T.L., Sabag C.A. Avian community of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conservation Biology*. 1994. No 8. P. 508–520.
805. O'Connor R. Habitat correlates of bird distribution in British census plots. *Studies in Avian Biology*. 1981. No 6. P. 532–537.
806. Екологічний атлас Києва / за ред. Демченко П.І., Акімов І.А та ін. Київ: Інтермедіа, 2006. 60 с.
807. Palomino D., Carrascal L. Birds on novel island environments. A case study with the urban avifauna of Tenerife (Canary Islands). *Ecological Research*. 2005. Vol 20 (5). P. 611–617.
808. Kurosawa R. Disturbance-induced bird diversity in early successional habitats in the humid temperate region of northern Japan. *Ecological Research*. 2009. №24 (3). P. 687–696.

809. Keith P.L., Brian M. Bird communities and vegetation associations across a treeline ecotone in the Mealy Mountains, Labrador, which is an understudied part of the boreal forest. *Can. J. Zool.* 2015. №93. P. 477–486.
810. Lewis K., Starzomski B. Bird communities and vegetation associations across a treeline ecotone in the Mealy Mountains, Labrador, which is an understudied part of the boreal forest. *Can J Zool.* 2015. №93(2). P. 477–486.
811. Woodley S.J., Jonson G., Freedmanm B. Effects of timber harvesting and plantation development on cavity-nesting birds in New Brunswick. *The Canadian Field-Naturalist.* 2006. №120. P. 298–306.
812. Гаузе Г.Ф. Борьба за существование. Ижевск: Ин-т компьютерных исслед., 2002. 160 с.
813. Разумовский С.М. Закономерности динамики биоценозов. Москва: Наука, 1981. 231 с.
814. Красилов В.А. Нерешенные проблемы теории эволюции. Владивосток: ДВНЦ АН СССР, 1986. 138 с.
815. Красилов В.А. Происхождение и ранняя эволюция цветковых растений. Москва: Наука, 1989. 264 с.
816. Жерихин В.В. Генезис травяных биомов / Экосистемные перестройки и эволюция биосферы. Москва: Недра, 1994. С. 132–137.
817. Левченко В.Ф. Модели в теории биологической эволюции. Санкт-Петербург: Наука, 1993. 384 с.
818. Старобогатов Я.И. О соотношениях между микро- и макроэволюцией / Дарвинизм: история и современность. Ленинград: Наука, 1988. С. 138–145.
819. Заварзин Г.А. Становление биосферы. *Вестник РАН.* 2001. 71, № 11. С. 988–1001.
820. Расницын А.П. Темпы эволюции и эволюционная теория (гипотеза адаптивного компромисса) / Эволюция и биоценотические кризисы. Москва: Наука, 1987. С.46–64.
821. Коршиков И.И. Адаптация растений к условиям техногенно загрязненной среды. Киев: Наук. думка, 1996. 238 с.

822. Нестерович Н.Д. Акклиматизация древесных растений в зелёном строительстве и лесном хозяйстве Белорусской ССР. Минск: изд-во АН БССР, 1950. 156 с.
823. Юрцев Б.А. Флора как природная система. *Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел биологический*. 1982. № 87. В. 4. С. 3–22.
824. Ремезов Н.П. Роль биологического круговорота элементов в почвообразовании под пологом леса. *Почвоведение*. 1956. № 7. С. 68–79.
825. Карпачевский Л.О. Экологическое почвоведение. Москва: ГЕОС, 2005. 336 с.
826. Smith W. Air Pollution and Forests. Interactions Between Air Contaminants and Forest Ecosystems. 1981. 379 p.
827. Трешоу М. Загрязнение воздуха и жизнь растений. Ленинград: Гидрометеиздат, 1988. 535 с.
828. Prus-Głowacki W. et al. Genetic differentiation of autochthonous populations of *Pinus sylvestris* (Pinaceae) from the Iberian Peninsula. *Plant Systematics and Evolution*. 2003. Vol. 239. P. 55–66.
829. Протасов А.И., Задорожный К.Н. Генетические и морфолого-анатомические аспекты устойчивости сосны обыкновенной к корневой губке. *Лесоведение*. 1998. №1. С. 81–87.
830. Николаева М.К., Маевская С.Н., Воронин П.Ю. Фотосинтетический $\text{CO}_2/\text{H}_2\text{O}$ -газообмен и динамика содержания углеводов в листьях кукурузы при засухе. *Физиология растений*. 2017. Т. 64. С. 277–284.
831. Воронин П.Ю. и др. Изотопный состав углерода и азота в органах и тканях *Betula pendula*. *Физиология растений* 2017. Т. 64. С. 127–132.
832. Рахманкулова З.Ф. и др. Различия в устойчивости к осмотическому и ионному фактору солевого стресса двух экотипов $\text{C}_3\text{-C}_4$ ксерогалофита *Bassia sedoides*. *Физиология растений*. 2016. Т. 63. С. 372–381.
833. Баринава С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Pilies Studio, 2006. 496 с.

834. Arndt U. Bioindication and European perspective and position. *Ecological indicators*. 1992. Vol.2. P. 1485–1490.
835. Туровцев В.Д., Краснов В.С. Биоиндикация. Тверь: Твер. гос. ун-т, 2005. 260 с.
836. Бурда Р.І., Ігнатюк О.А. Методика дослідження адаптивної стратегії чужорідних видів рослин в урбанізованому середовищі. Київ: НЦЕБМ НАН України, 2011. 112 с.
837. Капрусь І.Я. Структура населения ногохвосток (*Callembola*) как индикатор состояния коренных и трансформированных лесов Украинских Карпат: автореф. дис. ... канд. биол. наук: экология. Москва, 1995. 17 с.
838. Маврищев В.В. Проблема динамики лесных фитоценозов и современное состояние теории сукцессий. *Весці БДПУ*. 2005. Сер. 3. № 3. С. 38–41.
839. Смелянский И.Э. Механизмы сукцессии. *Успехи современной биологии*. 1993. Т. 113. № 1. С. 36–45.
840. Poulsen B.O. Avian richness and abundance in temperate Danish forests: tree variables important to birds and their conservation. *Biodiv. Conserv.* 2002. №11. P. 1551–1566.
841. Wilson M.F. Avian community organization and habitat structure. *Ecology*. 1974. №55 P. 1017-1029.
842. Willson M.F., De Santo T.L., Sabag C.A. Avian community of fragmented south-temperate rainforests in Chile. *Conservation Biology*. 1994. №8. P. 508–520.

ДОДАТКИ

Додаток А

Дод. А 1

Загальна характеристика еколого-флористичного методу класифікації

Ж. Браун-Бланке в своїй класифікації базувався на ієрархічній таксономії одиниць: вид-рід-родина-порядок-клас тощо. В класифікації рослинних угруповань автора використана також система відповідних послідовностей: асоціація-союз-порядок-клас. Під асоціацією розуміють рослинне угруповання певного флористичного складу з типовими умовами та фізіономією. Крім того науковець виділяє одиниці нижче рангу асоціації: субасоціація-варіант-фація. На останніх ступенях поділу видова різниця є мінімальною. При цьому варто зауважити, що назва синтаксонів та таксонів ризниється закінченнями, в кінці вказується автор та дата проведення дослідження. Назви синтаксонів дають за видами рослин, які відображають їх екологію та трапляються в усіх угрупованнях [61, 62]. Відомо, що рослинні угруповання змінюються за природних та антропогенних причин. Синтаксони є індикаторами порушень або стадій сукцесії. Основним показником різниці між синтаксонами є флористичний склад. Для визначення синтаксонів використовуються не всі види, а лише діагностичні. Ж. Браун-Бланке в класифікації виділяє наступні групи діагностичних видів: 1) характерні види – види, які трапляються в рослинних угрупованнях тільки одного синтаксону, екологічна амплітуда яких знаходиться в межах заданих умов існування; такі види також поділяють на «абсолютно вірних» і «випадкових супутників» та головних, регіональних, локальних характерних видів. В сучасних геоботанічних дослідженнях характерні види є, як правило, локальними діагностичними видами; 2) диференційовані види («такі, що заходять») – види з широким екологічним діапазоном, які діагностують синтаксони граничними значеннями своїх амплітуд, можуть бути в складі декількох синтаксонів, за визначенням Л.Г. Раменського, такі види є «детермінантами»; 3) константні види – види, які трапляються в різних асоціаціях, проте не обов'язково пов'язані екологічним діапазоном з умовами

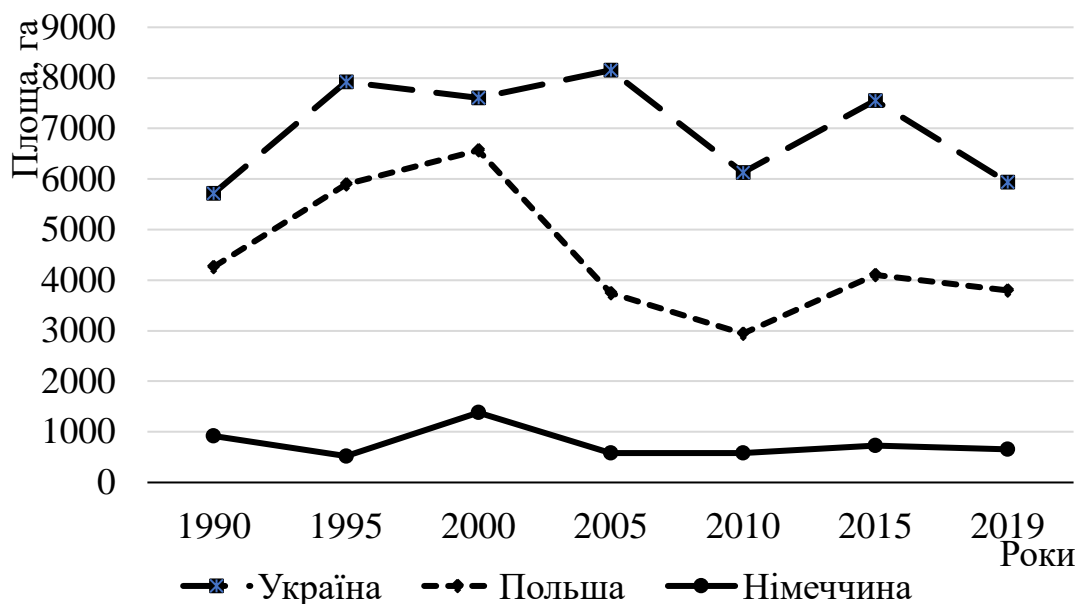
середовища, де поширенні їх угруповання [60]. Усі три групи видів становлять архетип синтаксона. Важливою особливістю класифікації за Браун-Бланке є складання фітосоціологічних таблиць. Розрізняють характерні та синоптичні (оглядові) таблиці. В перших приводять конкретні геоботанічні описи рослинних угруповань із зазначенням одного синтаксону, рангу, асоціації або субасоціації, що є первинною ланкою спостережень. В других – дані декількох синтаксонів із зазначенням постійності видів та інтервалу покриття в балах для домінантів [63].

Дод. А 2

Лісівничо-екологічна типологія [6, 31, 32, 65]

Типологія ґрунтується на гармонійному врахуванні основних системотвірних екологічних чинників – забезпечення елементами живлення і вологою, які, зазвичай, є лімітуючими. Виділяють чотири типи трофності місцезростань (трофотопів): А – бори (бідні на елементи живлення ґрунти), В – субори (відносно бідні), С – складні субори (відносно багаті), D – груди (багаті ґрунти). А також шість типів зволоження ґрунтів (гігротопів): 0 – дуже сухі (ксерофільні), 1 – сухі (мезоксерофільні), 2 – свіжі (мезофільні), 3 – вологі (мезогігрофільні), 4 – сирі (гігрофільні), 5 – мокрі (ультрагігрофільні). О.С. Мигунова (Мигунова, 1993) після трофотопу D ще продовжує ряд трьома типами: Е – глибоко засолені ґрунти, F – солончакуваті, У – солончакові ґрунти та Н – солончаки. А перед трофотопом А виділяє α – дуже бідні ґрунти. В результаті змін і удосконалень створена сучасна едафічна сітка для типологічної класифікації лісів, яка отримала назву «Алексеева – Погребняка».

Динаміка лісових пожеж за площею в Україні, Польщі та Німеччині



Особливості проведення рубок на території України

Для підвищення стійкості та продуктивності деревостанів, збереження біорізноманіття лісів, їх оздоровлення і посилення захисних, санітарно-гігієнічних, оздоровчих та інших функцій в Україні проводять нормативно визначені рубки формування і оздоровлення лісів (Постанова КМУ від 12 травня 2007 р. № 724). Застосовують такі рубки: догляду, санітарні, лісовідновні, переформування, пов'язані з реконструкцією, ландшафтні. Проводять також інші заходи: догляд за підростом, підліском та узліссям, за формою стовбура та крони дерев, прокладають кварталні просіки, створюють протипожежні розриви. Ці лісогосподарські заходи проводять способами, що не викликають ерозії ґрунтів, пошкодження дерев, які залишаються для подальшого росту, виключають можливість негативного впливу на стан лісів та водоймищ. Прагнуть забезпечити поступове відтворення і формування лісів, близьких до природних, постійне підтримання стійкості деревостанів. Методи здійснення рубки, їх інтенсивність і повторюваність, а також вибір насаджень для їх проведення ґрунтуються на лісознавчих принципах. Зокрема, інтенсивність зріджування деревостану під час проведення рубок догляду залежить від типу лісу, складу,

віку і бонітету насадження, а також цілей лісовирощування і може бути: слабкою – вирубування до 15 % запасу деревостану, помірною – 16–25, сильною – 26–35, дуже сильною – більш як 35 % запасу деревостану. У заповідних зонах біосферних заповідників, національних природних і регіональних ландшафтних парків, природних заповідниках, пам’ятках природи, заповідних урочищах забороняється проведення всіх видів поступових та суцільних рубок формування і оздоровлення лісів, вирубування дуплистих, сухостійних, фаутих дерев та ліквідація захаращеності. Порушення цих нормативів рубок у рекреаційно-оздоровчих лісах та лісах наукового, природоохоронного та історико-культурного призначення спричиняє втрати біорізноманіття через пошкодження трав’яно-чагарникового ярусу, загибель багатьох видів ентомофауни, трансформацію поверхні ґрунту тощо.

У гірських районах незаконні рубки призводять до паводків та розвитку ерозійних процесів ґрунту. За офіційними даними Держлісагенства, кількість випадків незаконних рубок на території України впродовж останніх 10 років зменшується (рис. А.4.1), найбільше число випадків рубок зафіксовано у східних (Харківська область) та західних (Львівська, Закарпатська області) регіонах.

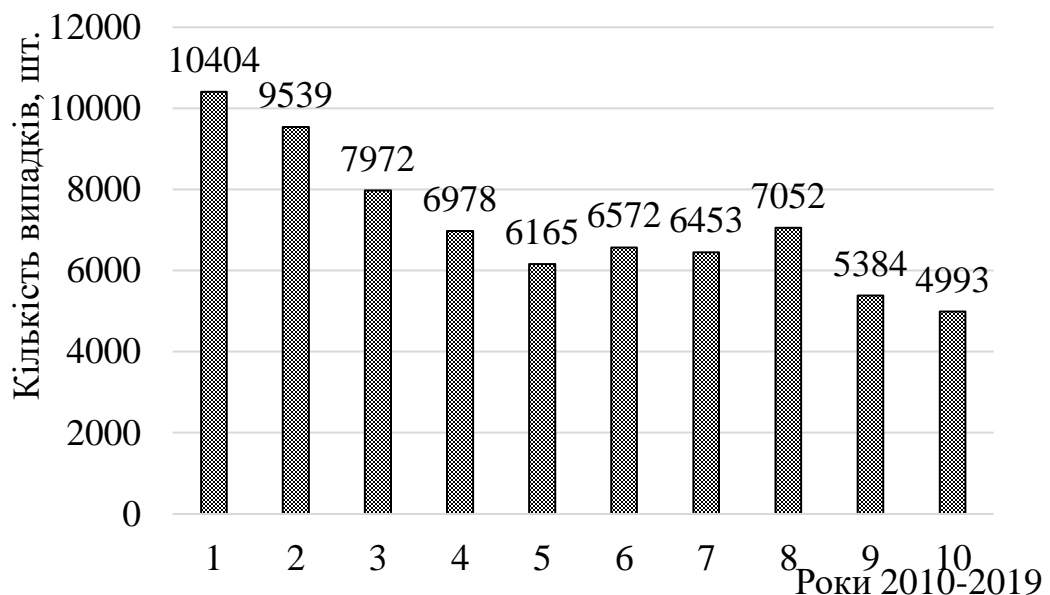


Рис. А.4.1. Кількість випадків незаконних рубок деревостану на території України в 2010-2019 роках

Порівняльна характеристика даних щодо площ усіх видів незаконних рубок на території України (за даними Держ. служби статистики України станом на 2019 рік) та середніх значень території Європи (за даними <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/extent-of-illegal-logging-in-selected-countries>) свідчить про тенденцію збільшення площі таких рубок лісу саме на території України (рис. А.4.2).

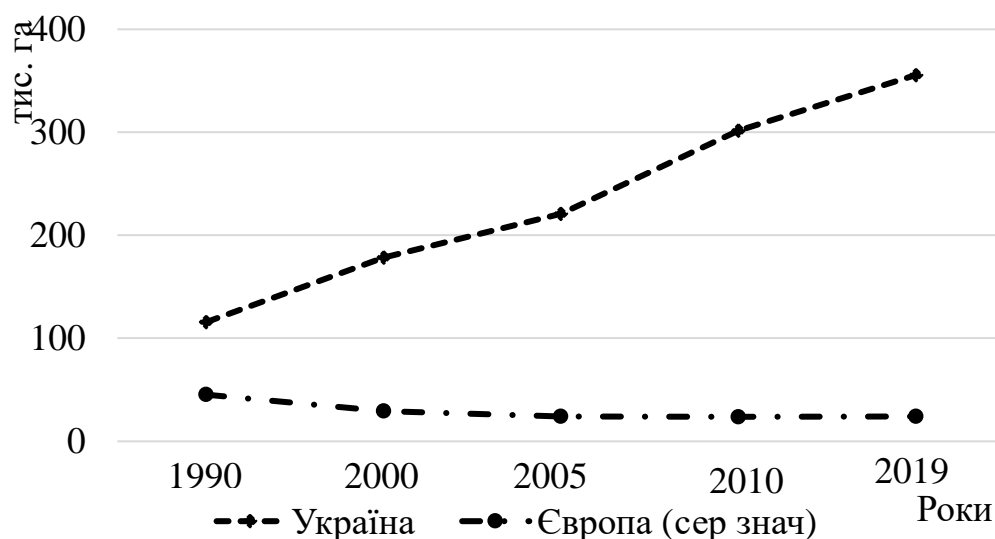
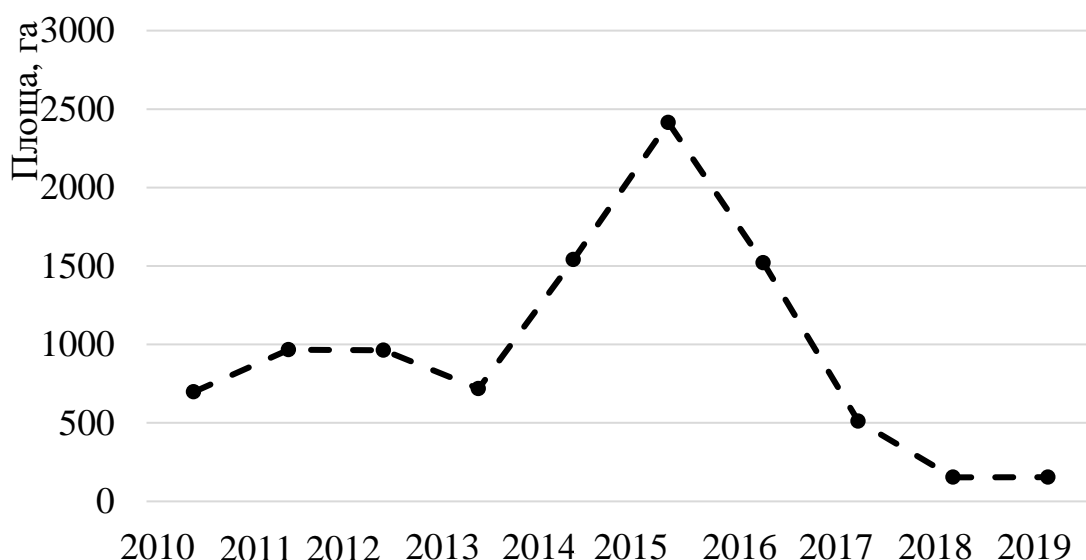


Рис. А.4.2 Динаміка площ незаконних рубок деревостану на території України та Європи (усереднені значення)

Дод. А 5

Загибель лісових насаджень зелених зон внаслідок впливу урбанізації за 2010-2019 рр. (за даними Державної служби статистики України)



Вплив урбанізації на рослинні угруповання [261]

Характер впливу	Кліматичні, гідрологічні, едафічні наслідки	Наслідки для рослинних угруповань
Промислові споруди	Значний підігрів ґрунту; забруднення поверхневих вод та ґрунту; ущільнення ґрунту	Обмеження ареалу або знищення видів природної флори та чутливих гемерохоров; розповсюдження евритопних рудеральних рослин
Транспортні шляхи, вулиці, площі	Підігрів ґрунту; зниження вологості повітря; ущільнення ґрунту, зниження її вологості та аерації; забруднення сіллю для танення снігу, кадмієм, плюмбумом тощо	Розповсюдження неофітів, адвентивних, однорічних та солестійких рослин
Залізниця	Перегрів ґрунту, механічне навантаження та вплив гербіцидів	Розповсюдження рудеральних рослин на піщаних та гравійних субстратах, гербицидостійких видів
Нещільна забудова з присадибною ділянкою	Зміна теплового режиму ґрунту; накопичення гумусу, добрив,	Розповсюдження евтрофних рудеральних рослин, декоративних одно-дворічників, кущів
Щільна забудова	Сильний підігрів ґрунту; забруднення пилом та SO ₂	Скорочення ареалу чутливих видів, поява та збільшення ареалу однорічних гемерохоров, декоративних рослин, кормових рослин
Зелені приміські зони	Сприятливий мікроклімат; осадження важких речовин з повітря; ущільнення ґрунту; накопичення азоту	Розповсюдження евтрофних рослин, в основному багаторічників з місцевої флори, декоративних рослин, неофітів
Кладовища	Розрихлення ґрунту; накопичення гумусу	Розповсюдження тіньовитривалих лісових рослин, рудеральних кущів, декоративних рослин
Звалища	Нагрів ґрунту; відкладення пилу; ущільнення ґрунту; розклад сміття; утворення газів; дефіцит кисню в повітрі; отруєння ґрунту специфічними речовинами	Розвиток евритопних рослин, елімінація чутливих видів

Класифікація синантропної рослинності за Л.І. Абрамовою [379]

1. *Bidentetea tripartitae* R.Тх., Lohm. et Prsg. in R.Тх. 1950 – синантропні угруповання порушених зволжених оселищ.
2. *Secalietea* Br.-Bl. 1951 – бур'яно-польові угруповання посівів зернових культур;
3. *Chenopodietea* Br.-Bl. 1952 em. Lohm., J. et R.Тх.1961 ex Matusz. 1962 – угруповання однорічників початкових стадій відновлювальних сукцесій та бур'яно-польові угруповання просапних культур.
4. *Artemisietea vulgaris* Lohm., Prsg. et Тх. in R. Тх. 1950 – рудеральні угруповання високорослих дво-та багаторічників.
5. *Galio-Urticetea* Passarge 1967 – угруповання порушених затінених місцезнаходжень з ґрунтами, багатими на нітрати.
6. *Agropyretea repentis* Oberd., Th. Müller et Görs in Oberd. et al. 1967 – рудеральні угруповання з домінуванням багаторічних злаків, які розмножуються вегетативно.
7. *Plantaginetea majoris* R.Тх. et Prsg. in R.Тх. 1950 – угруповання пасовищ та місцезнаходжень, які витоптані.
8. *Epilobietea angustifolii* R.Тх. et Prsg. in R.Тх. 1950 – угруповання рубок та пожеж.
9. *Robinietae* Jurko ex Hadač et Sofron 1980 – міська спонтанна деревна рослинність та угруповань лісових культур.
10. *Urtico-Sambucetea* Doing 1962 em Passarge 1968 – угруповання нітрофільних чагарників.

Показники стану екосистеми за F. Muller [387]

Група	Індикатор	Потенційні ключові змінні
Біотичні компоненти	Біорізноманіття	Кількість видів
Абіотичні компоненти	Гетерогенність біотопу	Індекс гетерогенності

Енергетичний баланс	Частка теплової енергії	Первинна біопродуктивність
	Приріст ентропії	Первинний приріст ентропії
		Характеристика дихання біомаси
		Транспірація або евапотранспірація
	Біогенні речовини	Частка нітратів
Водний баланс	Загальний вміст води	Загальний вміст нітрогену
Поживний баланс	Ґрунтовий органічний вуглевод	Загальний вміст органічної речовини у ґрунті

Дод. А 9

Класифікація наслідків пошкоджень лісу

Наслідки порушення лісу на екосистемному рівні			Категорія тяжкості пошкоджень	
			екологічні	економічні
Повне всихання лісу з переходом лісової площі в іншу категорію земель	В непокритому лісом площу з незворотними змінами середовища або довгим періодом відновлення	В площу, яка не може виконувати функції лісу (техногенна площа, відвал, кар'єр тощо)	Катастрофа	Зниження ціни земель, ресурсів
		В площу, яка біологічно продукує (болото, прогалина)	Лихо 1-ї підкат-ї	
	В непокриту лісом площу, де можливе лісовідновлення		Лихо 2-ї підкат-ї	
Часткове всихання деревостану з зниженням повноти, запасу, продуктивності і стійкості насаджень	До ступеня зрідження без збереження лісового середовища і втратою лісових ресурсів		Лихо 2-ї підкат-ї	Зниження ціни земель, ресурсів
	З збереженням лісового середовища і зниженням ресурсних функцій		Лихо 2-ї підкат-ї	Зниження ціни ресурсів
Зниження приросту молодих дерев	Невідновлювальне		Порушення 1-ї підкат-ї	Зниження ціни ресурсів
	Відновлювальне частково		Порушення 2-ї підкат-ї	

	Відновлюване повністю	Порушення 3-ї підкат-ї	
Зниження якості деревини	До неліквідності	Ні	Втрата цінності деревини
	Значне (не менше ніж на 2 сорти)		
	Незначне (на 1 сорт)		
Зниження кількості і якості насіння та плодів	Повна втрата врожаю, схожості	Порушення 1-ї підкат-ї	Втрата цінності врожаю
	Часткова втрата врожаю, зниження сортності	Порушення 2-ї підкат-ї	
Зниження кількості виходу і якості посадкового матеріалу	Повна загибель сіянців і саджанців	Порушення 1-ї підкат-ї	Втрата цінності врожаю
	Часткова загибель та зниження якості посадкового матеріалу	Порушення 2-ї підкат-ї	
Всихання лісових культур	Повна загибель молодих рослин	Порушення 1-ї підкат-ї	Нераціональні витрати на вирощування
	Часткова загибель молодих рослин та доповнення культурами	Порушення 2-ї підкат-ї	

Дод. А 10

Шкала оцінки структурного різноманіття лісової екосистеми

Елементи структурного різноманіття	Польові дані	Бали
Кількість видів, судинних рослин, шт.	До 10	1
	10-15	5
	Більше 15	10
Загальна кількість дерев, шт.	До 15	1
	15-25	5
	Більше 25	10
Кількість дерев з діаметром більше 10 см, шт.	До 15	1
	15-25	5
	Більше 25	10
Кількість рослин підліску, шт.	відсутнє	1
	До 25	2
	25-50	4
	50-75	6
	75-100	8
	Більше 100	10
Підріст, шт./м ²	відсутнє	0
	До 1	1
	2-5	5

	Більше 5	10
Лісові види травянисто-чагарникового ярусу, %	До 5	0
	5-25	1
	25-50	3
	50-75	5
	Більше 75	10
Глибина лісової підстилки, см	До 1	1
	До 2	2
Склад лісової підстилки	Хвоя або листя	1
	Хвоя та листя	2
Пні, к-ть пар на відстані один від одного, м	Більше 5	1
	2-5	5
	Менше 2	10
Відпад різних категорій, шт.	Кількість екземплярів	1
Відстань до зволжених низин, ям, канав	Більше 5	1
	2-5	5
	Менше 2	10
Старовікові дерева, шт.	Кількість екземплярів	1

Дод. А 11

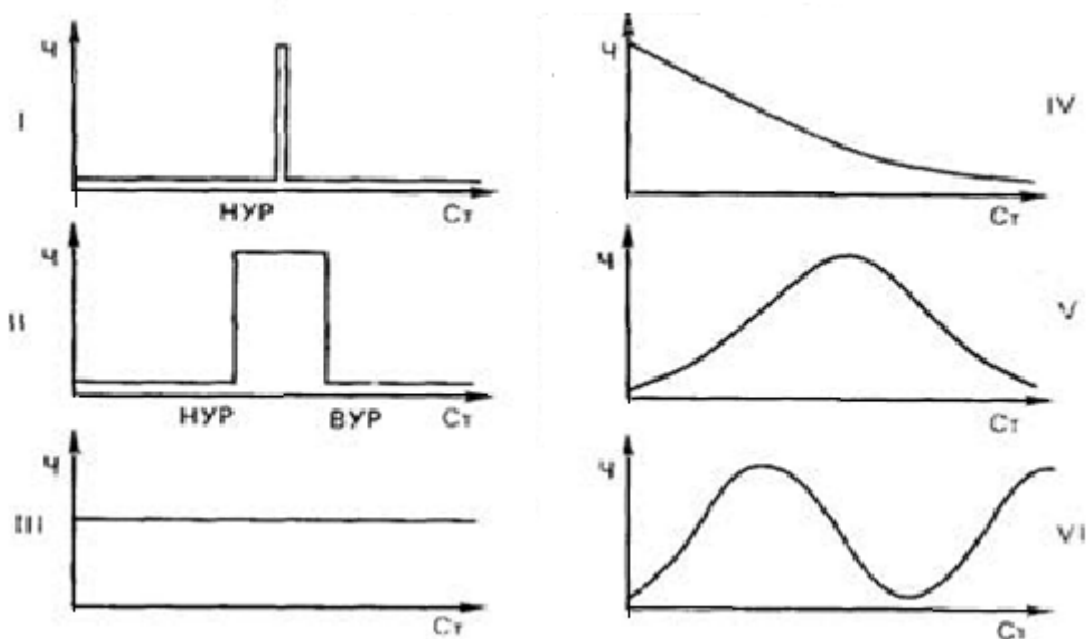
Особливості аеротехногенного забруднення лісів

Оцінку стану дерев слід провадити не пізніше початку природного опад листя (хвої). Періодичність і технологія оцінки стану лісонасаджень залежать від розмірів територій пошкодження. На малих і середніх ділянках облікові роботи необхідно здійснювати щорічно наземним способом, на великих і надто великих – не менше одного разу в 2-3 роки як наземним, так і дистанційним способами. Розвиваючи шкалу «Санітарних правил...», бали (I-VI) і категорію стану дерев (наприклад, сосни звичайної) при аеротехногенному пошкодженні визначають за такими показниками: ажурність крони (густа, ажурна, дуже ажурна); охоєння пагонів (частка від норми і характер розподілу хвоїнок); частка пошкоджених хвоїнок; колір хвої (зелена, срібляста; зелена, світло-зелена; блідо-зелена; жовтувата або жовто-зелена; сіра, жовта або червоно-бура); тривалість життя хвої (років); відхилення від нормального розмірів хвої та пагонів; форма крони (окремо – молодняків, пристигаючих та старших деревостанів). Якщо в межах

певної категорії стану певного дерева співпадають декілька різних характеристик охвоєння пагонів та часток пошкодженої хвої, то рекомендується категорію стану понижувати у бік його погіршення. Пропонується декілька підходів до розрахунку індексу стану (I_c) деревостану: для чистих і змішаних деревостанів (за часткою дерев певних категорій стану). Проте, підкреслено, що цей метод має два недоліки: не враховуються диференціація дерев за класами Крафта (тобто хід природного відпаду), зниження повноти деревостанів та/або «штучне» покращення санітарного стану внаслідок санітарних чи інших рубок. Точніші результати дає розрахунок індексу за розподілом площі поперечного перерізу стовбурів або запасів стовбурової деревини (найточніші результати) в межах певних категорій стану. Введено поправочні коефіцієнт залежно від повноти деревостану: $0,7 \div 1,0 - p = 1,0$; $0,6 \div 0,7 - p = 0,8$; $0,5 \div 0,6 - p = 0,7$; $< 0,5 - p = 0,5$.

Дод. А 12

Типи біоіндикації залежно від часу та реактивності індикатора [402]:
 НУР – нижче рівня реакції; ВУР – вище рівня реакції; Ст – стресор; Ч – чутливість



I тип – одноразова реакція через певний час впливу чинника з подальшою втратою чутливості; II – так само як для I типу характерна сильна одноразова реакція, але триваліша за часом; III – індикатор реагує на індикат зразу з моменту впливу з однаковою інтенсивністю впродовж тривалого часу; IV – сильна реакція на момент впливу антропогенного чинника з подальшим її затуханням спочатку більш сильним, потім повільнішим; V – повільне наростання реакції індикатора з моменту впливу чинника до максимуму з подальшим згасанням; VI – осциляція параметрів індикатора з наростанням та спадом з моменту впливу чинника.

Дод. А 13

Загальна кількісна оцінка екологічних шкал [цит. за 262]

Автор	Екологічний чинник, бали												
	Nd	fH	Tr	Rc	Nt	Ae	Tm	Om	Kn	Cr	Lc	Ds	Ca
Г. Елленберг	12	-	3	9	9	-	9	-	9	-	9	-	-
Е. Ландольт	5	4	2	5	5	5	5	-	5	-	5	-	-
Б. Зойомі	11	-	-	6	-	-	7	-	2	-	-	-	-
Д. Франк, С. Клотц	12	2	3	9	9	-	9	-	9	-	9	-	-
К. Зажицький	6	-	3	6	5	5	5	-	5	-	5	-	-
Д. Циганов	23	11	19	13	11	-	17	15	15	15	9	-	-
Л. Раменський	120	20	30	-	-	10	-	-	-	-	-	19	-
І.Цаценкін	120	-	30	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-
Я.Дідух, П. Плюта	23	11	19	13	11	15	17	23	17	15	9	-	13

Примітка: Nd – зволоження ґрунту; fH – його змінність; Tr – узагальнений сольовий режим; Rc – кислотність; Nt – вміст мінерального азоту; Ae – аерація ґрунту; Tm – термоклімат; Om – омброклімат; Kn – континентальність клімату; Cr – кріоклімат; Lc – освітленість у ценозі; Ds – пасовищна дигресія; Ca – вміст карбонатів у ґрунті

Дод. А 14

Стадії рекреаційної дигресії в лісах зелених зон

Стадія дигресії	Характеристика	Коефіцієнт рекреаційної дигресії
I	Типові лісові види, стежкова мережа не виявлена	>1,0

Стадія дигресії	Характеристика	Коефіцієнт рекреаційної дигресії
II	Площа стежок не більше 10 % поверхні ґрунту, з'являються лучні та рудеральні види, нормальне поновлення лісу	>0,85
III	Площа стежок 20-30 %; лісова рослинність становить 50-60 %; поновлення лісу в місцях, де відсутні стежки	>0,70
IV	Щільна мережа стежок; 40-60 % видів є лучними; лісові види зберігаються біля комеля дерев; підлісок відсутній або ж представлений лише <i>S. nigra</i> , <i>R. idaeus</i> ; лісова підстилка трапляється подекуди	>0,55
V	Лісова підстилка, підріст, лісові види (10 %) не виявлено; рослинність та ґрунт порушені на 80-90% площі ділянки лісу	>0,40

Додаток Б

Дод. Б 1

Характеристика клімату Лісостепової зони

Радіаційний баланс становить 35-40 ккал/см². Величина сумарної сонячної радіації становить 105-110 ккал/см². Найнижчі температури повітря фіксуються у січні і лютому і становлять -32-35°C. Інколи температурний мінімум сягає -36-37°C на сході Лісостепу. Максимальні і мінімальні температури повітря для зони Лісостепу помітно відхиляються від середніх показників, що зумовлено різними фізико-географічними умовами та характером розчленування території. Показники тривалості безморозного періоду також різні. При цьому слід підкреслити, що кількість днів безморозного періоду більша на сході, ніж на заході зони. Перші приморозки на поверхні ґрунту на Поділлі у середньому фіксують вже у середині вересня. В Черкаській і південній частині Київської областей цей період припадає на 29 вересня – 1 жовтня. Менша тривалість безморозного періоду на заході зони в значній мірі обумовлена більшими абсолютними висотами горбистого Опілля і Подільського плато, розчленованими річковими долинами, ярами й балками [652]. Вегетаційний період триває 200–210 днів. Річна сума опадів у західній частині зони – 650 мм,

східній – 450 мм, випаровуваність становить 550 і 750 мм відповідно. За загальною кількістю опадів Лівобережний Лісостеп поступається перед Правобережним. У середньому для відповідних широт різниця у сторону зменшення становить 100-125 мм. На відміну від Правобережжя України з його майже меридіональними змінами поясів зволоження тут вони змінюються у широтному напрямі. Коефіцієнт зволоження складає 2,8 на заході зони і 1,3 – на сход. [652].

Дод. Б 2

Загальна характеристика фізико-географічних областей Дністрово-Дніпровської провінції

Північно-Східно Придніпровська височинна область розташована в межах Житомирської, Київської та Черкаської обл. Являє собою пологохвилясте підвищення рівнини на північному сході Придніпровської височини. В геоструктурному відношенні територія області приурочена до Українського щита. Переважають північно-лісостепові види ландшафтів. Найпоширеніші ландшафти: вододільні слабодрензовані лесові рівнини з сірими лісовими ґрунтами, типовими малогумусними чорноземами, грабово-дубовими та грабово-дубово-сосновим лісами. На півночі поширені зандрові та алювіально-зандрові рівнини. По долинах річок – бори та субори з дерново-підзолистими ґрунтами. Охоплює 4 фізико-географічні райони.

Середньобузька височина – природна область Дністровсько-Дніпровської лісостепової фізико-географічної провінції. Розташована на півночному сході Подільської височини у межах Вінницької області. У геоструктурному відношенні пов'язана з Українським щитом. Ландшафтна структура області визначається значним підняттям західної і північної частини, переважанням лесовидних відкладів, сірих лісових ґрунтів і чорноземів. Характерна значна кількість опадів – 460-600 мм рт.ст, невелика лісистість (9-14 %). На території поширені лісостепові ландшафти, що сформувалися на місці широколистянолісових та лучно-степових, у північній частині області – мішанолісові. Найбільш характерні місцевості – вододільні і привододільні хвилясті і пасмові з сірими та слабо-сірими лісовими

грунтами; плоскі структурно-ерозійно-хвилясті з темно-сірими грунтами, опідзоленими чорноземами; яружно-балкові; заплавні з лучною різнотравно-злаковою рослинністю, осушені.

Центрально-Придніпровська височинна лісостепова фізико-географічна область – природна область Дністровсько-Дніпровської лісостепоної фізико-географічної провінції. Охоплює лісостепову частину Придніпровської височини в межах Черкаської та Вінницької областей. Характерний горбистий, хвилясто-рівнинний рельєф, значні відносно високі поверхні, з якими пов'язана ярусність ландшафту, розгалужена яружно-балкова сітка, різні антропогенні відклади, невелика залісеність території (10-12 %). Ландшафтна структуру становлять вододільні ландшафти з сірими лісовими грунтами під дубовими та грабовими лісами; моренно-лесові рівнинні з ясно-сірими лісовими грунтами; лесові міжрічкові рівнини з типовими чорноземами та давні водно-льодовикові з лучно-чорноземними грунтами. В долинах річок розвинені борів ландшафти.

Київська підвищена лісостепова фізико-географічна область - природна область Дністровсько-Дніпровської лісостепоної фізико-географічної провінції. Розташована на Придніпровській височині, охоплює центральну частину Київської і північну частину Черкаської областей. Головні риси ландшафтів пов'язані з значними відносними висотами території, складом і характером залягання гірських порід, які сприяють інтенсивному прояву ерозійних і зсувних процесів. На розвиток природних процесів великий вплив мало зледеніння. Поширеними є пластоподібні рівнини з лесовим покривом і глибокими малогумусними чорноземами, що сформувалися під разнотравно-злакової рослинністю; долинно-балково-яружні з еродованими ясно-сірими і сірими лісовими грунтами, в минулому – під дубово-грабовими лісами; еродованих височин з гляціодислокаціями з грабовими дібровами на сірих лісових грунтах і сосновими лісами на дерново-підзолистих грунтах [651, 658, 659, 660].

Дод. Б 3

Характеристика Волинського та Київського Полісся

Волинське Полісся – займає найбільшу частину Волинської та Рівенської

областей, лежить у межах західного схилу Українського щита і Волино-Подільської монокліналі. На території області поширені льодовикові та карстові форми рельєфу, долинні ландшафти. Найбільш зволожена, заболочена і залісена фізико-географічна область (45 %). Всього в області є 200 озер. Поширені крейдові відкладення, які в південній і південно-західній частинах області оголюються і безпосередньо впливають на розвиток сучасних ландшафтів. Широко розвинені заплавні лугово-болотні місцевості, терасові піщані рівнини з дерново-підзолистими ґрунтами під борами та суборами і значними масивами низинних боліт. В середній частині області – моренно-горбокуваті місцевості з дерново-підзолистими, дерново-глейовими і лучними ґрунтами, зайнятими суборами, луками та с.-г. угіддями. На півдні області серед зандрових і зандрових-моренних рівнин зустрічаються хвилясто-горбисті межиріччя з дерновими карбонатними ґрунтами на крейдових породах, на яких поширені сугрудки і дубово-грабові ліси [651, 661, 665].

Київське Полісся займає північно-східний схил Українського щита, кристалічні породи якого поступово занурюються під осадову товщу Дніпровсько-Донецької западини. У геоструктурному відношенні пов'язана з схилом Українського щита. Територія області була охоплена Дніпровським зледенінням. Найпоширенішими є зандрові, долинно-зандрові і долинні терасові місцевості з дерново-, слабо- і середньо-подзолистими ґрунтами під борами і суборевими лісами. На півдні області переважають моренно-зандрові рівнини з дерново-середньоподзолистими ґрунтами [651].

Додаток В

Дод. В 1

Загальна характеристика ДДП «Олександрія» НАНУ

Об'єкт ПЗФ був заснований у 1793 р. на лівому березі р. Рось, у 1998 р. його площу було збільшено до 297 га. В 2008 р. до дендропарку було передано розташоване на першій надзаплавній терасі правого берега річки урочище «Голендерня» (103,7 га) – ботанічну пам'ятку природи місцевого значення. Історичні відомості про це урочище, його топографічний, ландшафтний та

таксаційний плани наведено у праці Ю.О. Клименка [Клименко, 2010]. Зазначається, що у минулому урочище було частиною садиби Браницьких. Сучасний природний комплекс урочища «Голендерня» має багате біорізноманіття: 70 деревних видів із 41 роду 23 родин та 252 види квіткових трав'янистих рослин, що належать до 165 родів і 43 родин [672]. Серед фітоценозів домінують (72,98 га, або 73 % від озелененої площі) стиглі і перестійні насадження *Q. robur*. Пануючим типом лісу в урочищі є свіжа грабова діброва, що сформувалася на сірих лісових супіщаних ґрунтах, які на глибині 2–4 м підстилаються гранітним щитом. Потужність гумусового горизонту коливається від 2–15 см до 20–25 см, на витоптаних ділянках цей шар відсутній [673]. Ю.О. Клименком в урочищі виділено чотири типи садово-паркового ландшафту: лісовий, парковий, лучний та альпійський [672]. Домінує (84,2 га, 84,2 % від озелененої площі) лісовий тип. Смуга лісового масиву шириною до 200 м з боку забудови приватного сектору міста (14,5 га, 14,5 %) у минулому була реконструйована у парковий тип ландшафту. Лучний та альпійський ландшафти мають незначну частку – відповідно 0,2 % і 1,1 %.

Дод. В 2

Ландшафтний план ур. «Голендерня» за типами садово-паркових ландшафтів:



1 – лісовий (84,2% від озелененої площі), 2 – парковий (14,5%), 3 – лучний (0,2%), 4 – альпійський (1,1%) (за Клименком, 2010); екопрофіль (наші дані): I зона (105–116 м; ПП1); II зона (117–200 м; ПП2); III зона (201–745 м; ПП3); IV зона (746–816 м; ПП4)

I зона– смуга шириною 105–116 м від узлісся до заростей *C. monogyna*, яку пересікає ґрунтова дорога шириною 2 м; на відстані до 20 м від узлісся трапляються внаслідок вирубки дерев галявини площею понад 100 м² та сміттєзвалища діаметром до 3 м; тип ландшафту – парковий з одноярусним деревостаном *Q. robur* і відсутністю підросту і підліску. II зона – проміжна смуга між ландшафтами паркового та лісового типів шириною 117–200 м із домінуванням *C. monogyna*, а починаючи з 120 м від узлісся – поодинокими екземплярами у підліску *A. tataricum*, *U. laevis*, *C. betulus*, *T. cordata*. III зона– смуга шириною 201–745 м в межах лісового типу ландшафту; фітоценоз із найбільш збереженою структурою, проте на задернілих полянах (площею 80–1200 м²) є сліди згарищ (2,2 x 4,6 м); засміченість коливається в межах 3–12 %, витоптаність сягає 35 % площі, а ближче до річки кількість згарищ і сміття збільшується. IV зона – перехідна смуга від лісового до лучного типу ландшафту та насаджень прибережної ділянки без участі *Q. robur* шириною 746–816 м. Цю зону відділяє від р. Рось безліса задерніла смуга (2–16 м завширшки), що тягнеться вздовж стежки і бровки берега. Починаючи з позначки 390 м йде помітний ухил (4 °) до р. Рось; наразі перепад висот становить 153,3 м над рівнем моря – I-II зони, 150,2 м – III зона, 144,0 м – IV зона.

Дод. В 3

Таксаційна характеристика деревостану III в межах урочища «Голендерня» ДП «Олександрія» НАНУ

III розташовані у 5 виділі, який займає площу 29,2 га і охоплює третину урочища «Голендерня». Таксаційна характеристика: видовий склад – 10Дз, середня висота становить 18,7 м, середній діаметр – 61,5 см, густота – 283 шт./га, сума площ перетину стовбурів – 86 м²/га, клас бонітету – IV. Середня зімкнутість першого ярусу становить 0,6, щільність крон *Q. robur* – 36,6 %, I_c – 3,5. У другому ярусі переважає *A. platanoides* (N=150 шт./га), менше *Pyrus communis* L. (67 шт./га), зустрічаються *Ulmus laevis* Pall., *U. glabra* Huds, *T. cordata*, *F. excelsior*, *Malus domestica* Borkh. та інші види (H=10,9–12,3 м; D=15,3–21,2 см). У підрості домінують *U. laevis* (N=3744 шт./га), *A. platanoides* (1783), *A. campestre* (1749

шт./га). Підлісок формують *E. verrucosa* (2816 шт./га), *C. monogyna* (866), *Berberis vulgaris* L. (366), *S. nigra* (367), *A. tataricum* (83 шт./га). Найбільші і найвищі (понад 7 м) біогрупи формує *C. monogyna*. Наявність по всьому виділу 5 галявин площею від 80 до 1200 м² свідчить про значні рубки в минулому.

Дод. В 4

Загальна ботанічна характеристика та стан дослідження НПП

«Холодний Яр»

Згідно з фондово-обліковими матеріалами Черкаського ОУЛМГ, видовий склад НПП «Холодний Яр» налічує 124 види дерев і чагарників, з них 75 – місцеві. Тут зростають *Q. robur*, *P. sylvestris*, *F. excelsior*, *Betula pendula* Roth., *T. cordata*, *Castanea Tourn*, рідкісні у регіоні *Pinus strobus* L., *Larix sibirica* Ledeb., *Larix decidua* Mill. Та ін. Основу деревостанів складає *Q. robur* – 81 % площі. Є насадження також з переважаючою породою *F. excelsior* та насадження *C. Betulus* з домішками інших листяних порід – 10 %. Хвойні, в основному насадження *P. Sylvestris* з незначними домішками *A. platanoides* та *F. excelsior* займають 6 % площі. За віковою структурою переважають середньовікові стиглі та перестійні насадження. З чагарників зустрічаються *E. Verrucosus*, *E. europaeus*, *S. nigra*, *C. avellana* та ін. В травостої домінують *Carex pilosa* Scop., *Aegopodium podagraria* L., *Urtica dioica* L., *Lamium galeobdolon* L., *Asarum europaeum* L., *Mercurialis perennis* L. Флористичною особливістю лісового масиву є високочисельні популяції *Allium ursinum* L. Та *Galanthus picatus* M. Bieb. Ґрунти переважно дерново-підзолисті, місцями типові чорноземи. Історію створення, структуру та стан НПП «Холодний Яр», у т.ч. Скверу, досліджували за літературними даними [20], фондово-обліковими матеріалами Черкаського ОУЛМГ (лісовпорядкування 1992 р.), матеріалами обґрунтування створення НПП (лист Мінекоресурсів України за № 672/18-5/94/18 від 08.02.02 р.; лист ДВЛГО «Черкасиліс» за № 02-239 від 06.03.1997 р.; клопотання Чигиринської районної ради щодо створення НПП «Холодний Яр» за № 1-9/859 від 15.05.2000 р.; Висновки робочої групи УкрНДЛГА (2002 р.), створеної за дорученням Держкомлісгоспу України) та шляхом натурного

обстеження сучасного стану природно-заповідного фонду на території Чигиринського і Кам'янецького адміністративних районів.

Дод. В 5

**Лісівничо-таксаційна і санітарна характеристика дубових
деревостанів екологічного профілю в НПП «Холодний Яр»**

ПП	Порода	Середній діаметр, см	Середня висота, м	Сума площ перерізів стовбурів, м ² /га	Густота, шт./га	Зімкненість намету	I _c
1	І ярус, 8Д2Яс, од. Кл						
	<i>Q. robur</i>	45,7	26,4	27,8	271	0,67	2,11
	<i>F. excelsior</i>	45,8	31,0	6,3	62	0,13	2,14
	Разом	45,6	28,7	34,1	333	0,80	2,25
	ІІ ярус, 5Г5Яс+Кл						
	<i>C. betulus</i>	25,7	19,4	4,6	37	-	4,44
	<i>F. excelsior</i>	34,2	21,5	3,8	29	-	3,58
	Разом	30,0	20,5	8,4	66	-	4,01
	Підріст, 5Г3Д2Я						
	<i>C. betulus</i>	14,6	8,8	3,6	27	-	2,54
	<i>Q. robur</i>	18,9	13,7	2,7	20	-	2,61
	<i>F. excelsior</i>	17,5	13,9	2,2	17	-	2,52
	Разом	17,0	12,1	8,5	64	-	2,55
	Підлісок						
	<i>C. betulus</i>	2,3	1,3	0,2	5	-	2,75
	<i>Q. robur</i>	3,1	1,8	0,3	4	-	2,31
	<i>F. excelsior</i>	2,9	1,7	0,3	4	-	2,28
	Разом	2,8	1,6	0,8	13	-	2,44
2	І ярус, 6Д4Я+Кл						
	<i>Q. robur</i>	43,3	25,8	21,8	226	0,53	2,1
	<i>F. excelsior</i>	40,4	28,6	14,5	123	0,31	1,65
	Разом	41,9	27,2	36,3	349	0,84	1,88
	ІІ ярус, 5Г4Я1Д+Кл, од. В3						
	<i>C. betulus</i>	24,8	19,3	4,1	32	-	4,38
	<i>F. excelsior</i>	35,6	21,8	3,9	31	-	3,51
	<i>Q. robur</i>	33,5	20,4	0,9	7	-	3,97
	Разом	31,3	20,5	8,9	40	-	3,96
	Підріст, 6Г2Д2Я						
	<i>C. betulus</i>	13,9	8,5	3,9	32	-	2,36
	<i>Q. robur</i>	18,2	13,4	2,7	21	-	2,18
	<i>F. excelsior</i>	18,4	13,8	2,2	16	-	2,24
	Разом	16,8	11,9	8,8	69	-	2,26

3	Підлісок						
	<i>C. betulus</i>	2,5	1,4	0,3	7	-	2,38
	<i>Q. robur</i>	3,0	1,7	0,4	5	-	2,19
	<i>F. excelsior</i>	2,7	1,6	0,3	4	-	2,03
	Разом	2,7	1,5	1,0	16	-	2,2
	І ярус, 6Д4Я+Кл						
	<i>Q. robur</i>	41,3	27,8	20,8	217	0,48	1,93
	<i>F. excelsior</i>	50,1	31,6	15,8	133	0,40	1,57
	Разом	45,7	29,7	36,6	350	0,88	1,75
	ІІ ярус, 4Г4Я2Д+Кл						
	<i>C. betulus</i>	25,3	18,2	3,8	28	-	3,23
	<i>F. excelsior</i>	34,8	22,1	4,2	29	-	2,95
	<i>Q. robur</i>	34,1	20,7	2,1	15	-	2,98
	Разом	31,4	20,3	10,1	68	-	3,05
	Підріст, 4Г3Д3Я						
	<i>C. betulus</i>	13,7	8,9	2,6	31	-	1,95
	<i>Q. robur</i>	18,8	13,7	3,6	26	-	1,56
	<i>F. excelsior</i>	18,5	14,1	2,9	21	-	1,63
	Разом	17,0	12,2	9,1	78	-	1,71
	Підлісок						
	<i>C. betulus</i>	2,4	1,4	0,2	5	-	1,93
	<i>Q. robur</i>	3,1	1,8	0,5	13	-	1,77
	<i>F. excelsior</i>	2,7	1,5	0,5	12	-	1,64
	Разом	2,7	1,6	1,2	30	-	1,78

Дод. В 6

Узагальнена характеристика долини р. Тясмин

Рельєф розчленований інтенсивною ерозією льодовикових і сучасних поверхневих вод. Долина р. Тясмину, утворена водами льодовика, у межах верхньої течії (витік – м. Сміла) врізується в плато на глибину 100–150 м і досягає близько 2 км завширшки. В місцях виходу кристалічних порід на денну поверхню (околиці с. Кам'янки) долина звужується до 300–350 м; корінні береги тут високі і круті. Дном долини у верхній течії є заплавна тераса, або заплава. Вона виділяється не скрізь однаково. Ширина заплави і її будова залежать від характеру долини. В розширеній частині долини заплава збільшується до 1–1,5 км, а рівень її знижується; у вузькій – звужується і заплава (250–300 м), відповідно підвищується її рівень. Взагалі над меженним рівнем річки заплава підноситься на 0,5–1 м і має рівнинний характер. Диференціація її на три генетичні частини не виявлена. Грунтове вкриття заплави найчастіше

представлене лучними, лучно-болотними та болотними ґрунтами. Місцями трапляються легко засолені лучні та лучно-болотні ґрунти. У долині верхньої течії Тясмину, крім заплави, є також перша надзаплавна тераса в районі сіл Другі Бірки та Олександрівка. Тераса рівнинна і з поверхні складена супіщаними відкладами [677]. Долина середньої та нижньої течії Тясмину розміщується в межах давньої долини Дніпра. Вони утворюють Дніпровсько-Тясминську алювіальну рівнину, на якій добре виявлені заплава, перша та друга надзаплавні тераси. В межах Дніпровсько-Тясминської алювіальної рівнини Тясмин займає древньоруслве зниження Дніпра, яким він тік за часів останнього зледеніння [677]. Складні геоморфологічні, кліматичні й ґрунтові умови території басейну р. Тясмину відбилися на формуванні рослинного покриву, представленого лісами, лучними степами, заплавними луками та болотами. На лісові насадження в долині верхньої течії припадає 8-10 %, середньої та нижньої – близько 40 % площі долини. Лучні угіддя в долині верхньої течії займають 12–15 %, середньої та нижньої – 6 %. Решта площі припадає на болота: 5–8 % у верхній і 10–12 % у середній та нижній ділянках долини. Лісові насадження пов'язані із схилами корінного берега долини та першою надзаплавною терасою. Найпоширеніші соснові, дубово–соснові, дубові та грабово–дубові ліси. В заплаві невеликі площі займають вільшняки та чагарникові зарості *Salix triandra* L. та *S. cinerea* L. [677].

Природна рослинність долини р. Тясмин зазнала великих змін під впливом господарської діяльності людини. Знищення лісів на великих площах, випасання худоби на схилах призвели до активного поверхневого змиву ґрунтів, підтвердженням чого можуть бути значні площі еродованих ґрунтів [677]. Річка Тясмин заповнюється повеневими водами на 3–4 тижні, які місцями внаслідок низьких берегів тривалий час застоюються і живлять низинні щучникові, мітличникові та осокові угруповання [678]. Згідно з геоботанічним районуванням території України [658], Черкаська область, до якої відноситься басейн р. Тясмин, входить до Європейсько-Сибірської лісостепової області, Східноєвропейської провінції, Середньо придніпровської та Любережно-придніпровської підпровінцій. Досліджені ділянки відносяться до двох

геоботанічних районів – Черкасько-Чигиринського та Єлизаветградсько-Онуфріївського.

Умови розвитку рослинності досліджуваного району давно цікавлять науковців. Ще Л. Яновський [Janovskij, 1915], описуючи результати експедиції із тодішнього Петроградського лісового інституту (Росія), присвяченої «корабельним» деревостанам Черкаського бору, зазначав, що правий берег древнього русла р. Дніпро (від м. Канева до гирла р. Тясмин), в тому числі берег р. Тясмин, сильно порізані ярами. Між двома руслами Дніпра на 130 км пролягав острів Артанія шириною 30 км [674, 675]. Нині в Дніпровсько-Тясминській алювіальній рівнині розміщується долина середньої та нижньої течії Тясмину, в якій виділяється заплава шириною до 1–1,5 км, перша та друга надзаплавні тераси [658, 678]. Нижче м. Сміла заплава осушена. Річка Тясмин заповнюється повеневими водами на 3–4 тижні, які місцями внаслідок низьких берегів тривалий час застоюються і живлять низинні щучникові, мятличникові та осокові угруповання [678].

Позитивний вплив на екологічні умови річкової долини, вірогідно, мало залуження понад 80 км дефльованої прибережної смуги і залісення у 1930–1940-х рр. культурами *P. sylvestris* рухомих пісків борових терас лівого берега Тясмина (Чигиринської піщаної гряди), здійснене за науково-методичними рекомендаціями фахівців УкрНДІЛГА М.М. Дрюченко та Т.Т. Говорової [679]. Ці насадження з'єднали існуючі на той час природні масиви сосни в районах с. Чернявка та м. Чигирин. Створений Чигиринський сосновий масив, який називають також Чигиринський або Притясминський бір покращив екологічну ситуацію цього району [20, 676, 680]. Однак з розвитком промисловості в м. Черкасах після 1960-х років ці ліси почали деградувати і втрачати екологічну, у т.ч. ґрунтозахисну і водорегулювальну роль [20, 680]. Природна рослинність долини р. Тясмин також зазнала великих змін за впливу у 1960-70-х рр. господарської діяльності людини. Було осушено ґрунти для добування торфу у заплаві середньої і нижньої течії річки і болота Ірдинь, з'єднаному з Тясмином р. Ірдинь. Унаслідок цього лучні та болотні фітоценози долини Тясмина були

перетворені у сільськогосподарські угіддя. Вирубка лісів та випасання худоби на схилах призвели до активного поверхневого змиву ґрунтів у долину річки [677]. Гідрологічний режим екосистеми долини Тясмина порушило створення Кременчуцького водосховища, що призвело до перекачування до нього річкової води. Крім того, у період його будівництва на землях Свидівського та Дахнівського лісництв ДП «Черкаське ЛГ» було створено мережу водовідвідних каналів шириною 20 м, загальною протяжністю 32 км [20].

Дод. В 7

Схема екопрофілю в Ірдино-Тясминській долині та ступінь антропогенної трансформації екотопів: I – слабкий, II – середній, III – сильний

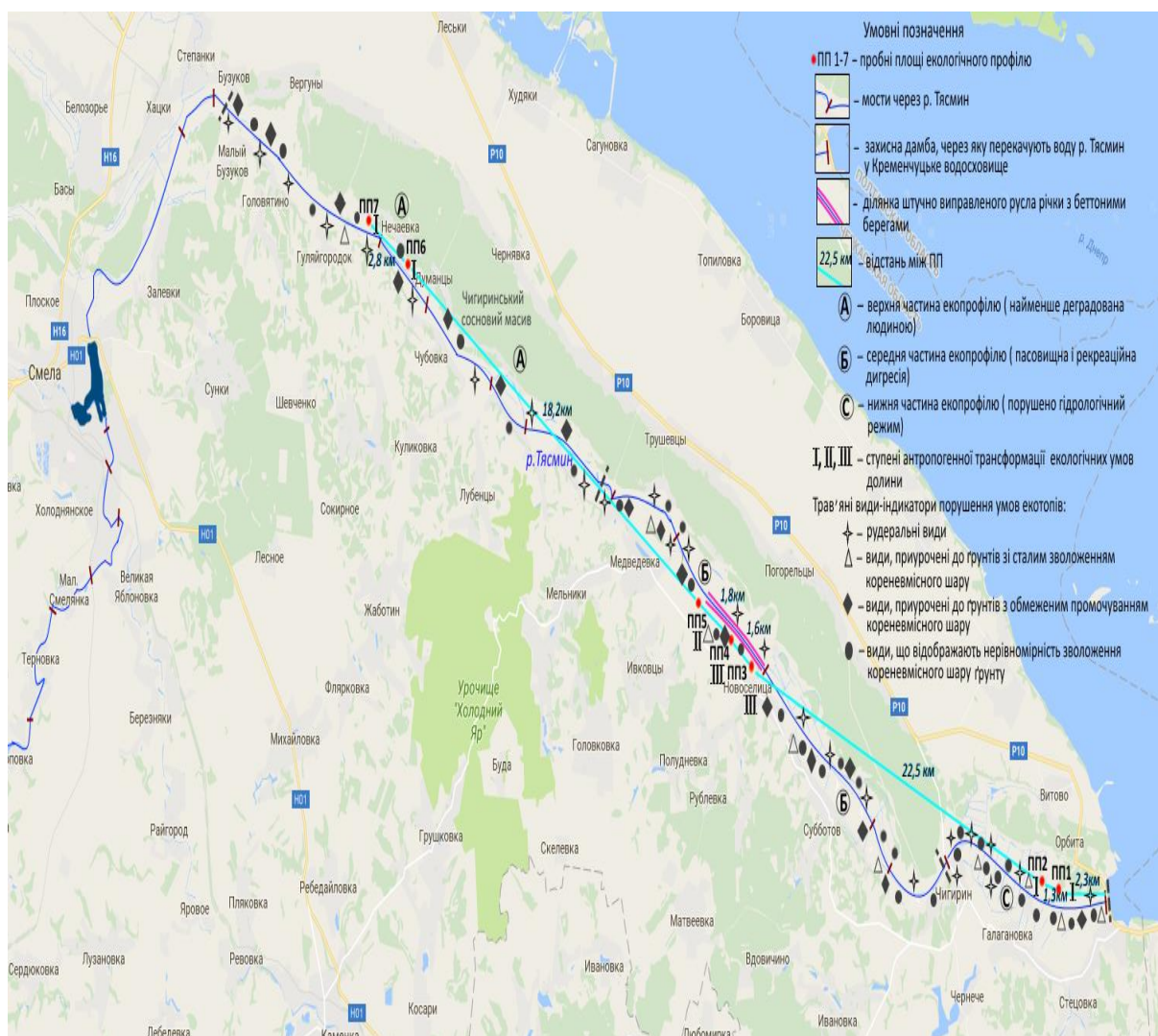
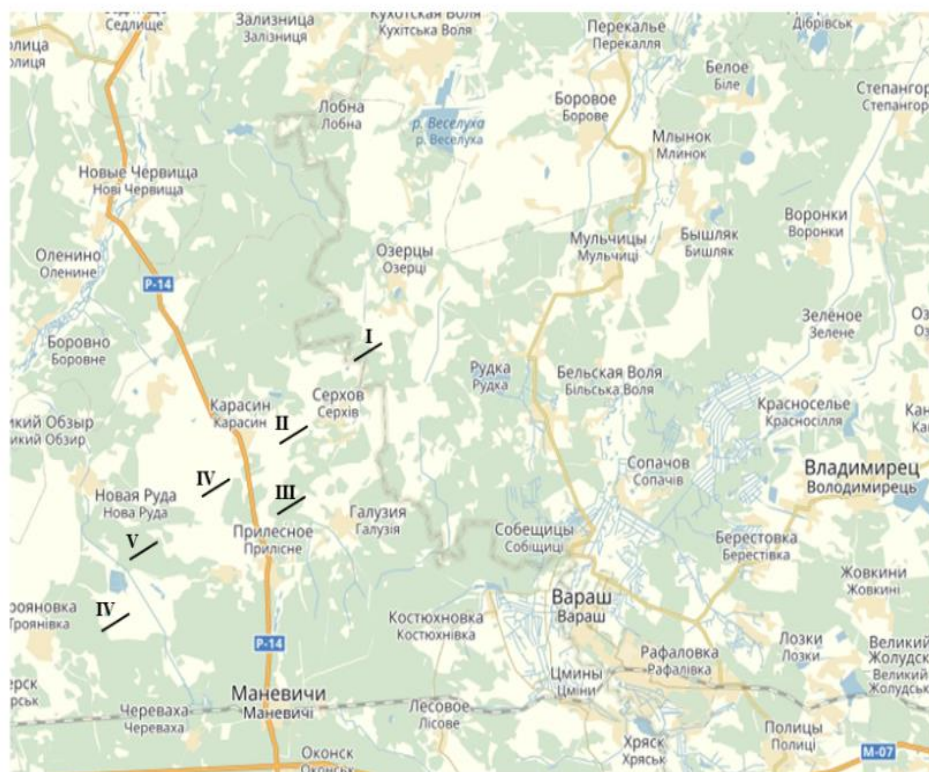


Схема розташування модельних трансект (I-VI) з ПП на території Волинського Полісся



Узагальнена характеристика об'єктів дослідження на території Волинського Полісся

Загальнозоологічний заказник «Локоття» (1993 р., Маневицький район) розташований у межах Південно-Поліської геоморфологічної області пластово-аккумулятивних низовинних рівнин. Геоморфологічний район: волинська моренно-водно-льодовикова, слабо хвиляста, погордована, слабо розчленована рівнина [682]. Місцевість характеризується рівнинним рельєфом, наявністю густої гідрографічної мережі зі слабким урізом і малими повздовжніми ухилами, розвитком боліт і заболочених земель, пануванням піщаних відкладів, близьким заляганням ґрунтових вод [669]. Кліматичні умови: річна сонячна радіація (92,7 ккал/см² за рік); середньорічна температура становить близько 7,0°C; середня багаторічна кількість опадів – 670 мм; кількість днів із $t > 15^{\circ}\text{C}$ становить

100–105, кількість днів із $t < 0^{\circ}\text{C}$ – 100–110; переважають західні вітри [683]. Біля озера «Локоття» найпоширенішими є вільхові та березові лісові масиви. В цілому, кліматичні, ґрунтові та гідрологічні умови біля озера «Локоття» загальнозоологічного заказника позитивно впливають на ріст, розвиток і біотичну продуктивність *Alnus glutinosa* (L.) Gaerth. та низькобонітетних лісів *B. pendula*. і є сприятливі для вирощування високопродуктивних вільхових деревостанів. Лісові галявини заказника оточують невисокі дерева *A. glutinosa* (36,5 %) та *B. pendula* (64,5 %, і *Betula pubescens* Ehrh. (у вологіших місцях, біля озера). Серед підліску домінує *Salix caprea* L. ($H_{\text{сер}} = 3,5\text{м}$, $D_{\text{сер}} = 4,4\text{ см}$; $N=170$ шт./га; з яких 84,5 % - порослевого походження (65,5 % пристигаючі та стиглі деревостани). Слід також виділити ліщинові та крушинові субори, в яких підлісок інколи не виражений. Найпоширенішими виявилися вологолюбні лісові та болотні види. Міжрічковий суходільний лук, який виник, можливо на місці вирубаних раніше лісів, не утворює суцільного масиву, а представлений невеликими ділянками на лісових галявинах, підвищених окраїнах боліт та на узліссях. В заказнику були досліджені дубово-соснові деревостани. Лісове болото Зайванне та західна частина болота Ранина (Серхов) – басейн р. Веселуха, основний тип лісу по периферійній частині болота, на підвищених місцях є дубово-сосновий ліс із незначною домішкою берези та вільхи, низькоповнотні насадження 2 класу бонітету. Значна частина болота меліорована, осушена. Урочище Вутишно має типові деревостани, що не відрізняється від аналогічних на мінеральних ґрунтах. Лісове болото Вутишно було осушено в довоєнний час, проведена меліорація призвела до зміни едафічних умов (зокрема гідрологічного режиму), що в свою чергу змінило структуру екосистеми. На підвищенні рельєфу (на місці можливої торфорозробки) знаходиться дубово-соснові деревостани, з незначною домішкою інших листяних порід. Лісове болото Сотно знаходиться біля траси, площа сягає 2,5-3 га. Характеризується мезотрофною, чи перехідною фазою розвитку: змішане ґрунтово-атмосферне водно-мінеральне живлення, розвиток мезотрофних сосново-сфагнових, сосново-березово-сфагнових досить продуктивних лісо-болотних угруповань. Основним типом лісу по периферійній

частині болота є дубово-сосновий ліс із незначною домішкою *Betula verrucosa* (L.). Лісове болото «Болітце» - в центрі знаходиться карстове осоково-гіпносфагнове болото, водне плесо приблизно 3-4 га, прибережна смуга 5-7 га. Характерними є лісоболотні сосново-березові угруповання, висока мезотрофність і вологість. Лісове болото «Бабінець» - мезотрофна (перехідна) стадія розвитку болота. Характерна особливість – розвиток мезотрофних березово-сфагнових, сосново-сфагнових та сосново-березово-сфагнових угруповань. Сукцесійних змін не виявлено. Особливістю досліджувальної території є підвищена пірогенна небезпека на болоті Бабінець: найбільша кількість сухостійних дерев (90 % відсутня хвоя, скелетні гілки мертві.) Основним типом лісу по периферійній частині болота (на відстані понад 100 м) є сирий сосновий осушений бір із незначною домішкою листяних порід .

Зміну і зарегулювання гідрологічного режиму ґрунту досліджували також у ландшафтному заказнику місцевого значення «Градівський» (806,6 га) створеному у 2006 р. (с. Граддя, Маневицький район, Волинська область). Основні типи ґрунтів – дерново-підзолисті, опідзолені та дернові. На території заказника охороняється заболочений низькобонитетний (II-III) лісовий масив сосни звичайної та берези бородавчастої [669, 685]. На досліджуваному об'єкті виявлено осушене торфовище з наявною системою замулених меліоративних каналів, яке використовується для сільськогосподарських цілей. У міру віддалення від осушеного торфовища було закладено екологічний профіль з трьох пробних площ: у типовій зоні заказника, контроль (ПП1); на відстані 100-200 м від осушеної ділянки (ПП2) та осушена ділянка (ПП3).

Загальна лісівничо-таксаційна характеристика досліджених трансект та ПП Волинського Полісся

№ трансекти	П П	Відстань від осушеного торфовища, м	Тип лісу	Склад деревостану	Вид	А, років	Н _{сер} , м	Д _{сер} , м	М, м³/га	Повнота
1. Загально-зоологічний заказник «Локоття»	1	50-100	Вологий дубово-сосновий субір (ВЗДС)	8Сз+2Дз	<i>P.sylvestris</i>	60	12,1	22,8	112,4	0,4
					<i>Q. robur</i>	40	12,4	19,7		
	2	100-200		8Сз+2Дз	<i>P.sylvestris</i>	60	12,3	23,1	121,8	0,5
					<i>Q. robur</i>	40	12,1	20,9		
	3	200-300		10Сз+Дз	<i>P.sylvestris</i>	60	13,5	23,0	127,1	0,6
					<i>Q. robur</i>	40	12,9	19,8		
2. Лісове болото «Зайване»	1	50-100	Вологий дубово-сосновий субір (ВЗДС)	7Сз+3Дз+од Бп	<i>P.sylvestris</i>	65	13,9	18,4	139,9	0,6
					<i>Q. robur</i>	60	15,2	21,3		
	2	100-200		7Сз+3Дз	<i>P.sylvestris</i>	65	13,2	18,1	124,2	0,6
					<i>Q. robur</i>	60	15,4	21,1		
	3	200-300		5Сз+5Дз	<i>P.sylvestris</i>	80	15,3	23,8	147,8	0,8
					<i>Q. robur</i>	60	15,5	26,7		
3. Урочище «Вутишно»	1	50-100	Вологий дубово-сосновий субір (ВЗДС)	6Сз+2Дз+2Вчо д. Бп	<i>P.sylvestris</i>	80	16,8	20,4	138,4	0,7
					<i>Q. robur</i>	80	16,7	19,6		
					<i>A. glutinosa</i>	40	13,2	16,8		
	2	100-200		5Сз+4Дз+1Вчо д. Бп	<i>P.sylvestris</i>	80	17,3	21,7	155,0	0,5
					<i>Q. robur</i>	80	17,0	22,2		
					<i>A. glutinosa</i>	40	13,1	17,1		
3	200-300	6Сз+4Дз	<i>P.sylvestris</i>	80	17,9	27,8	161,4	0,6		
			<i>Q. robur</i>	80	17,1	25,3				
			4. Лісове болото «Сотно»	1	50-100	Сирий сосновий осушений бір (А4 СО)			5Сз+5Бп	<i>P.sylvestris</i>
<i>B. pendula</i>	45	8,1					7,2			
2	100-200	5Сз+5Бп		<i>P.sylvestris</i>	70		11,9	12,4	133,1	0,6
				<i>B. pendula</i>	45		8,8	7,6		
3	200-300	10Сз		<i>P.sylvestris</i>	65		13,4	13,1	136,0	0,6
				<i>Q. robur</i>	65		13,4	13,1		
5. Лісове болото «Бабінець»	1	50-100	Сирий сосновий осушений бір (А4СО)	9Сз+1Бп	<i>P.sylvestris</i>	65	10,9	12,5	110,6	0,7
					<i>B. pendula</i>	40	8,7	7,8		
	2	100-200		10Сз	<i>P.sylvestris</i>	65	11,2	12,8	121,5	0,7
					<i>Q. robur</i>	65	12,3	15,0		
	3	200-300		10Сз	<i>P.sylvestris</i>	65	12,3	15,0	149,4	0,8
					<i>Q. robur</i>	65	12,3	15,0		
6. Лісове болото «Болітце»	1	50-100	Сирий сосновий осушений бір (А4СО)	8Сз+2Бп	<i>P.sylvestris</i>	60	9,5	11,1	109,1	0,6
					<i>B. pendula</i>	40	6,8	6,8		
	2	100-200		8Сз+2Бп	<i>P.sylvestris</i>	60	10,1	12,5	124,2	0,6
					<i>B. pendula</i>	40	6,7	6,5		
	3	200-300		10Сз	<i>P.sylvestris</i>	60	11,1	13,8	138,0	0,7
					<i>Q. robur</i>	60	11,1	13,8		

Дод. В 11

**Загальна характеристика соснових насаджень у заказнику
«Градівський»**

Віковий діапазон, pp	Склад	Рівень аналізу	Н, м	D, см	К-ть, шт./га	Зімк-ть дерев. намету	М, м³/га
40-50	10C ₃ +Б ₆	<i>P.sylvestris</i>	14,1	16,0	112	0,6	77
		<i>B. pendula</i>	14,2	9,5	14		
50-60	9C ₃ +1Б ₆	<i>P.sylvestris</i>	15,2	17,5	132	0,4	105
		<i>B. pendula</i>	14,8	10,9	33		
60-70	9C ₃ +1Б ₆	<i>P.sylvestris</i>	18,3	22,4	168	0,6	150
		<i>B. pendula</i>	16,8	11,0	45		
70-80	10C ₃ +Б ₆	<i>P.sylvestris</i>	20,0	25,0	220	0,5	246
		<i>B. pendula</i>	17,0	12,5	23		
80 і більше	10C ₃ +Б ₆	<i>P.sylvestris</i>	22,5	27,0	219	0,5	271
		<i>B. pendula</i>	18,1	14,3	29		

Дод. В 12

Лісівничо-таксаційна характеристика ПП урочища «Боржава»

ПП	Кв., виділ	Висота над рівнем моря, м	Формула деревостану	Порода	Н _{сер.} м	D _{сер.} см	Щільність, шт./га (N)	Сума площ перерізів стовбурів, м³/га	Зімкн-ть намету
1	281, 3	150	7Дз2Я Вл1Гз	<i>Q. robur</i>	32,2	77,3	420	380	0,88
				<i>F. angustifolia</i>	30,5	58,1	220	172	
				<i>C. bétulus</i>	22,1	24,5	101	120	
2	281, 2	200	6Дз3Я Вл1Гз	<i>Q. robur</i>	31,0	74,1	418	378	0,80
				<i>F. angustifolia</i>	31,0	59,2	225	175	
				<i>C. bétulus</i>	22,2	24,7	98	108	
3	281, 4	280	6Дз4Я Вл	<i>Q. robur</i>	30,5	72,9	392	301	0,68
				<i>F. angustifolia</i>	30,2	57,8	112	79	

Дод. В 13

**Розташування ПП для дослідження інтенсивності впливу водної
ерозії на рослинний покрив (Покутсько-Буковинські Карпати)**



Дод. В 14

Лісівничо-таксаційна характеристика ПП Ускутського водозбору

ПП	Висота над рівнем моря,	Формула деревостану	Порода	Н _{сер} , м	Д _{сер} , см	Щільність, шт./га (N)	Сума площ перерізів стовбурів, м ² /га (G)	Зімок-ть намету
1	327	7Дс 2Гб1 Грл	<i>Q. petraea</i>	4,7	10,3	585	9,2	0,81
			<i>C. orientalis</i>	4,5	9,1	125	3,7	
			<i>P. elaeagnifolia</i>	3,7	9,5	87	0,8	
2	300	5Дс5 Гб	<i>Q. petraea</i>	4,8	10,6	418	7,5	0,65
			<i>C. orientalis</i>	4,1	8,8	370	6,9	
3	108	7Дс3 Гб+ од. Грл	<i>Q. petraea</i>	4,2	9,1	384	6,8	0,44
			<i>C. orientalis</i>	4,2	8,9	102	3,2	
			<i>P. elaeagnifolia</i>	3,9	8,6	32	0,1	

Загальна характеристика заказнику «Байдарський»

Заказник знаходиться на південно-західному півночі макросхилу Кримських гір (висота 200-900 м) на території Соколинського, Куйбишевського, Чорноріченського, Орлінівського та Тернівського лісництв межах Байдарської долини. На території заказника охороняються типові ступінчасто-багаторусні природні комплекси з гірсько-долинними, каньйоноподібними й гребневими місцевостями, зайнятими реліктовими рослинними угрупованнями. Найпоширенішими є карстові форми рельєфу (печери Скельська, Шанкоба та ін.) та каньйони (зокрема Чорноріченський, Узунджинський, Сухоріченський). На території заказника протікає р. Чорна з 16-ма притоками, в долині якої знаходиться найбільше в Криму Чорноріченське водосховище (64,9 млн м³ станом на 2014 рік). 77 % площі заказника займають ліси, які представлені природними насадженнями та лісовими культурами (*Q. petraea*, *Q. pubescens*, *C. orientalis*, *F. sylvatica*, *P. mutica*, *A. campestre* тощо). Загалом зростають 54 види рослин та мешкає 41 вид тварин, занесених до Червоної книги України. Ландшафтна структура заказника: міжгірські долинно-котловинні обезліснені та заплавно-лугові місцевості (32,6 %); низькогірсько-грядові змішано-лісові місцевості (51,0 %); нагірно-прийльїнські лісо-луго-степові місцевості (6,1 %); місцевості гірських каньйонів з реліктовими високоялівцевими лісами (5,2 %); останцево-денудаційні лісо-чагарникові місцевості (4 %); долинно-ступінчасто-терасні розріджено-лісові місцевості (1,1 %). На території Байдарського заказника є відомі археологічні пам'ятки мезоліту та інших історичних періодів

**Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів ПП
ландшафтного заказнику загальнодержавного значення «Байдарський»**

ПП	Квартал, виділ	Висота над рівнем моря, м	Формула деревостану	Порода	Н _{сер} , м	Д _{сер} , см	Щільність, шт./ га (N)	G, м ³ /га	Зімк-ть намету
1	59; 15	520	3Дс3Дп 3Гбс1Бл	<i>Q. petraea</i>	13,1	16,8	339	13,3	0,30
				<i>Q. pubescens</i>	10,0	11,1	322	10,1	
				<i>C. orientalis</i>	12,5	18,7	308	10,4	
				<i>F. sylvatica</i>	12,7	13,5	87	0,8	
2	59; 16	540	4Дс3Дп 2Гбс1Бл	<i>Q. petraea</i>	13,2	17,5	602	17,9	0,50
				<i>Q. pubescens</i>	10,0	11,5	495	16,0	
				<i>C. orientalis</i>	12,3	18,8	270	10,4	
				<i>F. sylvatica</i>	12,7	13,6	104	6,2	
3	59; 17	600	4Дс3Гбс 2Бл1Клп	<i>Q. petraea</i>	13,6	17,8	634	18,0	0,65
				<i>C. orientalis</i>	14,2	18,9	501	17,2	
				<i>F. sylvatica</i>	13,0	14,9	232	0,1	
				<i>A. campestre</i>	12,8	15,0	98	3,1	

Додаток Г

Дод. Г 1

**Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів *Q. rubra* у
Плесецькому лісництві БЛДС**

№п/п	Квар-тал, виділ	Склад	Порода	Н _{сер} , м	Д _{сер} , см	N, шт./ га	Фітомаса, т/га	G, м ³ / га	Зімк-ть намету
1	281,3	9С+ 1Дч	<i>P. sylvestris</i>	15,5	12,5	550	-	160	0,8
			<i>Q. rubra</i>	12,3	10,1	195	328,3		
2	281,3	7С+ 3Дч	<i>P. sylvestris</i>	14,0	10,8	494	-	190	0,85
			<i>Q. rubra</i>	13,2	10,7	210	347,50		
3	281,4	6С+ 4Дч	<i>P. sylvestris</i>	15,9	12,9	586	-	175	0,85
			<i>Q. rubra</i>	14,0	11,2	301	359,11		
4	328,5	10Дч	<i>Q. rubra</i>	22,2	16,2	802	408,23	180	0,95
5	328,5	10С	<i>P. sylvestris</i>	20,1	20,2	605	-	155	0,71

Дод. Г 2

**Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів *Q. rubra* у лісовому
заказнику загальнодержавного значення «Дзвінківський»**

№п/п	Квартал, виділ	Склад	Порода	Н _{сер} , м	Д _{сер} , см	Н, шт./га	Фітомаса, т/га	G, м ³ / га	Зімкненість намету
1	301,5	8С+2Д _ч +Лщ	<i>P. sylvestris</i>	15,0	16,5	475	-	200	0,80
			<i>Q. rubra</i>	12,5	10,2	191	234,56		
2	301,5	10Д _ч	<i>Q. rubra</i>	20,9	15,8	677	389,23	220	0,86
3	301,5	6Д _ч +4С	<i>P. sylvestris</i>	15,5	10,8	501	-	226	0,88
			<i>Q. rubra</i>	13,2	10,7	205	347,11		

Дод. Г 3

Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів ПП Кам'янського ЛГ*

№ п/ п	Кв- л, вид.	Склад	Порода	Н _{сер} , м	Д _{сер} , см	Н, шт./ га	G, м ³ / га	Зімк-ть намету
1	51,7	5Д _ч +3Д _ч + 1Г _з +1Я _{зв}	<i>Q. robur</i>	14,8	17,3	105	167	0,9
			<i>Q. rubra</i>	15,4	19,0	575		
			<i>C. betulus</i>	12,7	18,4	111		
			<i>F. excelsior</i>	13,5	19,1	115		
2	51,8	5Д _ч +3Д _з + 1Г _з +1Я _{зв} + од. Ак _б	<i>Q. robur</i>	14,6	16,9	375	190	0,8
			<i>Q. rubra</i>	15,5	20,7	491		
			<i>C. betulus</i>	13,0	20,2	121		
			<i>F. excelsior</i>	12,4	18,1	106		
			<i>R. pseudoacacia</i>	9,8	12,6	55		
3	51,1 0	5Д _з +3Д _ч +2Г _з +од. Ак _б	<i>Q. robur</i>	13,4	15,5	498	175	0,7
			<i>Q. rubra</i>	14,6	19,6	275		
			<i>C. betulus</i>	12,2	18,3	215		
			<i>R. pseudoacacia</i>	8,4	10,5	78		

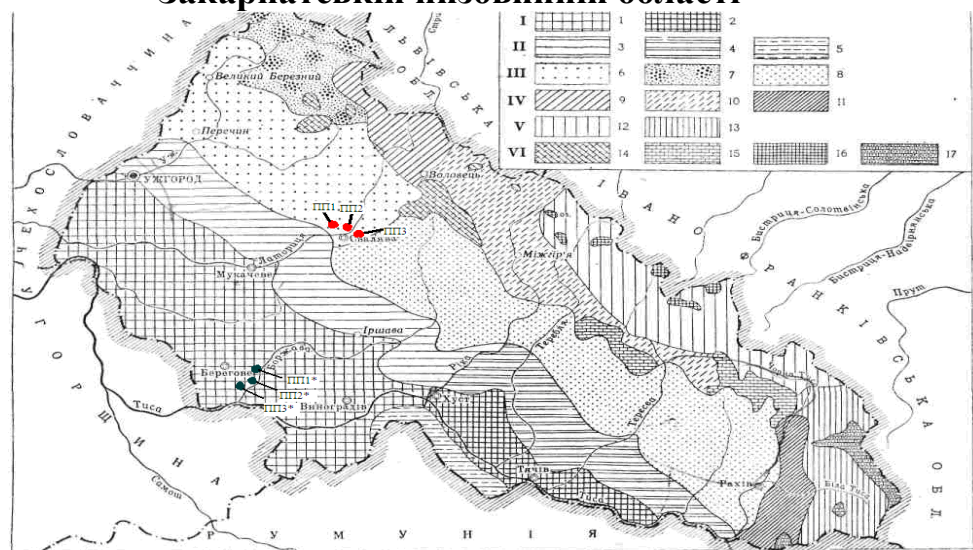
* узагальнена фітомаса *Q. rubra* (т/га): ПП1 – 115,65; ПП2 – 314,67; ПП3 – 334,78.

**Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів за участі *Q. rubra* у
Свалявському ЛГ***

№	Кв., вид.	Склад	Порода	H _{сер} , м	D _{сер} , см	N, шт./га	G, м ³ / га	ЗіМК-ТЬ намету
1	1,14	4Д ₃ 3Д _ч 2 Бкл1Яв	<i>Q. robur</i>	16,2	20,1	220	127,5	0,8
			<i>Q. rubra</i> *	19,2	22,0	205		
			<i>F. sylvatica</i>	14,5	18,2	125		
			<i>A. pseudoplatanus</i>	14,0	14,0	45		
2	2,6	3Д _ч 3Д _с 3 Бкл 1Яв	<i>Q. rubra</i> *	19,3	21,8	197	126,4	0,7
			<i>Q. petraea</i>	16,5	16,0	185		
			<i>F. sylvatica</i>	14,5	18,0	150		
			<i>A. pseudoplatanus</i>	14,2	14,0	50		
3	3,7	3Д ₃ 6Д _ч 1 БклЯв,	<i>Q. robur</i>	15,8	19,5	170	125,8	0,7
			<i>Q. rubra</i> *	19,3	20,5	275		
			<i>F. sylvatica</i>	13,7	17,8	55		
			<i>A. pseudoplatanus</i>	14,0	13,8	18		

* узагальнена фітомаса *Q. rubra* (т/га): ПП1 – 223,14; ПП2 – 218,70; ПП3 – 225,03.

**Схема розташування екологічних профілів та пробних площ у
Закарпатській низовинній області**



(I - Округ дубових лісів з дуба звичайного; райони: 1 - грабово-дубових лісів Чоп-Мукачівської низовини; 2 - Солотвинської улоговини; II - округ дубових, буково-дубових і дубово-букових із дуба скельного; райони: 3 - дубових, буково-дубових, букових лісів Вигорлат-Гутинського вулканічного хребта; 4 - буково-дубових, дубово-букових лісів Липчансько-Велико-Бичківського передгір'я; 5 - буково-дубових, дубово-букових, букових Шаяно-Кривських лісів; III - округ букових лісів; райони: 6 - грабово-букових і букових Дубриницько-Свалявських лісів; 7 - букових, ялицево-букових Верхньоужоцьких лісів; 8 - букових лісів південних мегасхилів Вододільного хребта; IV - округ темнохвойно-букових, буково-темнохвойних лісів Вододільного хребта; райони: 9 - Бескидських смереково-ялицево-букових лісів; 10 - Міжгірських смереково-ялицево-букових і буко-во-ялицево-смерекових лісів; 11 - Рахівських смереково-ялицево-букових, буково-ялицево-смерекових лісів; V - округ смерекових гірсько-карпатських лісів; райони: 12 - горганських смерекових лісів; 13 - Черногірсько-Мармароських смерекових лісів; VI - округ криволісся, субальпійських, альпійських лук; райони: 14 - низькогірних полонин Кременця, Рівної, Пікуя, Боржави; 15 - середньогірних полонин Красної, Свидівця, Рахівського Менчулу; 16 - Горганських гірсько-соснових заростей, мохово-лишайникових пустищ, кам'яних розсипищ; 17 - Черногірсько-Мармареських заростей криволісся, субальпійських і альпійських лук [669].

Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів ЗУ «Боржава»

П П	Кв., вид	Висота н.р.м., м	Склад	Порода	Н, м	D, см	N, шт./ га	G, м³/Га	ЗіМК-ТЬ намету
11 *	81,3	150	7Дз2Я Вл1Гз+ Дч	<i>Q. robur</i>	2,2	7,3	20	80	0,88
				<i>F. angustifolia</i>	0,5	8,1	20	72	
				<i>C. betulus</i>	2,1	4,5	10	20	
22 *	81,2	200	6Дз3Я Вл1Гз +Дч	<i>Q. robur</i>	1,0	4,1	18	78	0,80
				<i>F. angustifolia</i>	1,0	9,2	25	75	
				<i>C. betulus</i>	2,2	4,7	8	108	
33 *	81,4	280	6Дз4Я Вл+Дч	<i>Q. robur</i>	30,5	2,9	92	101	0,68
				<i>F. angustifolia</i>	0,2	7,8	12	109	

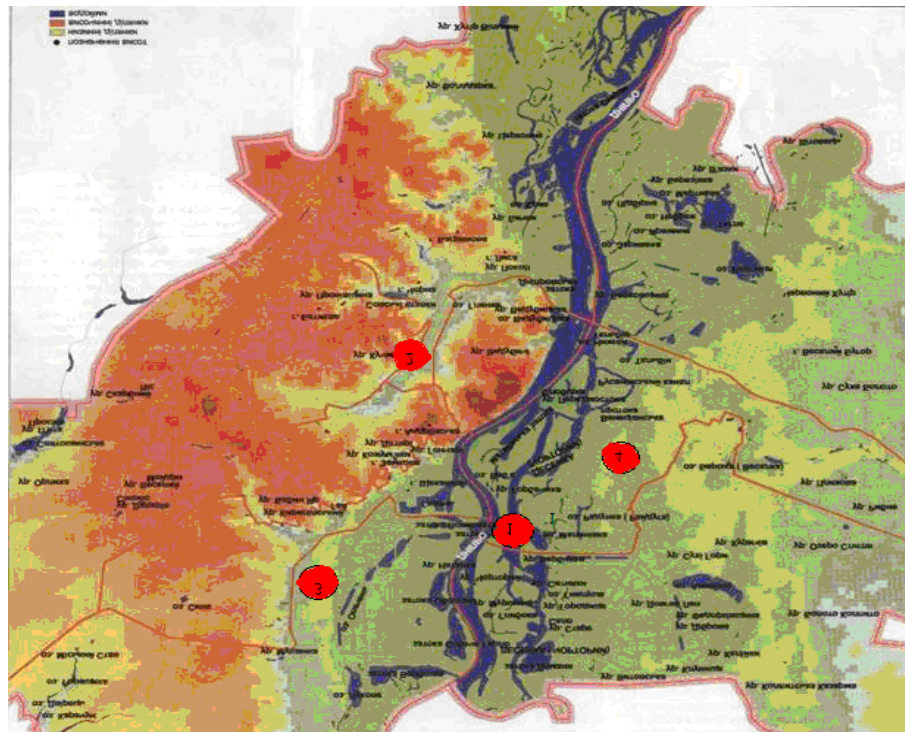
Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів за участі *Q. rubra*
у м. Києві

№	Рівень впливу	Склад	Порода	Н _{сер} , м	D _{сер} , см	N, шт./ га	G, м³/ га	ЗіМК-ТЬ намету
1	помір- ний	5Дч3 КГ2Г _{кз}	<i>A. platanoides</i>	14,2	17,8	120	125, 9	0,7-0,8
			<i>Q. rubra</i> *	14,1	16,1	110		
			<i>A. hippocastanum</i>	11,1	13,7	135		
2	серед- ній	4Дз4Д ч1КЛГ 1Лс	<i>Q. robur</i>	13,8	16,1	160	111, 3	0,6-0,7
			<i>Q. rubra</i> *	14,0	16,0	155		
			<i>A. platanoides</i>	10,2	17,1	80		
			<i>T. cordata</i>	10,0	14,3	65		
3	силь- ний	6Сзв2 Дз2Дч	<i>P. sylvestris</i>	17,1	21,8	115	127, 4	0,5-0,6
			<i>Q. robur</i>	13,5	11,0	107		
			<i>Q. rubra</i> *	13,7	14,2	120		
4	силь- ний	5Сзв5 Дч	<i>P. sylvestris</i>	15,8	19,5	90	84,9	0,3-0,4
			<i>Q. rubra</i>	13,3	13,7	78		

* узагальнена фітомаса *Q. rubra* (т/га): ПП1 – 98,16; ПП2 – 99,74; ПП3 – 89,57.

Дод. Г 8

Схема розташування ПП для комплексного популяційного аналізу *Q. rubra* у м. Києві



Дод. Г 9

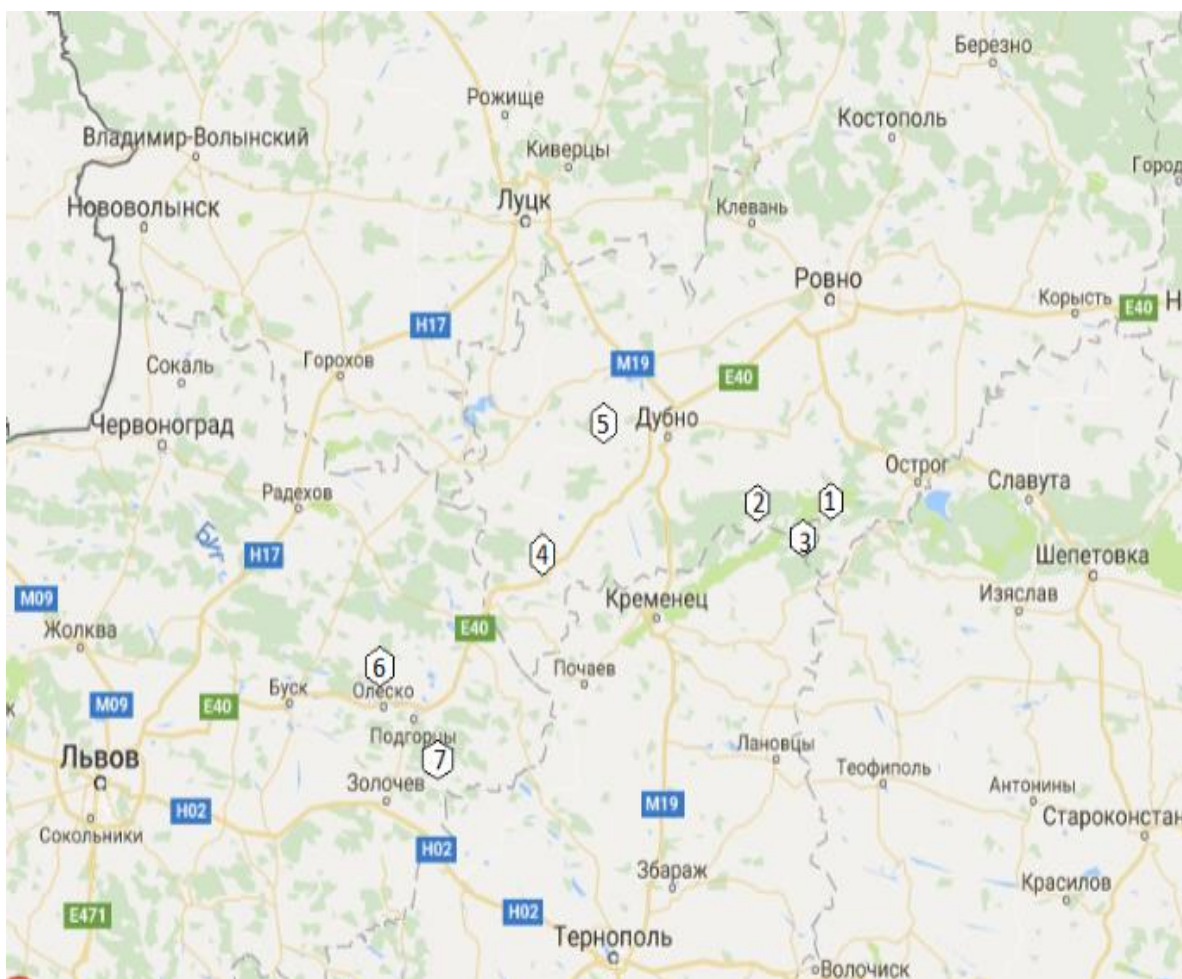
Природні умови м. Києва

Середньорічна температура повітря у м. Києві за період 1961–2014 рр. становить 8,5 °С. Тривалість вегетаційного періоду (> 5 °С) - 204 дні та починається з 10 квітня. Тип клімату – геміконтинентальний, який характерний для Лісостепу України [698]. Геоморфологічна будова визначається належністю території до трьох геоморфологічних областей. Північно-західна та західна частини Києва належать до Південно-Поліської області пластово-аккумулятивних низовинних рівнин. Південно-західна частина міста належить до Придніпровсько-Приазовської області пластово-денудаційних височин і низовин, у межах якої на територію міста заходить район Київського аккумулятивно-денудаційного, хвилястого, середньо- та сильно розчленованого плато. Лівобережна (східна) частина Києва заходить у Придніпровську геоморфологічну область пластово-аккумулятивних рівнин, по західній межі якої пролягає долина р. Дніпро [658, 699]. Поширені дерново-підзолисті, сірі лісові

та дернові лучні типи ґрунтів [658, 699]. Місто розташоване на межі двох геоботанічних областей: Європейської широколистяно-лісової, яка представлена під провінцією хвойно-широколистяних лісів Полісся та Євразійської степової області, що представлена українською Лісостеповою під-провінцією дубових лісів, остепнених лук та лучних степів [658].

Дод. Г 10

Розташування ПП для оцінки наслідків осушувальної меліорації на території Волинського Полісся



Додаток Д

Дод. Д 1

Лісівничо-таксаційна характеристика ПП на території Київського Полісся та Київської Височинної області

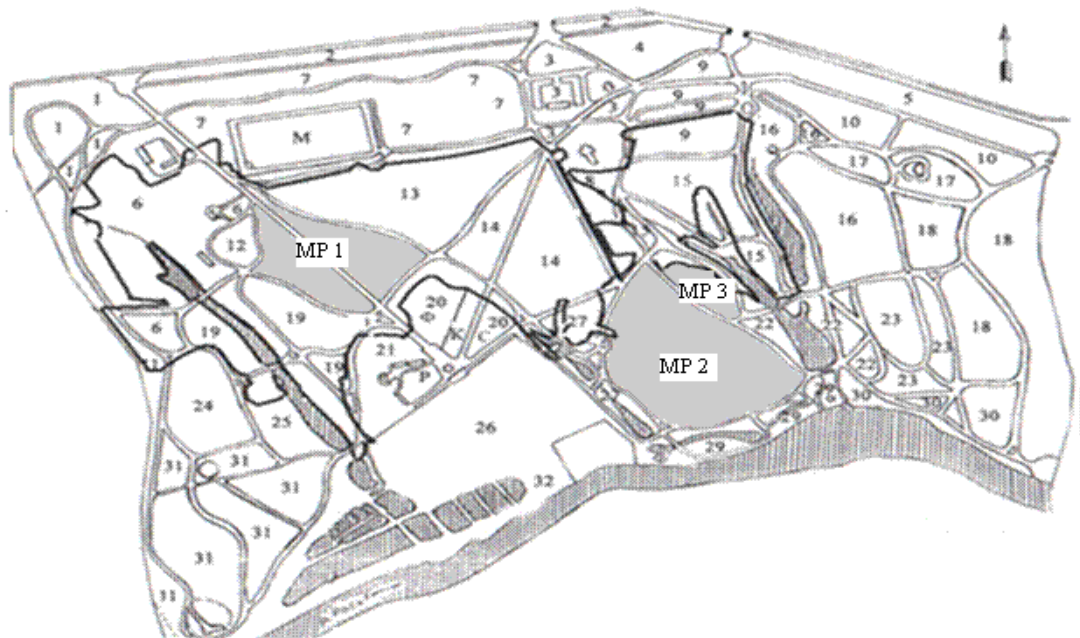
ПП	Кв., вид	Висота н.р.м., м	Формула деревостану	Порода	А, років	Н _{сер} , м	Д _{сер} , см	N, шт./ га	G, м³/га	Зіmk-ть дерев. намету
1	89,3 2	120	5Дз3С 2Бп	<i>Q. robur</i>	60	18,5	28,5	385	175	0,85
				<i>P. sylvestris</i>	60	21,0	26,1	137		
				<i>B. pendula</i>	60	17,3	19,5	105		
2	21,2	170	10Дз	<i>Q. robur</i>	100	20,1	45,5	420	250	0,60

Дод. Д 2

Лісівничо-таксаційна характеристика деревостану ПП БЛДС

Порода	Д _{сер} , см	Н _{сер} , м	G, м²/га	N, шт./га
І ярус, 7С3Дз				
<i>Q. robur</i>	29,5	25,3	21,7	99
<i>P. sylvestris</i>	40,2	28,5	66,3	258
Разом	34,9	26,9	88,0	357
ІІ ярус, 7Гз3Лп _д +Кл _г , од. Кл _п				
<i>C. betulus</i>	22,8	18,4	9,1	41
<i>T. cordata</i>	13,5	10,5	4,7	27
<i>A. platanoides</i>	7,5	12,1	3,9	22
Разом	14,6	13,7	17,7	90
Підріст, 7Гз3Дз				
<i>C. betulus</i>	12,5	8,2	3,3	33
<i>Q. robur</i>	16,4	10,5	1,9	28
Разом	14,5	9,4	5,2	61
Підлісок				
<i>S. nigra</i>	1,7	2,3	0,2	7
<i>P. avium</i>	0,9	2,8	0,1	5
<i>C. sanguine</i>	1,5	2,9	0,4	7
Разом	1,4	2,7	0,7	19

Розташування ПП на території ДДП «Олександрія» (1-33 – номери кварталів) та їх опис



Q. robur відноситься до твердолистяних порід дерев (твердість по Бринелю 3,7-3,9). Деревостан одноярусний, зімкненість намету 0,2- 0,4, сума площ перерізів стовбурів – 35,5 м²/га, щільність – 80,4 шт./га, Н_{сер}=22,5 м, D_{сер}=64,5 см; серед підліску слід виділити *T. cordata*, *A. platanoides* та *A. negundo*, підріст переважно відсутній. Серед інших листяних порід дерев ДДП «Олександрія» слід відмітити *C. betulus* та *F. excelsior*, сформовані у ясенєво-грабовій діброві парку («Грабовий будиночок»), в межах якого закладено ПП2 (дод В 3). Деревостан двоярусний, перший ярус представлений *Q. robur*, другий – *C. betulus* та *F. excelsior*; зімкненість намету 0,6–0,7, сума площ перерізів стовбурів – 57,2 м²/га, щільність – 122,1 шт./га, Н_{сер}=24,7–25,2 м, D_{сер}=26,5–31,2 см; серед підліску слід виділити *T. cordata*, *A. platanoides*. Сучасні насадження *Pinus* L. на території парку представлені 4 різними віковими групами від 50 до 220 років. Рекогносцирувальним дослідженням у вересні 2013 р. нами встановлено, що найбільш потужного антропогенного впливу зазнали найстаріші 180-200-річні (VII клас віку) насадження *P. sylvestris* та *P. strobus* на «Великій галявині» (загальна площа 9 га), які нами було обрано як модельну ділянку (ПП3).

Дод. Д 4

**Лісівничо-таксаційна характеристика ПП на території ДДП
«Софіївка» НАНУ**

ПП	Квартал	Формула деревостану	Порода	А, років	Н _{сер} , м	Д _{сер} , см	N, шт.	G, м ³ /га	Зімк-ть намету
1	12	10Дз	<i>Q. robur</i>	60	18,5	28,5	385	175	0,45
2	28	10Лд	<i>C. colurna</i>	70	28,2	37,8	370	212	0,62

Дод. Д 5

**Загальна характеристика досліджуваних насаджень
зеленої зони м. Біла Церква**

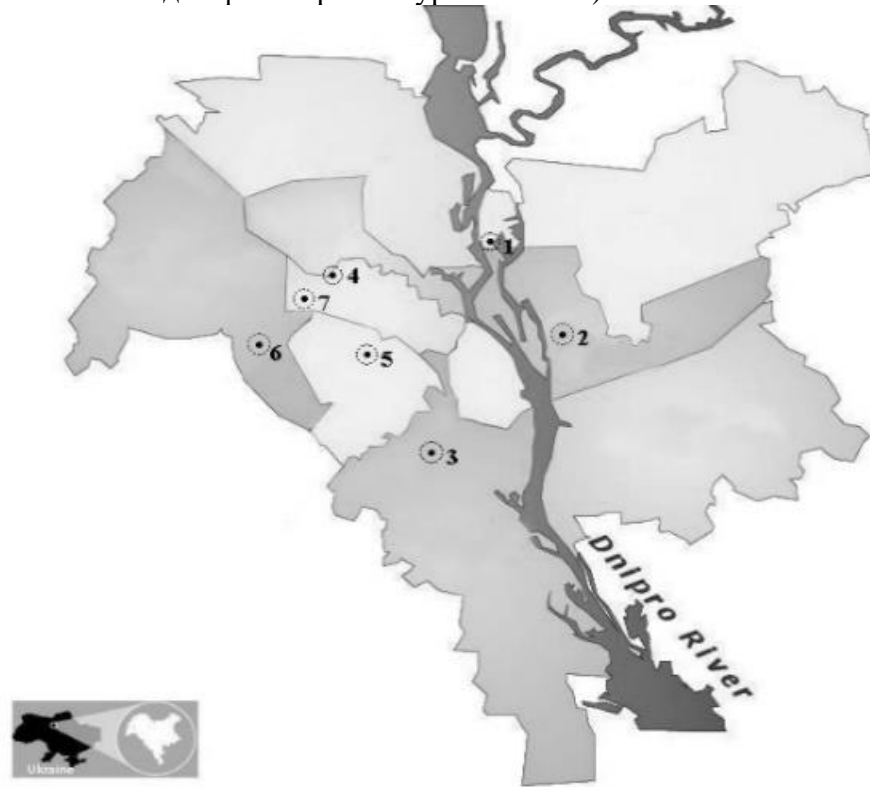
П П	Коорд. GPS:	Структура деревостану: яруси, породний склад,	D, см	H, м	N, шт./га	G, м²/га
Лісові ділянки урочища «Товста» у смузі відведення залізниці						
1	49°51'8.24"N (49.85229) 30°4'26.01"E (30.073892)	І ярус; 9Дз1Клг; ІІ ярус – 10Шч; ІІІ – 6Вл2Кля2Клг; ІІІІ – Чрз (H = 4,2 м, N = 16,7 тис. шт./га); 3ДН – 0,93; П – 0,89				
		Q. robur	29,8	25,5	333	24,9
		A. platanoides	22,5	23,1	66	4,9
		Разом І ярус	29,1	25,3	306	22,9
2	49°51'25.56"N (49.857101) 30°3'39.14"E (30.060872)	І ярус; 8Дз2Лпд; ІІ ярус – 10Вл; ІІІ – 9Вл1Клг; ІІІІ – Клт (H = 7,3 м; N = 16,7 шт./га), Чрз (H = 6,0 м, N = 16,7 тис. шт./га), Бзч (H = 2,6 м, N = 50,0 тис. шт./га), Лщз (H = 4,7 м, N = 2,4 тис. шт./га); 3ДН – 0,83; П – 0,89				
		Q. robur	34,1	22,5	278	21,7
		T. cordata	34,3	23,7	100	6,9
		Разом І ярус	34,1	22,8	235	18,7
Лісова ділянка урочища «Голендерня»						
3	49°80'26.81"N (49.802681) 30°06'78.84"E (30.067884)	І ярус; 10Дз; ІІ ярус – 4Клг3Вл2Лпд2Яз; ІІІІ – Баб (H = 1,9 м, N = 2,81 тис. шт./га), Бзч (H = 2,0 м, N = 8,66 тис. шт./га), Клп – (H = 2,4 м, N = 10,12 тис. шт./га); 3ДН – 0,60; П – 0,67				
		Q. robur	61,5	18,7	283	86,0

Примітки: * Деревні і чагарникові породи: Дз – дуб звичайний; Вл – в'яз листуватий; Яз – ясен зелений; Клг – клен гостролистий; Клт – клен татарський; Клп – клен польовий; Кля – клен ясенелистий; Лпд – липа дрібнолиста; Бзч – бузина чорна; Лщз – ліщина звичайна; Баб – барбарис бородавчатий; Чрз – черемха звичайна.

Розміщення ПП1: широта – $49^{\circ}51'8.24''\text{N}$ (49.85229), довгота – $30^{\circ}4'26.01''\text{E}$ (30.073892); 0,02 км до госп-х приміщень, 0,06 км до житлових будинків, 0,15 км від залізничних колій. 9Дз1КЛг, середньовікове насадження, зімк-ть намету 0,93. Перший ярус сформований *Q. robur*, *A. platanoides*. У другому ярусі та у підрості: *U. foliacea* ($(D) = 5,1$ см, $(H) = 5,6$ м; $(N) 322,0$ шт./га); *A. platanoides* ($D=6,8$ см; $H = 5,5$ м; $N = 88,9$ шт./га); *A. negundo* ($D= 5,9$ см, $H = 5,4$ м; $N = 111,1$ шт./га). У підліску: *P. padus* ($D = 6$ см, $H = 4,2$ м; $N = 16,7$ шт./га), *Morus nigra* L. ($D = 18$ см, $H = 12,6$ м; $N = 12,3$ шт./га). Природне поновлення: *Q. robur* – 4,1 тис. шт./га, *U. foliacea* – 3,7, *A. platanoides* – 3,2 тис. шт./га. Територія характеризується самовільною забудовою узлісся лісового масиву у смузі до 20 м. Розміщення ПП2: широта – $49^{\circ}51'25.56''\text{N}$ (49.857101), довгота – $30^{\circ}3'39.14''\text{E}$ (30.060872); від житлових будинків с. Володимирівка – 0,25 км. Липово-дубове середньовікове насадження 8Дз2Лд, зімкненість деревного намету 0,83. Перший ярус сформований *Q. robur*, *T.cordata*. У другому ярусі: *U. foliacea* ($D = 4,1$ см; $H = 4,3$ м; $N = 233,3$ шт./га). У підліску: *P. padus* ($D = 6$ см; $H = 4,2$ м; $N = 16,7$ шт./га), *A. tataricum* ($D = 22$ см; $H = 7,3$ м; $N = 16,7$ шт./га), *S. nigra* ($D = 3$ см; $H = 2,6$ м; $N = 50,0$ шт./га). Природне поновлення: *Q. robur* – 8,1, *U. foliacea* – 2,3 тис. шт./га. На території розташоване самовільне сміттєзвалище площею 750 м². ПП3: 10Дз, $H=18,7$ м, $D=61,5$ см, густота *Q. robur* – 283 шт./га, сума площ перетину стовбурів – 86,0 м²/га, клас бонітету – IV. Середня зімкнутість першого ярусу становить 0,6, щільність крон *Q. robur* – 36,6 %. У другому ярусі переважає *A. platanoides* ($N=150$ шт./га), менше *P. communis* (67 шт./га), зустрічаються *U. laevis*, *U. glabra*, *T. cordata*, *Fraxinus pennsylvanica* Marshall, *Malus domestica* Borkh. та інші види ($H=10,9$ – $12,3$ м; $D=15,3$ – $21,2$ см). У підрості домінують *U. laevis* ($N=3744$ шт./га), *A. platanoides* (1783), *A. campestre* (1749 шт./га). Підлісок формують *E. verrucosa* (2816 шт./га), *C. monogyna* (866), *B. verruculosa* (366), *S. nigra* (367), *A. tataricum* (83 шт./га). Найбільші і найвищі (понад 7 м) біогрупи формує *C. monogyna*.

Розташування ПП на території м. Києва

(1 – Парк «Дружби народів», 2 – Парк «Перемога», 3 – Голосіївський парк ім. М. Рильського, 4 – Парк «Сирецький Гай», 5 – Солом'янський ландшафтний парк, 6 – Парк «ур. Совки», 7 – Парк-пам'ятка ландшафтної архітектури «Нивки»)



Характеристика досліджених парків та лісопарків м. Києва

Парк «Сирець», або Сирецький гай, – розташований в районі р. Сирець (заг. довж. 2 км), був створений – 1952 р. Загальна площа парку – 175,6 га, у т.ч. до Шевченківського району належить 82,9 га, Подільського – 92,7 га. Територія парку має пересічений рель'єф з ярами із залишками природних листяних лісів, межує на південному сході з парком «Нивки», а на півночі – з Сирецьким дендропарком. Крім *Q. robur*, варто відзначити вікові *P. sylvestris* і *T. cordata*. За останні десятиліття висаджено багато інших видів і форм дерев: *Acer* spp., *A. hippocastanum*, *A. glutinosa*, *Betula* spp., *C. betulus*, *C. avellana*, *Juglans* spp., *Juniperus* spp., *P. abies*, *Populus* spp., *Salix* spp. тощо. ПП2 розташована на території Солом'янського ландшафтного парку (1986 рік створення). Це міський ландшафтний парк Солом'янського району м. Києва (площа 29,6 га), який

сьогодні потребує реконструкції. Більша частина території парку знаходиться в межах урочища «Кучмин Яр», через який протікає р. Мокра. У 1985 р. було знищено природну рослинність території урочища та замінено її інтродуцентами: *A. saccharinum*, *Q. rubra* L., *Platanus orientalis* L., *Populus* spp. ППЗ була закладена на території парку «Перемога» (1965 року створення, площа 82,61 га), розташованому у Дніпровському районі м. Києва. Деревостан представлений штучними насадженнями *P. sylvestris*, розмежованими парковими алеями. Парк «Дружби народів» (площа 219,4 га), який розташований на о. Муромець, був закладений у 1972 р. в урочищі Чорторий. За радянських часів у парку закладено «меморіальний сад» з *A. pseudoplatanus*, *B. thunbergii*, *A. negundo*, *Q. rubra*, *P. abies*, *Picea pungens* Engelm., *P. sylvestris*, *T. cordata* тощо.

Голосіївський парк ім. Максима Рильського (площа 140,9 га), розташований у південній частині міста, був закладений у 1957 р. на північній окраїні Голосіївського лісу. Оголошений пам'яткою садово-паркового мистецтва загальнодержавного значення постановою № 105 Ради Міністрів УРСР від 29.01.60 р. та перезатверджений постановою № 18 колегії Держкомприроди УРСР від 30.08.90 р. Рельєф сильно розсічений. Композиційною віссю парку є каскад із чотирьох ставків площею 6,0 га, розміщений уздовж долини струмка Оріхуватка (Горіхуватка). Лісопарк «Урочище Совки» загальною площею 35,4 га, розташований між районами Микільською Борщагівкою та Святошиним, був закладений у 1976 р. Насадження парку переважно хвойні – 80 % площі займає *P. sylvestris*, решта – листяні породи – *Q. rubra* (5 % площі), *Acer* spp., *B. pendula*, *P. avium*. Парк-пам'ятка садово-паркового мистецтва «Нивки» площею 13,2 га був закладений у 1972 р. Парк ділиться західну і східну частини по р. Сирець. Східна частина парку віднесена до загальнодержавних природно-заповідних територій, як парк-пам'ятка садово-паркового мистецтва. Рельєф місцевості – горбистий.

Лісівничо-таксаційна характеристика, санітарний стан деревостанів

урочища «Білогрудівська Дача» м. Умань

П П	С	Структура деревостану: конструкція, яруси, породний склад	D, см	H, м	N, шт./га	G, м ² /га	Iс
1	1	I ярус; 7Дз2Лпд1Клг+Чз од.Акб; 3ДН – 0,87					
		<i>Q. robur</i>	19,1	19,2	224	32,4	2,63
		<i>T. cordata</i>	14,8	18,6	75	10,8	1,32
		<i>A.platanoides</i>	20,1	17,1	45	6,5	1,61
		<i>C. avium</i>	16,1	18,9	8	1,1	4,30
		Разом на ПП	18,3	18,9	176	25,5	2,27
		Підріст; 6Клг4Гз					
		<i>A.platanoides</i>	3,7	4,9	112	10,1	1,64
		<i>C. betulus</i>	3,4	3,2	66	5,9	1,81
1	2	I ярус; 6Дз2Лпд2Клг; 3ДН – 0,87					
		<i>Q. robur</i>	18,5	19,5	190	23,8	2,32
		<i>T. cordata</i>	15,2	18,6	78	9,8	1,21
		<i>A.platanoides</i>	20,7	17,4	68	8,5	1,71
		Разом на ПП	18,3	18,9	143	17,9	1,98
		Підріст; 6Клг4Гз					
		<i>A.platanoides</i>	3,9	4,9	124	11,4	1,61
		<i>C. betulus</i>	3,3	3,7	88	8,1	1,76
1	3	I ярус; 7Дз2Лпд1Клг; 3ДН – 0,90					
		<i>Q. robur</i>	17,5	19,5	312	40,5	2,28
		<i>T. cordata</i>	15,7	18,6	76	9,8	1,28
		<i>A.platanoides</i>	19,8	17,4	65	8,5	1,71
		Разом на ПП	17,4	19,1	240	31,2	2,02
		Підріст; 5Гз5Клг					
		<i>A.platanoides</i>	3,9	5,2	98	9,4	1,22
		<i>C. betulus</i>	3,3	3,4	112	10,7	1,34
2	2	I ярус; 10Дз; 3ДН – 0,81					
		<i>Q. robur</i>	32,8	24,5	243	19,9	2,72
		II ярус; 5Чз3Гз2Клг					
		<i>C. avium</i>	16,7	18,3	122	11,9	2,42
		<i>C. betulus</i>	16,7	14,5	88	8,6	1,74
		<i>A.platanoides</i>	12,9	11,5	64	6,2	2,21
		Разом II ярус	15,9	15,8	100	9,8	2,17
		Разом на ПП	27,2	21,6	196	16,6	2,47
		Підріст; 8Чз2Клп					
		<i>C. avium</i>	7,1	4,8	68	7,1	1,83
		<i>A. campestre</i>	4,5	3,7	22	2,3	2,01

2	3	<i>I ярус; 10Дз; 3ДН – 0,81</i>					
		<i>Q. robur</i>	33,6	24,5	283	21,8	1,91
		<i>II ярус; 5Чз4Гз1Клг</i>					
		<i>C. avium</i>	16,8	18,7	166	15,7	2,51
		<i>C. betulus</i>	15,8	13,6	112	10,6	1,66
		<i>A. platanoides</i>	12,4	11,0	44	4,2	2,14
		Разом II ярус	16,0	15,9	132	12,5	2,11
		Разом на ПП	27,3	21,4	228,6	18,4	1,98
		<i>Підріст; 5Чз5Клп</i>					
		<i>C. avium</i>	7,5	5,1	54	5,3	1,51
		<i>A. campestre</i>	4,8	4,2	48	4,7	2,11

Примітки: ПП – пробна площа, С – секції ПП за ступенем рекреаційного впливу на лісові екосистеми: С1 – інтенсивний, С2 – середній та С3 – помірний. Характеристика деревостану: ЗДН – зімкненість деревного намету, D – середній діаметр; Н – середня висота; N – густота; G – сума площ перетинів стовбурів; Іс – індекс стану деревостану

За даними лісовпорядкування (2004 р.), в урочищі найбільше (53 %) деревостанів IV класу віку, менше VII (14 %) та III (10%) класів, решта вікових груп мають незначну участь. За породним складом структура така: дубових насаджень – 73 %, ясеневих – 6, грабових, бересклетових та з домінуванням дуба червоного – 4, ясеневих – 1%. Проте, основу сучасного Білогрудівського лісового масиву представляють 80-90-річні деревостани *Q. robur* та *C. betulus*, сформовані у свіжій кленовій діброві. Ефективно використовуючи ґрунтово-кліматичні умови, деревостани характеризуються I^a–II класами бонітету: I^a клас бонітету – 29,1 га (6,3 %), I^b – 4,2 га (0,9 %), I – 362,5 га (78,4 %), II – 66,6 га (14,4 %). Низькопродуктивних лісостанів III і нижчих класів бонітету немає. Найбільш поширені деревостани з повнотою 0,7 (35,8 %) та 0,6 (33,8 %). Загальна естетична оцінка території урочища близька до середньої. До 1 класу належить 287,4 га (62,2 %) території, до 2 – 78,8 га (17 %), до 3 – 65,7 га (14,2 %), до 4 класу – 30,5 (6,6 %). У деревостанах переважають закриті простори з горизонтальною зімкнутістю (94%), просторів з вертикальною зімкнутістю – 6 %. 75% території має першу стадію рекреаційною дигресії, решта – другу.

Характерні щодо рекреагенної дигресії ділянки для аналізу консортивних зв'язків афілофороїдних грибів з *Q. robur* вибирали маршрутним методом з урахуванням картографічної інформації та лісівничо-таксаційної характеристики

повідільної бази даних лісовпорядкування. Порівняння залежності візуального стану і розвитку насаджень від їхньої привабливості, просторового розміщення і доступності для рекреантів показало, що приузлині смуги лісу шириною до 30 м уздовж автошляху Київ-Одеса та на межах з селами є найбільш засміченими. Загалом, уваги заслуговує частина (36,2 га) урочища «Білогрудівська Дача», що поряд з міською лікарнею, віддалена до 1 км від перехрестя автошляху М05 (Київ–Одеса) та вул. Інтернаціональна. Вона уже включена до складу території. Ці лісостани лісовпорядниками віднесено до категорії «ділянки лісів навколо оздоровчих та рекреаційних територій». Маршрутні дослідження та аналіз лісовпорядних документів показав, що саме в цій приміській частині запас сухостійних дерев дуба материнського намету найбільший (до 10 м³/га) порівняно з рештою більш віддалених від Умані насаджень *Q. robur*, *C. betulus*, *Fraxinus pennsylvanica* Marshall. та *Ulmus minor* Mill. (до 5 м³/га).

Обрано два ідентичних за лісотипологічним потенціалом (тип лісу – Д₂гд) деревостани *Q. robur* – молодого (45 років) – пробна площа №1 (ПП1) у кв. 6, вид. 2 і середнього (91 років) віку – ПП2 у кв. 3, вид. 2. Перша ділянка (GPS-координати – широта: 48°46'33.81"N (48.776058); довгота: 30°16'0.67"E (30.266854)) більше віддалена від міста – 470 м від вулиці Білогрудівської та 350 м від міської лікарні, проте знаходиться навколо обладнаних населенням спортивних снарядів. Це одноярусні, але мішані лісові культури породного складу 7Дз2Лпд1Клг+Чзод.Акб (за даними лісовпорядкування кв. 6, вид. 2 – 9Дз1Лпд+Клг+Яз; бонітет I^a, повнота 0,7), із розміщенням дерев 0,7 м х 2,5 м і таким чередуванням рядів: Д_з-Лп_д-Д_з-Кл_г-Л_с-Д_з-Я_з-Ак_б. У підрості – *A. platanoides*, *T. cordata*, рідко – *C. betulus*. Друга ділянка (широта: 48°46'41.71"N (48.778254); довгота: 30°16'2.32"E (30.267312)) вдвічі ближче до міста, менш приваблива для відпочинку, проте пересічена стежками шириною 0,8–2,5 м і зазнала впливу вибіркової санітарної рубки. Деревостан двоярусний, I ярус складом 10Дз, за віку *Q. robur* вже не має ознак рядів, бонітет I, повнота 0,7. Він має добре розвинений другий ярус із порід-супутників *C. avium*, *C. betulus* та *A. platanoides*, який істотно пригнічує підріст і підлісок.

Дод. Д 9

**Лісівничо-таксаційна характеристика і санітарний стан деревостанів
ДДП «Софіївка»**

№	Кв., площа	Склад	Порода	Н _{сер} , м	Д _{сер} , см	N, шт./га	G, м ³ / га	Зімк-ть намету
1	12; 7,39	10Д _з +од.Г р _з + од.Я _з	<i>Q. robur</i>	23,07	54,15	102	158,9	0,5
			<i>C. betulus</i>	20,12	42,85	11		
			<i>F. excelsior</i>	21,35	50,42	15		
2	16; 5,3	10Г _в +од.К л _п + од.Я _з	<i>C. colurna</i>	22,56	35,83	325	287,5	0,8
			<i>A. campestre</i>	20,23	41,17	46		
			<i>F. excelsior</i>	20,98	39,75	57		

Дод. Д 10

Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів ур. «Кошик»

ПП	Кварт., вид.	Відстань від кар'єру, м	Склад деревостану	Порода	Вік А, років	Н, м	Д, м	Зімк-ть намету	Повнота	G, м ³ /га
1	4; 1	25	8Дз 1Брс 1Клг	Дз	Дз-153 Брс-72 Клг-74	Дз-18,7 Брс-16,3 Клг-15,4	Дз-37,5 Брс-20,6 Клг-19,5	0,55	0,53	120
2	4; 8	60	10Дз	Дз	170	17,6	45,8	0,38	0,29	50
3	4; 2	100	10Дз	Дз	150	19,8	51,4	0,62	0,46	100
4	4; 8	125	10Дз	Дз	150	19,8	51,4	0,62	0,42	100
5	2; 16	165	7Сз 3Дз	Сз	Сз-89 Дз-85	Сз-23,3 Дз-24,6	Сз-37,3 Дз-27,4	0,87	0,66	250
6	2; 17	195	10Дз	Дз	82	19,2	26,4	0,85	0,75	225
7 К	5; н/в	385 0	10Дз	Дз	213	18,7	61,5	0,80	0,60	н/в

Дод. Д 11

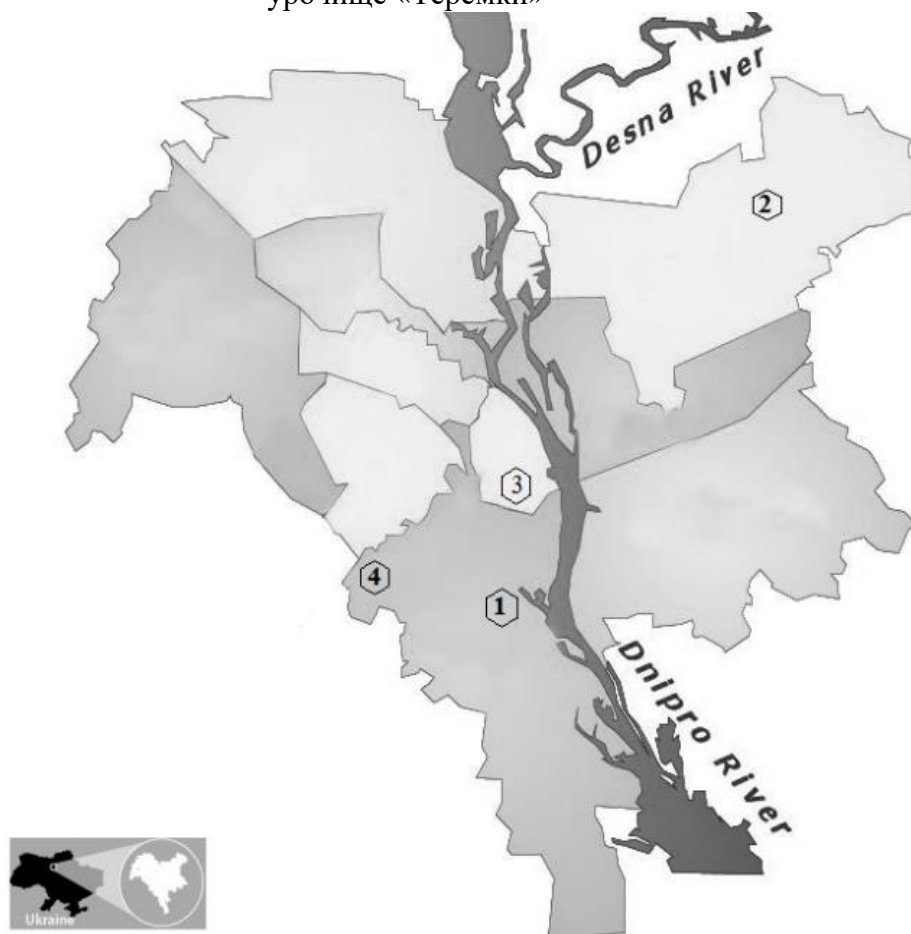
Характеристика ПП на території м. Києва

№	Назва об'єкту	Походж. рослин.	Статус	Рік ств.	Площа, га	Коорд.
1	ур. «Голо- сіївський ліс»	природне	НПП «Голосіївський»	1995	1879,43	50°22'01"N, 30°30'30"E
2	ур. «Терем- ки»	природне	НПП «Голосіївський»	2007	93,8	50°21'40"N, 30°27'15"E
3	ур.	напівпри- родні	Історико- культурна	1994	137,1	50°23'42"N, 30°32'53"E

	«Лиса гора»	вторинне	пам'ятка-музей «Київська фортеця»			
4	ур. «Біла діброва»	напівприродне, вторинне	Лісовий заказник регіонального значення	1978	3,0	50°54'68"N, 30°67'22"E

Дод. Д 12

Розташування ПП у природних та напівприродних лісах Києва: 1 – урочище «Голосіївський ліс», 2 – урочище «Біла діброва», 3 – урочище «Лиса гора», 4 – урочище «Теремки»



Загальна лісівничо-таксаційна характеристика модельних об'єктів

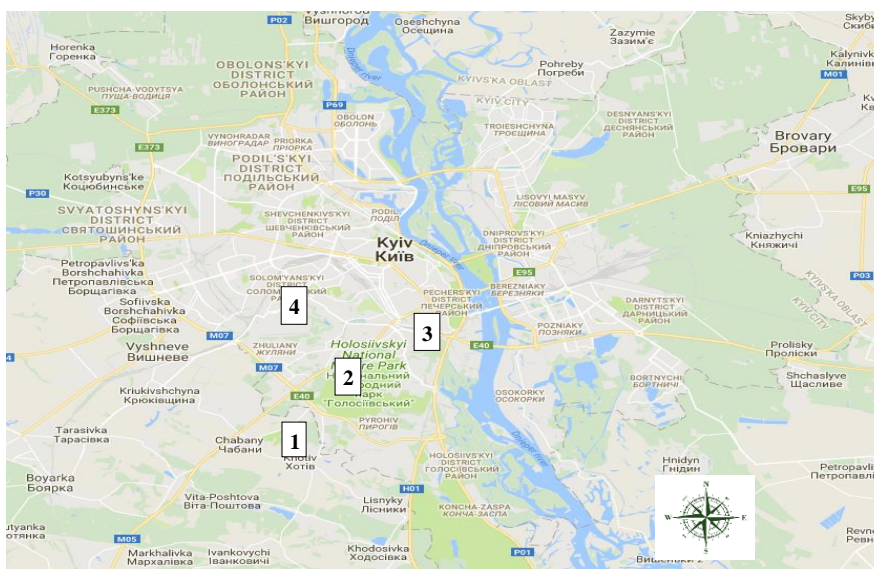
природних та напівприродних лісів м. Києва

№	Види	Вік, р.	N, шт.	D _{сер} , см	D _{min} -D _{max} ; S.D.	H _{сер} , м	H _{min} -H _{max} ; S.D.	P	G _n , м ² га ⁻¹
1	<i>Q. robur</i>	80-100	162	88,4	72,1-12,1; 9,77	17,8	14,9-19,1; 1,95	0,6 - 0,7	194,2
	<i>C. betulus</i>	60-80	194	29,7	24,5-39,7; 5,73	16,8	15,1-19,0; 1,93		99,3
	<i>T. cordata</i>	60-80	69	33,2	22,5-37,4; 7,48	15,0	13,1-16,9; 1,68		52,3
	<i>A. platanoides</i>	40-60	104	29,8	21,9-39,5; 6,13	14,1	13,0-15,8; 1,78		663,1
	<i>U. glabra</i>	60-80	75	32,5	24,7-45,3; 7,92	16,7	14,5-18,1; 2,02		43,0
2	<i>Q. robur</i>	60-80	137	53,8	46,1-80,5; 9,98	19,3	17,2-21,5; 1,65	0,7 - 0,8	119,8
	<i>P. sylvestris</i>	60-80	148	36,8	26,5-40,1; 7,04	18,1	15,4-19,9; 1,86		101,5
	<i>A. platanoides</i>	20-40	58	16,3	12,5-19,1; 7,25	12,1	10,7-13,6; 1,14		29,7
3	<i>Q. robur</i>	60-80	97	56,7	44,1-69,5; 5,03	18,2	14,5-19,9; 2,14	0,8 - 0,9	98,4
	<i>C. betulus</i>	60-80	56	22,5	19,8-31,3; 4,98	17,0	14,5-18,4; 1,25		48,1
	<i>A. platanoides</i>	40-60	87	24,1	17,5-29,7; 6,48	14,9	12,8-17,5; 2,35		64,1
	<i>T. cordata</i>	60-80	39	30,1	25,3-38,5; 8,26	14,8	12,8-18,0; 1,84		28,1
	<i>F. excelsior</i>	40-60	30	22,1	17,5-28,3; 5,74	15,1	13,9-16,8; 1,45		32,3
4	<i>Q. robur</i>	60-80	155	76,2	60,4-94,2; 8,12	19,1	16,4-24,3; 2,17	0,6 - 0,7	135,6
	<i>A. platanoides</i>	40-60	125	31,2	23,8-41,4; 8,55	15,3	13,7-18,0; 1,95		78,5
	<i>P. avium</i>	40-60	44	34,8	25,1-40,1; 5,14	15,1	12,9-18,2; 2,27		25,3

Додаток Е

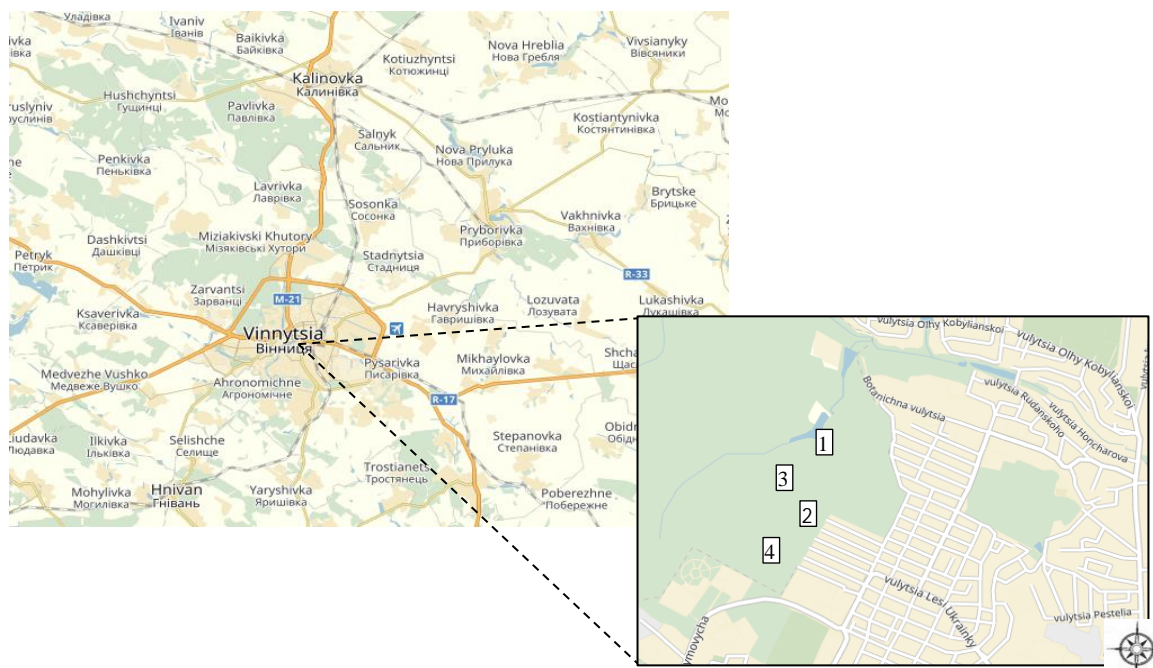
Дод. Е 1

Розташування ПП на території м. Києва щодо дослідження консортивних зв'язків



Дод. Е 3

Розташування ПП у межах зеленої зони м. Вінниця щодо дослідження консортивних зв'язків



Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів ПП у м. Києві

№	Види	А, р.	N, шт/га	D _{сер} , см	D _{min} -D _{max} ; S.D.	H _{сер} , м	H _{min} -H _{max} ; S.D.	P	G _n , м ² га ⁻¹
1	<i>Q. robur</i>	60-80	172	88,1	63,2-95,1; 8,38	19,0	16,1-24,2; 2,15	0,7 -	139,1
	<i>A. platanoides</i>	40-60	134	25,4	21,6-45,9; 8,99	15,4	13,8-18,2; 2,01	0,8	81,2
	<i>C. betulus</i>	60-80	108	28,9	20,8-34,3; 5,18	16,8	14,2-18,0; 1,75		66,4
	<i>P. avium</i>	40-60	51	32,7	28,7-39,6; 4,67	14,8	12,6-18,3; 2,38		27,1
2	<i>Q. robur</i>	60-80	160	82,5	75,8- 120,4; 9,21	17,7	14,9-19,3; 1,99	0,6 -	199,4
	<i>C. betulus</i>	60-80	201	29,8	23,5-40,5; 5,98	17,1	15,4-19,2; 2,14	0,7	99,0
	<i>T. cordata</i>	60-80	74	33,4	22,5-38,3; 8,01	15,7	13,0-16,9; 1,60		54,8
	<i>A. platanoides</i>	40-60	92	26,3	21,4-35,5; 4,86	13,8	12,7-15,4; 1,65		63,1
3	<i>Q. robur</i>	60-80	122	86,1	77,1- 118,5; 8,17	18,0	15,3-20,1; 1,96	0,6 -	125,7
	<i>C. betulus</i>	60-80	64	25,6	19,5-34,2; 5,12	17,3	14,3-18,1; 1,08	0,7	54,2
	<i>A. platanoides</i>	40-60	75	24,0	18,3-30,4; 6,79	14,3	11,7-17,0; 1,96		70,6
	<i>T. cordata</i>	60-80	73	28,5	24,1-36,7; 8,74	15,1	12,2-17,6; 1,99		63,5
	<i>F. excelsior</i>	40-60	18	20,7	16,1-26,4; 3,88	14,6	13,5-16,8; 1,78		19,1
4	<i>Q. robur</i>	60-80	98	78,5	68,4- 101,0; 9,12	16,9	14,7-18,8; 1,61	0,5 -	98,6
	<i>C. betulus</i>	60-80	78	22,4	17,0-28,5; 6,01	16,1	13,7-18,2; 1,67	0,6	28,7
	<i>U. glabra</i>	60-80	79	22,3	18,8-29,7; 7,41	13,9	11,8-15,1; 1,06		34,8
	<i>T. cordata</i>	40-60	65	22,8	20,4-34,5; 9,58	14,0	11,5-16,6; 1,78		46,2
	<i>A. platanoides</i>	40-60	81	18,7	15,1-27,8; 8,54	13,7	11,0-17,5; 2,47		57,1

**Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів на ПП зеленої
зони м. Вінниця**

№	Порода	А, р.	Н, м	H _{min} -H _{max} ; S.D.	D, см	D _{min} -D _{max} ; S.D.	N, шт./ га	М, м³/га	Р
1	<i>Q. robur</i>	70	26,5	24,1-27,8; 1,45	28,5	23,5-35,5; 5,65	180	298,1	0,50
	<i>C. betulus</i>	70	23,2	22,0-25,1; 1,76	29,1	23,4-34,2; 4,56	160		
	<i>A. platanoides</i>	50	22,1	20,0-24,1; 1,55	27,5	21,6-42,1; 5,98	110		
	<i>T. cordata</i>	50	19,9	17,2-21,1; 2,43	27,3	19,3-31,8; 6,45	55		
2	<i>Q. robur</i>	70	27,8	25,3-28,1; 1,78	39,6	28,3-44,5; 6,78	355	355,6	0,65
	<i>C. betulus</i>	70	22,0	20,3-22,4; 1,67	24,0	18,3-29,5; 5,77	150		
	<i>A. platanoides</i>	60	16,5	14,2-18,5; 2,01	19,0	15,5-27,3; 5,11	85		
	<i>T. cordata</i>	60	19,8	17,2-22,4;2,34	22,0	16,2-26,5; 6,44	92		
3	<i>Q. robur</i>	70	29,5	26,2-32,3; 2,45	43,2	30,2-55,4; 8,13	330	370,0	0,72
	<i>C. betulus</i>	70	22,7	20,0-24,3; 1,88	29,2	25,4036,7; 7,55	115		
	<i>A. platanoides</i>	65	27,1	23,2-30,3; 2,95	30,0	25,1-37,2; 5,90	140		
	<i>T. cordata</i>	65	18,0	17,2-19,5; 1,65	18,5	13,2-23,5; 4,78	90		
4	<i>Q. robur</i>	70	29,8	25,5-33,2; 2,45	39,6	33,1-56,8; 6,33	355	392,5	0,85
	<i>C. betulus</i>	70	25,1	23,1-27,1; 2,01	32,2	27,1-36,6; 5,55	110		
	<i>A. platanoides</i>	60	22,9	19,7-24,6; 2,23	28,1	20,0-35,3; 6,15	155		
	<i>T. cordata</i>	60	23,1	20,6-25,2; 2,15	29,7	23,5-31,2; 4,12	70		

Характеристика ПП на території ботанічного саду «Поділля»

Деревостани на дослідній ділянці БС «Поділля» (ПП2) є двошаровими, двох вікових класів– 60-80 та 40-60 років. Перший ярус сформований *Q. robur*, *Q. rubra*, *A. hippocastanum*, *C. betulus*, *T. cordata*, *P. sylvestris*, *Picea abies* (L.) Н. Karst., *Pseudotsuga menzies* (Mirb.) Franco, *A. platanoides*, *F. sylvatica*, *F. excelsior*, *U.*

glabra тощо. Другий ярус сформований *A. campestre*, *R. Pseudoacacia*, *A. negundo*, *P. avium*, *B. pendula*, *Betula pubescens* Ehrh. Чагарникова рослинність представлена *S. aucuparia*, *S. nigra*.

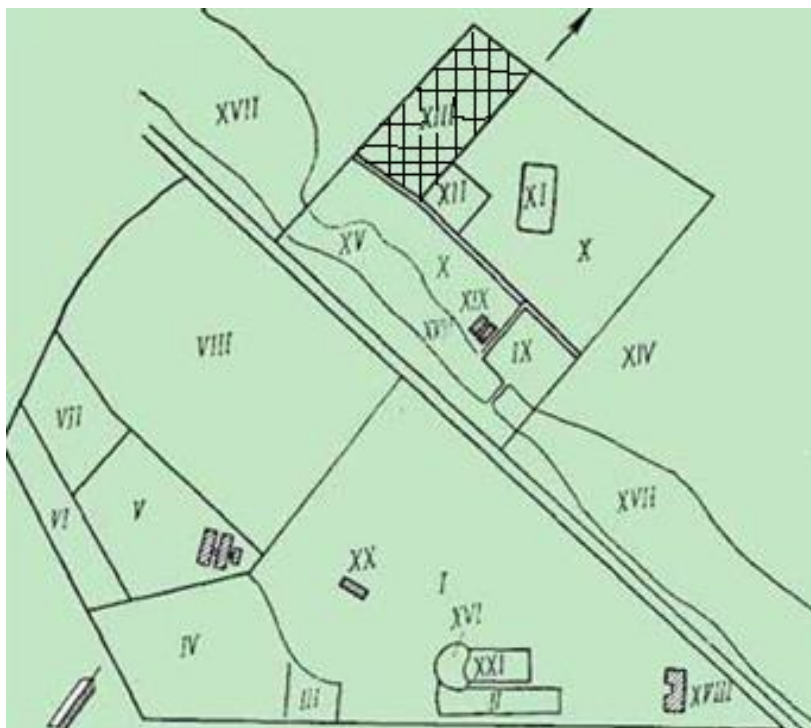


Рис. Е. 5.1 Розташування ПП на території БС «Поділля»:

(I — відділ флори Поділля; II — степова ділянка; III — відділ лікарських рослин Поділля; IV — помологічний сад; V — відділ квіткових рослин і парниково-оранжерейний комплекс; VI—розсадник деревних і чагарникових рослин; VII — експериментальне поле; VIII — музей М.І Пирогова; IX — сиренгарій; X — дендрарій; XI—розарій; XII—ділянка-система трав'янистих рослин; XIII — навчально-дослідна ділянка; XIV — відділ художніх ландшафтів та парк культури і відпочинку; XV — штучний острів з водними та прибережними подільськими рослинами; XVI — альпінарій; XVII — р. Вишня; XVIII — головний корпус ботанічного саду; XIX — теплиця — тимчасова; XX — насіннева лабораторія дендрарію і флори Поділля; XXI — геоморфологічна схема Поділля) (мапа з сайту <http://socrates.vsau.org/bg/article.html>)

Дод. Е 6

Характеристика ПП на території ботанічного саду імені акад. О.В. Фоміна

Деревостани на дослідній ділянці БС імені акад. О.В. Фоміна (ПП1) є двохярусними, двох вікових класів – 40-60 років та 60-80 років. Перший ярус сформований *Magnolia acuminata* L., *Magnolia grandiflora* L., *Platanus acerifolia* (Aiton) Willd., *Quercus robur* L., *Quercus rubra* L. та іншими видами. Другий ярус представлений в основному видами роду *Juglans* та *Pinus*, *Armeniaca vulgaris*

Lam., *Betula pendula* Roth, *Fagus sylvatica* L., *Gleditsia triacanthos* L., *Morus alba* L., *Pyrus communis* L., *Tilia cordata* Mill., *Ulmus glabra* Huds. Серед чагарників трапляються *Crataegus laevigata* (Poir.) DC., *Juniperus communis* L., *Rhododendron dauricum* L., *Sorbus aucuparia* L., *Syringa vulgaris* L., *Spiraea japonica* L. тощо.



Рис. Е. 6.1 Розташування ПП на території БС ім. О.В. Фоміна

Дод. Е 7

Характеристика ПП на території ботанічного саду НУБіП

Деревостани на дослідній ділянці БС НУБіП України (ППЗ) є також двоярусними, одного вікового класу– 40-60 років. Перший ярус сформований *Q. robur*, *Q. rubra*, *A. hippocastanum*, *G. triacanthos*, *T. cordata*, *P. sylvestris*, *T. baccata*, *A. platanooides*, *F. sylvatica* тощо. Другий ярус сформований *R. pseudoacacia*, *Catalpa bignonioides* Walter, *Acer saccharum* Marshall., *A. negundo*, *A. campestre*, *S. alba*, *A. glutinosa*, *Juglans mandshurica* Maxim, *J. regia*, *J. ailantifolia*. Чагарникова рослинність представлена *A. fruticosa*, *B. vulgaris*, *E. verrucosa*, *E. europaea*, *S. nigra*, *C. avellana* тощо.



Рис. Е.7.1 Розташування ПП на території БС НУБіП

Додаток Ж

Дод. Ж 1

Пошкодженість поверхні ґрунту рекреаційною діяльністю у «Сквері учасників партизанського руху» НПП «Холодний Яр»

ПП	Розподіл поверхні ґрунту за категоріями стану, %				
	1	2	3	4	5
	ґрунт не ушкоджений	одиничні проходи	стежка в підстильці	стежка без підстилки	стежка, дорога з розмивами
1	-	-	7	15	78
2	10	13	19	24	34
3	76	14	10	-	-

Дод. Ж 2

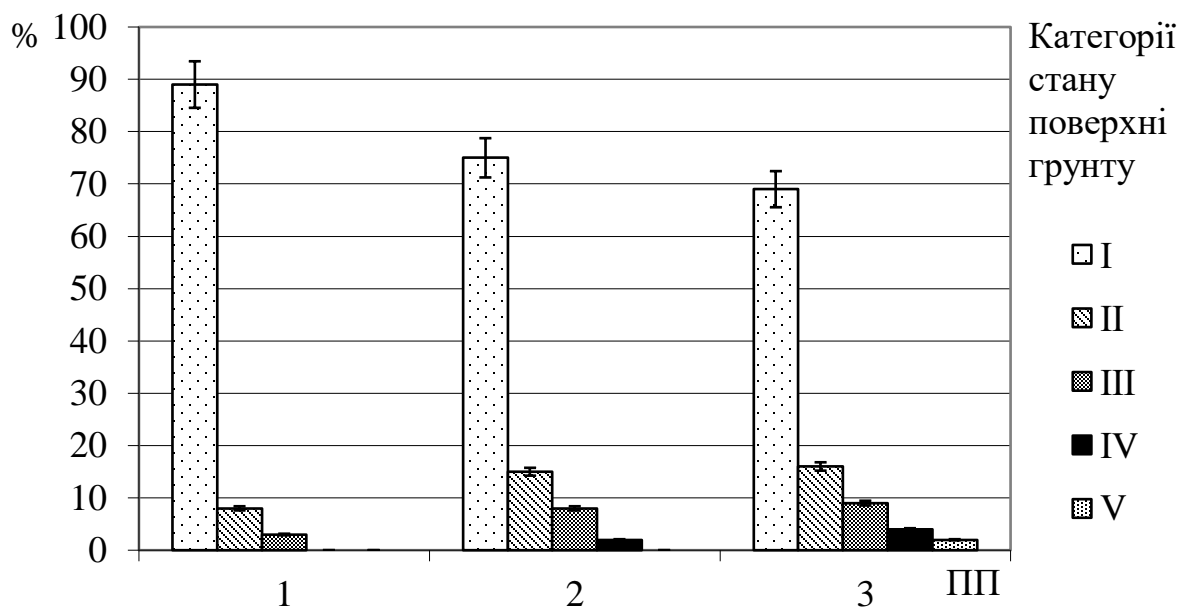
Спектри екоморф трав'яного покриву урочища «Голендерня»

Екоморфи	Число видів (%)			
	I	II	III	IV
Гідроморфи, Hd				
Гігрофіти	-	-	-	6,3
Гігромезофіти	33,3	50,0	57,1	25,0
Мезофіти	44,5	38,9	25,9	37,5
Субмезофіти	22,2	11,1	17,9	5,0
Гідроконтрастоморфи, fH				
Гідроконтрастофоби	-	-	10,5	11,7
Гемігідроконтрастофоби	56,3	50,0	55,2	17,7
Гемігідроконтрастофіли	43,7	33,3	34,3	70,6
Гідроконтрастофіли	-	16,7	-	-

Ацидоморфи, Rc				
Ацидофіли	12,5	-	-	-
Субацидофіли	50,0	50,0	61,1	58,8
Нейтрофіли	37,5	50,0	38,9	41,2
Трофоморфи, Tr				
Мезотрофи	12,5	16,7	31,0	5,9
Семієвтрофи	50,0	61,1	48,3	64,7
Евтрофи	31,3	22,2	20,7	23,5
Субглікотрофи	6,2	-	-	5,9
Нітроморфи, Nt				
Субанітрофіли	-	-	3,5	-
Гемінітрофіли	31,3	27,8	34,5	29,4
Нітрофіли	50,0	61,1	51,8	64,7
Еунітрофіли	18,7	22,2	10,3	5,9
Аероморфи, Ae				
Субаерофіли	37,5	38,9	37,9	29,4
Геміаерофоби	50,0	38,9	44,7	41,2
Субаерофоби	12,5	22,2	17,4	29,4

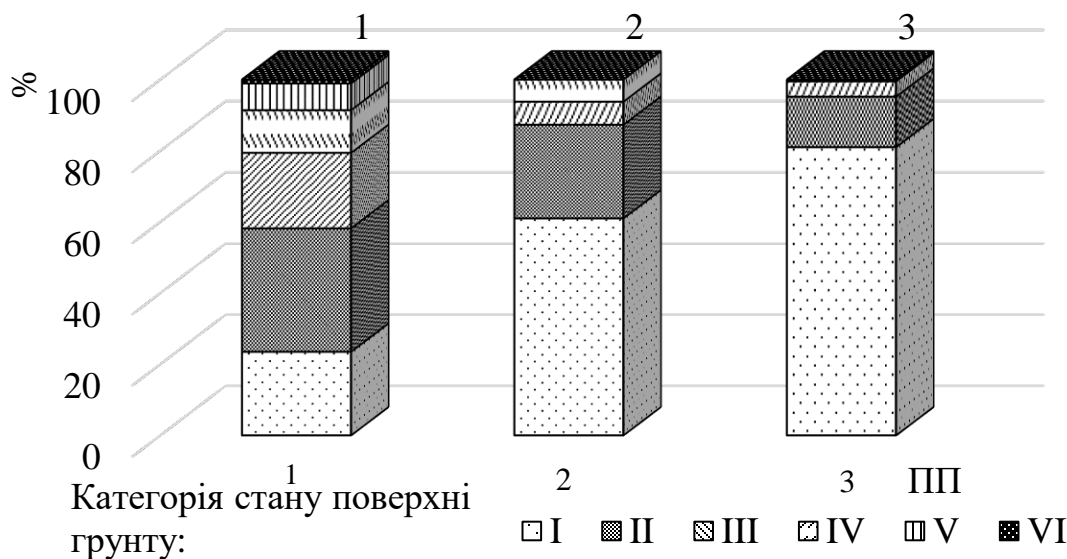
Дод Ж 3

**Стан поверхні ґрунту на ПП урочища «Боржава», Закарпатська
низовинна область**



Дод. Ж 4

Стан поверхні ґрунту на ІІІ урочища «Бізюк», Гірський Крим



Дод. Ж 5

Географічний спектр дендрофлори м. Трускавець

Флористичні області	К-ть видів	Частка від загальної кількості видів, %
Бореальне підцарство		
Циркумбореальна область	32	45,1
Східноазійська область	10	14,0
Атлантично-Північноамериканська область	10	14,0
Давньосередземноморське підцарство		
Середземноморська область	3	4,5
Ірано-Туранська область	7	9,7
Сахаро-Аравійська область	1	1,4
Види, які охоплюють дві і більше областей	8	11,3

Дод. Ж 6

Розподіл видів деревних рослин дендрофлори м. Трускавець за екологічними групами

Екологічні групи	Частка видів рослин, %
Гідроморфи, Hd	
Гігрофіти	8,5
Гігромезофіти	19,7
Мезофіти	52,1
Субмезофіти	19,7
Змінність зволоження, fH	
Гіпергідроконтрастофоби	1,4
Гідроконтрастофоби	4,2

Гемігідроконтрастофоби	56,3
Гемігідроконтрастофіли	26,7
Гідроконтрастофіли	11,4
Ацидоморфи, Rc	
Ацидофіли	14,1
Субацидофіли	35,2
Нейтрофіли	45,1
Базофіли	5,6
Узагальнений сольовий режим, Tr	
Семіоліготрофи	2,8
Мезотрофи	7,0
Семіевтрофи	40,8
Евтрофи	49,4
Нітроморфи, Nt	
Субанітрофіли	9,6
Гемінітрофіли	52,1
Нітрофіли	35,2
Еунітрофіли	2,8
Аероморфи, Ae	
Субаерофіли	28,2
Геміаерофоби	70,4
Субаерофоби	1,4

Дод. Ж 7

Порівняння даних щодо систематичної структури Черкасько-Чигиринського геоботанічного району з результатами інших авторів

В аналізі систематичної структури флори Черкасько-Чигиринського геоботанічного району інш. авторів 10 провідних родин мають іншу участь у фітоценозі: *Asteraceae* (11,5 %), *Poaceae* (8,2 %), *Brassicaceae* (5,4 %), *Caryophyllaceae* (5,4 %), *Fabaceae* (5,2 %), *Cyperaceae* (4,7 %), *Lamiaceae* (4,5 %), *Scrophulariaceae* (4,5 %), *Rosaceae* (4,4 %), *Ranunculaceae* (3,6 %) [719]. У десятку провідних родин, характерних для бореальної області [720], не ввійшла родина *Ariaceae*, натомість досить високе (4) місце займає родина *Ranunculaceae*, що характерно для помірних і холодних областей земної кулі та свідчить про тяжіння до більш північних областей [719]. Досліджувані нами фітоценози відрізняються низьким рангом родини *Rosaceae*, яка навіть не ввійшла до спектру провідних родин, тоді як у флорі бореальної області та України ця родина входить до п'яти провідних

родин, що вказує на порушеність екологічних умов і рослинного покриву долини річки.

Дод. Ж 8

Лісівничо-таксаційна характеристика, санітарний стан пірогенно пошкоджених соснових деревостанів 60-80 років

(Волинське ОУЛМГ, Маневицьке л-во, 19 квартал, 138 виділ)

№ ПП	Зона ураження вогнем	Середні		G, м ² /га	N, шт./га	P	Індекс стану	Висота нагару
		H, м	D, см					
1	сильна	21,5	65,9	21,04	264	0,7	3,59	3,4±0,2
2	середня	21,3	59,6	20,93	268	0,6	2,75	1,8±0,1
3	помірна	21,3	67,7	21,31	297	0,7	1,88	0,4±0,05

Дод. Ж 9

Систематична структура трав'яного ярусу ПП екопрофілю Ускутського водозбору

Родина	ПП					
	1		2		3	
	к-ть 40	%	к-ть 24	%	к-ть 19	%
<i>Asteraceae</i>	4	10,0	3	12,7	3	15,7
<i>Brassicaceae</i>	3	7,5	1	4,1	1	5,3
<i>Alliaceae</i>	1	2,5	1	4,1	-	-
<i>Apiaceae</i>	2	5,0	1	4,1	1	5,3
<i>Poaceae</i>	6	15,0	8	33,7	5	26,2
<i>Lamiaceae</i>	4	10,0	2	8,3	2	10,6
<i>Linaceae</i>	-	-	1	4,1	-	-
<i>Caryophyllaceae</i>	3	7,5	2	8,3	4	21,0
<i>Fabaceae</i>	7	17,5	2	8,3	1	5,3
<i>Rubiaceae</i>	1	2,5	1	4,1	-	-
<i>Polygonaceae</i>	2	5,0	-	-	1	5,3
<i>Juncaceae</i>	1	2,5	-	-	-	-
<i>Ranunculaceae</i>	1	2,5	-	-	-	-
<i>Rosaceae</i>	3	7,5	1	4,1	1	5,3
<i>Geraniaceae</i>	1	2,5	1	4,1	-	-
<i>Cistaceae</i>	1	2,5	-	-	-	-

**Таксаційна характеристика домінантних видів деревостанів у різних зонах
ерозійної трансформації водозбору р. Товариниця Покутсько-
Буковинських Карпат**

№	Вид	A, р.	N, шт./га	D _{сер} , см	D _{min} -D _{max} ; S.D.	H _{сер} , м	H _{min} -H _{max} ; S.D.	S*	G _n , м ² /га
1	<i>Q. robur</i>	60	112	23,1	19,5-24,8; 2,08	18,4	17,2-19,1; 0,68	0,30	48,2
	<i>A. alba</i>	60	89	28,1	25,8-30,1; 1,77	19,0	17,3-19,6; 0,70		37,0
2	<i>Q. robur</i>	64	127	23,8	21,2-25,8; 1,69	19,1	18,5-20,0; 0,61	0,50	61,3
	<i>A. alba</i>	64	105	28,0	27,2- 30,0;1,39	18,9	17,5-19,4; 0,56		44,5
3	<i>Q. robur</i>	64	165	25,9	23,1- 27,5;1,15	20,5	19,4-21,1; 0,64	0,80	88,8
	<i>A. alba</i>	64	103	32,5	29,4-33,0; 1,05	19,7	17,5-19,4; 0,56		44,9
4	<i>Q. robur</i>	66	210	28,0	26,1-29,0; 0,84	22,1	21,2-23,7; 0,60	0,90	99,1
	<i>A. alba</i>	64	140	34,0	31,7-36,9; 1,42	21,3	20,1-21,9; 0,37		52,5

Примітки: *S – зімкненість деревного намету

Тип лісу на ПП – свіжа ялинова діброва. Деревостан одноярусний, охоплює інтенсивну, середню та помірну зони ерозії, представлений *Q. robur* and *A. alba*. На ПП4 – деревостан двоярусний. Аналіз отриманого емпіричного матеріалу за градієнтом ерозійної трансформації показав, що найвищі таксаційні параметри (діаметр, висота, загальна кількість дерев тощо) були на ПП4. Зімкненість намету значною мірою відрізняється між ПП (0,30-0,90).

Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів у трансектах, закладених у різних типах екосистем

Назва	№	Відстань від замулених каналів, м	Тип лісу	Склад деревостану	Вид	А, р.	Н _{сеп} , м	D _{сеп} ,см	М, м³/га	Р
1. Загально-зоологічний заказник «Локоття»	1	50-100	Вологий дубово-сосновий субір (ВЗДС)	8Сз2Дз	<i>P.sylvestris</i>	60	12,1	22,8	112,4	0,42
					<i>Q. robur</i>	40	12,4	19,7		
	2	100-200		8Сз2Дз	<i>P.sylvestris</i>	60	12,3	23,1	121,8	0,53
					<i>Q. robur</i>	40	12,1	20,9		
	3	200-300		10Сз+Дз	<i>P.sylvestris</i>	60	13,5	23,0	127,1	0,61
					<i>Q. robur</i>	40	12,9	19,8		
2. Лісове болото «Зайване»	1	50-100	Вологий дубово-сосновий субір (ВЗДС)	7Сз3Дз+од Бп	<i>P.sylvestris</i>	65	13,9	18,4	139,9	0,61
					<i>Q. robur</i>	60	15,2	21,3		
	2	100-200		7Сз3Дз	<i>P.sylvestris</i>	65	13,2	18,1	124,2	0,63
					<i>Q. robur</i>	60	15,4	21,1		
	3	200-300		5Сз5Дз	<i>P.sylvestris</i>	80	15,3	23,8	147,8	0,84
					<i>Q. robur</i>	60	15,5	26,7		
3. Урочище «Вутишно»	1	50-100	Вологий дубово-сосновий субір (ВЗДС)	6Сз2Дз2Вч+од. Бп	<i>P.sylvestris</i>	80	16,8	20,4	138,4	0,75
					<i>Q. robur</i>	80	16,7	19,6		
					<i>A. glutinosa</i>	40	13,2	16,8		
	2	100-200		5Сз4Дз1Вч+од. Бп	<i>P.sylvestris</i>	80	17,3	21,7	155,0	0,54
					<i>Q. robur</i>	80	17,0	22,2		
					<i>A. glutinosa</i>	40	13,1	17,1		
	3	200-300		6Сз4Дз	<i>P.sylvestris</i>	80	17,9	27,8	161,4	0,62
					<i>Q. robur</i>	80	17,1	25,3		
4. Лісове болото «Сотно»	1	50-100	Сирий сосновий осушений бір (А4 СО)	5Сз5Бп	<i>P.sylvestris</i>	70	11,3	12,6	128,9	0,53
					<i>B. pendula</i>	45	8,1	7,2		
	2	100-200		5Сз5Бп	<i>P.sylvestris</i>	70	11,9	12,4	133,1	0,63
					<i>B. pendula</i>	45	8,8	7,6		
	3	200-300		10Сз	<i>P.sylvestris</i>	65	13,4	13,1	136,0	0,63
5. Лісове болото «Бабінець»	1	50-100	Сирий сосновий осушений бір (А4СО)	9Сз1Бп	<i>P.sylvestris</i>	65	10,9	12,5	110,6	0,72
					<i>B. pendula</i>	40	8,7	7,8		
	2	100-200		10Сз	<i>P.sylvestris</i>	65	11,2	12,8	121,5	0,72
	3	200-300		10Сз	<i>P.sylvestris</i>	65	12,3	15,0	149,4	0,86
6. Лісове болото «Болітце»	1	50-100	Сирий сосновий осушений бір (А4СО)	8Сз2Бп	<i>P.sylvestris</i>	60	9,5	11,1	109,1	0,64
					<i>B. pendula</i>	40	6,8	6,8		
	2	100-200		8Сз2Бп	<i>P.sylvestris</i>	60	10,1	12,5	124,2	0,65
					<i>B. pendula</i>	40	6,7	6,5		
	3	200-300		10Сз	<i>P.sylvestris</i>	60	11,1	13,8	138,0	0,72

Віталітетний аналіз деревостанів на трансектах, закладених у різних типах екосистем (Волинське Полісся)

№ трансекти	№ ПП	СКК					
		I	II	III	IV	V	VI
1. Загально-зоологічний заказник «Локоття»	1	2,2	2,6	2,6	3,2	2,8	3,0
	2	2,4	2,6	2,5	3,4	3,0	3,8
	3	1,8	3,0	3,0	4,0	3,8	4,2
2. Лісове болото «Зайване»	1	2,0	2,4	2,8	2,8	3,4	4,0
	2	2,3	2,0	3,0	3,5	3,0	4,2
	3	2,2	2,4	3,2	3,2	3,9	4,0
3. Урочище «Вутишно»	1	2,0	2,6	3,2	3,1	3,4	3,9
	2	2,1	3,0	3,2	3,2	3,4	4,0
	3	1,6	3,2	3,1	3,7	3,7	3,9
4. Лісове болото «Сотно»	1	1,8	2,7	2,0	2,9	3,8	3,8
	2	2,0	2,3	3,4	2,9	3,6	3,8
	3	1,8	2,0	3,3	3,4	3,4	3,8
5. Лісове болото «Бабінець»	1	2,2	2,1	3,2	3,4	2,9	3,7
	2	2,0	2,7	3,1	3,8	3,1	4,2
	3	1,2	2,5	3,4	4,1	3,5	4,5
6. Лісове болото «Болітце»	1	1,7	2,1	2,7	1,9	2,1	2,9
	2	1,6	2,0	2,8	3,2	2,6	3,9
	3	1,8	2,4	3,0	3,4	3,8	3,5

Біо- та екоморфічний спектр трав'яної рослинності в різних типах екосистем Західного Полісся

Ознаки життєвих форм	Розподіл біо- та екоморф рослин за трансектами																	
	I			II			III			IV			V			VI		
	ПП1	ПП2	ПП3	ПП1	ПП2	ПП3	ПП1	ПП2	ПП3	ПП1	ПП2	ПП3	ПП1	ПП2	ПП3	ПП1	ПП2	ПП3
	Частка видів, %																	
	Тривалість життєвого циклу																	
Однорічні	11,5	12,8	11,0	10,7	10,9	12,2	14,1	12,4	11,8	10,1	10,5	9,3	9,8	11,4	10,4	10,3	9,2	10,2
Дворічні	5,8	7,6	4,5	5,9	6,8	7,7	7,5	3,5	6,0	5,0	6,9	4,9	7,5	5,0	5,5	4,8	4,5	5,0
Багаторічні	82,7	79,9	84,5	83,4	82,3	80,1	78,4	84,1	82,2	84,9	82,6	85,8	82,7	83,6	84,1	84,9	86,3	84,8
Структура надземних пагонів																		
Повзучі	17,1	17,5	12,5	15,6	15,6	12,9	16,2	15,8	15,8	11,5	12,1	9,8	16,1	12,5	7,2	17,8	11,5	6,5
Розеткові	14,6	15,5	10,5	15,1	11,4	13,4	12,5	13,1	10,4	7,5	9,1	12,4	15,8	13,1	7,2	16,0	13,1	10,2
Безрозеткові	68,3	67,0	77,0	69,3	73,0	73,7	55,1	71,1	73,8	81,0	78,8	77,8	68,1	73,8	85,6	66,2	75,4	83,3
Структура надземних пагонів																		
Довгокореневищні	28,2	36,5	36,5	25,5	28,9	28,9	33,8	36,7	35,1	26,5	28,4	33,3	20,3	25,5	26,1	19,8	18,5	28,2
Короткокореневищні	19,5	5,5	7,3	10,2	6,8	8,5	11,3	9,9	10,4	8,1	17,3	16,7	9,4	3,5	7,3	15,5	14,1	6,5
Без утворень	52,3	58,0	56,2	64,3	64,3	62,6	54,9	53,4	54,5	65,4	54,3	50,0	70,3	71,0	66,6	64,7	67,4	65,3
Життєві форми за Раункієром																		
Терофіти	22,8	29,5	32,9	26,4	34,1	35,3	31,7	32,9	28,2	28,2	34,1	34,1	32,3	32,3	32,3	31,9	24,7	30,5
Хамефіти	9,4	10,6	8,2	10,6	7,0	10,6	4,7	7,0	9,4	5,9	8,2	9,4	4,7	9,4	7,0	4,7	9,4	7,0
Гемікриптофіти	36,4	37,6	46,0	34,8	46,0	44,7	36,6	49,5	54,2	35,3	35,4	44,8	38,3	36,0	48,9	31,7	41,2	40,2
Кріптофіти	31,7	22,3	12,9	28,2	12,9	9,4	27,0	10,6	8,2	30,6	22,3	11,7	24,7	22,3	11,8	31,7	24,7	22,3
Геліоморфи																		
Геліофіти	19,4	11,7	11,7	11,7	10,5	18,2	10,5	18,2	9,4	11,3	12,2	9,8	9,5	11,4	10,7	11,0	9,5	9,2
Геліосціофіти	23,1	20,5	26,7	24,7	31,2	35,5	28,1	25,6	29,3	22,4	32,6	33,5	26,7	28,0	24,9	29,4	29,4	31,5
Сціогеліофіти	38,7	41,2	39,8	44,5	39,4	40,5	42,4	39,7	41,5	41,5	46,0	38,5	39,4	41,2	41,6	38,6	40,2	37,7
Сціофіти	18,8	26,6	21,8	19,1	18,9	5,8	19,0	16,5	19,8	24,8	9,2	18,2	24,4	19,4	22,8	21,0	20,9	21,6
Ценоморфи																		
Галофіти	6,9	4,2	-	2,5	-	-	1,1	1,1	-	3,7	-	-	2,8	2,8	-	-	-	-
Палюданти	42,5	28,4	8,9	39,1	28,3	7,8	44,9	31,5	7,3	35,5	34,1	19,3	38,8	20,0	18,3	39,6	24,4	19,9
Сільванти	29,3	44,5	57,2	28,4	29,7	54,6	20,5	29,3	54,8	35,5	30,1	48,4	29,9	36,2	43,8	27,1	39,9	38,4
Пратанти	9,5	7,2	8,4	18,9	19,3	14,5	17,6	15,1	15,5	10,7	9,8	14,0	14,8	15,2	19,7	20,1	21,7	18,5
Рудеранти	11,8	15,7	25,5	11,1	22,7	23,1	15,9	23,0	22,4	14,6	26,0	18,3	13,7	25,8	18,2	13,2	14,0	23,2

Додаток 3

Дод. 3.1

Дуб червоний *Q. rubra*

Дуб червоний (*Q. rubra*) належить до північно-американських дубів, які з'явилися у Європі у XVII ст. Деякі автори стверджують, що вид був поширений на території Європи до льодовикового періоду, в районі Альп [743, 744, 752]. Це найвищий і найбільш швидкорослий вид дуба, на території північної Америки сягає висоти 20–30 м, 61–91 см – в діаметрі [743, 752]. За надзвичайно сприятливих умов рослини можуть сягати до 49 м у висоту та до 2,4 м в діаметрі. Дерева характеризуються коротким стовбуром, розлогою, асиметричною кроною, сірою або сірувато-коричневою корою, сильно розвиненим головним коренем. Жолуді приблизно 20-33 мм в довжину, з дрібними у формі блюдця чашечками, зберігаються у землі протягом зимово-весняного періоду. Найбільш інтенсивне плодоношення у *Q. rubra* зафіксовано у 25-річному віці, жолуді дає кожні 2-5 років [740–743, 752, 753].

Дод. 3.2

Дуб звичайний *Q. robur*

На відміну від *Q. rubra*, *Q. robur* є аборигенним видом для території України, сягає висоти 20-40 м, 0,8-1,5 м в діаметрі. Дерева характеризуються добре розвиненим головним коренем. Крона густа, шатроподібна, пірамідальна, асиметрична з товстим стовбуром. У молодих дерев стовбур неправильний, колінчастий. Кора темно-сіра, товста. У віці 20-30 років на корі утворюються глибокі тріщини. Вид є теплолюбивий. При температурі нижче -41°C пошкоджуються морозами дерева, в основному, середньовікові та пристигаючі. Є також винятково вимогливим до світла порівняно з *Q. rubra*, поступаючись при цьому лише *L. decidua*, *F. excelsior*, *P. tremula* та *P. sylvestris*. Відрізняється уповільненим ростом до 10-15 років. *Q. robur* росте на досить різноманітних ґрунтах, не витримує лише кислі ґрунти, солонці та солончаки [19, 282, 697, 741, 742, 745, 750, 751]. К.Б. Лосіцький [750] відмічав, що більш вимогливою до родючості ґрунту є пізня форма *Q. robur*. З.Ф. Савченко-Погребняк [751]

зазначає, що дуб звичайний є посухостійкою породою, цінною для степового лісорозведення. Однією з причин погіршення стану *Q. robur* на території України, за літературними даними, є кліматичні умови: переважання кількості опадів над обсягом випаровування з окремими посушливими періодами влітку, поєднання низьких зимових температур з весняним перезволоженням верхніх горизонтів ґрунту, які пересихають у літній період, призводячи до масового розмноження шкідників [31].

Дод. 3.3

Дівочий виноград п'ятилисточковий *P. quinquefolia*

Загалом рід налічує 13 видів, які в основному поширені в Азії та Північній Америці. У Старому світі існує приблизно 10 видів, поширених переважно в Східній Азії, один вид – у Західній Індії та Шрі-Ланці, один – на Яві на півночі Таїланду, а три – у Північній Америці [767]. Зазначений рід має складну таксономічну історію [767]. Назва роду походить від грецького «партеноса», «діва» та «кисос» (латинізовано як «циссус») – плющ. В урбанізованих лісах агресивні ліановидні інтродуценти призводять до неконтрольованої трансформації насаджень. Зокрема, стихійне поширення нехарактерного виду *P. quinquefolia* відзначено для багатьох природних зон світу [755–767]. У багатьох країнах Європи та світу вид класифікують як інвазійний екологічний бур'ян [763, 764]. Проте, *P. quinquefolia* в літературі відзначають також як цінний таксон для вертикального озеленення, він сприяє збільшенню загальної асиміляційної поверхні та знижує теплові випромінювання до 50% [761]. Для *P. quinquefolia* видовий епітет означає «п'ятирічний», маючи на увазі зубці на кожному листку.

P. quinquefolia – швидкозростаючий мезофанерофіт висотою 7–20 м, який піднімається вертикально, закріплюючись на деревах, стовпах або інших спорудах. Ліана утворює густий намет з листків, затінюючи при цьому трави, чагарники та дерева. Пагони рослини можуть сягати в діаметрі до 7 см. При відсутності опори стеляться по землі, утворюючи зарості, рослини укореняються в вузлах, а у вологих місцях додаткове коріння утворюється також на міжвузлях. Молоді пагони червоного кольору. Вусики в довжину сягають 5–13 см з 3–5

розгалуженнями та закінчуються дисковидними присосками. Верхівки молодих вусиків вигнуті та згодом перетворюються на присоски. Листки овально-еліптичні довжиною 4–15 см зверху темно-зеленого кольору, знизу сизуватого відтінку, опушені або повністю або по жилках. Черешок довжиною 5–15 см, неопушений. Бутони квітки еліптичні 2–3 мм довжиною, верхівка округла, чашечка ціла. Пелюстки еліптичні 1,7–2,7 мм, пильник 0,6–0,8 мм, диск непомітний. Суцвіття – щиток, зібраний у волоть з центральною віссю. Плоди синьо-чорного кольору з 2–4 насінинами [760; <https://www.cabi.org/isc/datasheet>].

Дод. 3.4

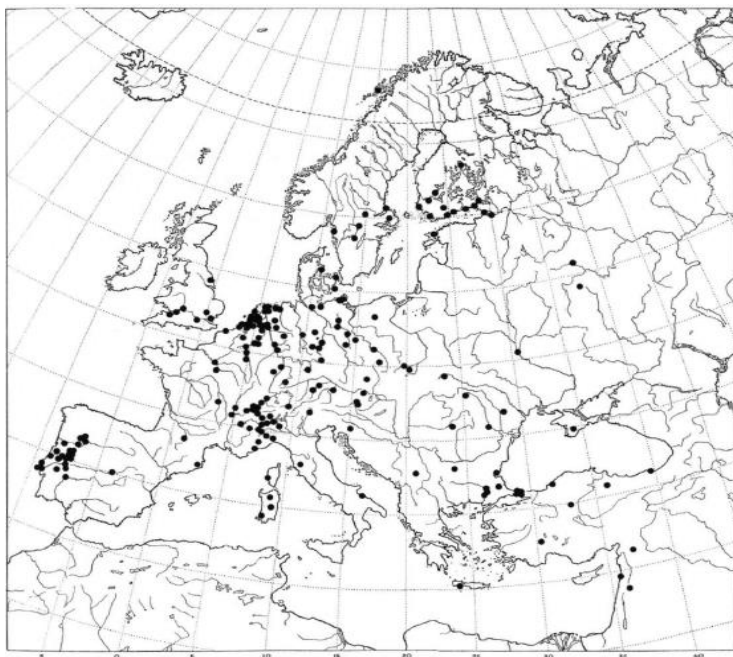
Кропива глуха пурпурова *Lamium purpureum* L.

Кропива глуха пурпурова *Lamium purpureum* L. відноситься до сімейства губоцвіті (*Lamiaceae*). *L. purpureum* – одно-, рідше дворічник висотою 10-30 см. Рослина має чотириохгранні лежачі, прямі та гіллясті стебла з нещільним опушенням, в міжвузлях – блискучі, у верхній частині – з пурпуровим забарвленням. Листя – перехресно-супротивні, м'яковолосисті, зморшкуваті, з вираженим жилкуванням. Нижні листки зеленого кольору розташовані на черешках (довжина 2–5 см), мають яйцевидно-серцеподібну форму, нерівномірно зубчасту листову пластинку, загальна довжина листків сягає 1–3 см, ширина – 1-2 см. Верхні листки розташовані на черешках довжиною лише 0,2–0,5 см або сидячі, яйцеподібної форми, здебільшого мають пурпурове або зелене забарвлення. Приквіткові листки – яйцеподібні та коротко загострені. Квітки *L. purpureum* пурпурного або рожевого кольору, розташовані в багатоквіткових (по 6–10 шт.) пазушних мутовках. Чашечка – пурпурова, дзвоникоподібна з 5 ланцетними зубцями, без опушення, 0,7–0,9 см завдовжки і 0,15 см шириною. Вінчик має таке саме забарвлення, як і чашечка, зовні опушений, з тонкою, прямою трубкою 1,0–1,3 см. Верхня губа має шоломоподібну форму (0,35–0,40 см завдовжки), нижня губа – трьохлопатева, з ліловими плямами, глибоко надрізана на верхівці. Плід – сірий оберненояйцевидний горішок, 0,20–0,25 см завдовжки і 0,10–0,30 см шириною.

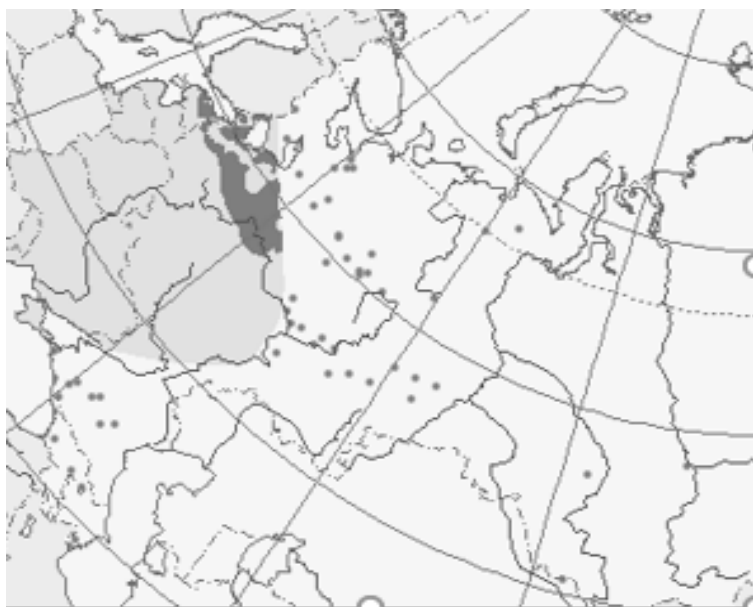
Максимальна плодючість однієї рослини становить 1700 горішків. Цвіте *L. purpureum* з квітня по жовтень [364].

Дод. 3 5

Мапа поширення *L. purpureum*: а) – природний ареал; б) – вторинний ареал, за матеріалами http://www.agroatlas.ru/ru/content/weeds/Lamium_purpureum/map/



а)



б)

Сажник ржавий *Schoenus ferrugineus* L

Schoenus ferrugineus L., представник родини *Cyperaceae* Juss., є вразливим, погранично-ареальним, не чисельним у трансформованих екотопах видом, із вузькою екологічною амплітудою. Ареалом поширення *S. ferrugineus* є Центральна Європа, Скандинавський півострів та подекуди Середземномор'я [773–775]. Вид також трапляється на території Південного Уралу [776]. Біотопи за участі *S. ferrugineus* є рідкісними [613]. Вид занесено до Червоної книги України [612]. На території України *S. ferrugineus* поширений в межах Волинської та Подільської височин, Малого Полісся, Розточчя та Закарпатської низовини. Відомі популяції нечисельні та займають невеликі ділянки евтрофних боліт, переважно сформованих на карбонатних породах. Рослинні угруповання, сформовані зазначеним видом, виконують ґрунтозберігаюче, водоохоронне та торфотвірне значення та належать до категорії «рідкісні» за природоохоронним статусом Зеленої книги України [613]. Варто зазначити, що внаслідок проведення меліоративно-осушувальних робіт в 60-70 рр. минулого сторіччя відмічалось зникнення багатьох місцезростань виду. В роботах авторів відмічена поява нових, переважно трансформованих угруповань *S. ferrugineus* на вториннозаболочених ділянках та здійснена оцінка віталітетної структури ценопопуляцій виду [777–779]. Пірогенна деградація є також однією з основних проблем антропогенної трансформації лісових торфовищ.

Дод. 3 7

Генетичні горизонти пірогенно-видозміненого ґрунту в умовах Малого Полісся

За глибиною залягання виявлено 6 генетичних горизонтів: Н₀ (3-0 см) – лісова підстилка, злакова рослинність; Н_Е (0-6 см) – гумусово-елювіальний горизонт, попіл сіро-чорного кольору; Е_к (7-25 см) – перехідний елювіальний карбонатний горизонт, пірогенно-змінене утворення, з невеликим вмістом вологи, карбонатний, більш щільний, темно-сіро-чорного кольору; Н_{ек} (26-40 см) – перехідний гумусово-елювіальний горизонт, темнуватого-сірий, грудкуватої

структури, середньо-суглинковий; пірогенне утворення темно-чорного кольору, вологий, щільний; Нтк (41–60 см) – торфянистий карбонатний горизонт, темно-коричневий, карбонатний, вологий, щільний; коричнево-бурий торф, вологий, подекуди рештки рослин; Нті (61-120 см) – торфянистий ілювіальний горизонт, нерозкладений, вологий, багато напіврозкладених решток рослин; перехідний горизонт, прошарки сірого піску з торфом бурого забарвлення, неоднорідний; Нткг1 (121 см і глибше) – торфянистий карбонатний, глеєвий горизонт, подекуди мушлі молюсків, з глибини 205 см просочується вода; темно-сірий торф з прошарками піску, вода просочується на глибині 180 см.

Додаток К

Дод. К 1

Таксономічні структури ксилімікобонтів
Природні ліси Київського Полісся та Київської височинної області

ASCOMYCOTA / PEZIZOMYCOTINA / LEOTIOMYCETES / LEOTIOMYCETIDAE / Helotiales (1;1;1)	
Bulgariaceae (1;1)	<i>Bulgaria inquinans</i> (Pers.) Fr.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Corticiales (1;1;1)	
Corticaceae (1;1)	<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Hymenochaetales (1;2;2)	
Hymenochaetaceae (2;2)	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév., <i>Phellinus robustus</i> (P.°Karst.) Bourdot et Galzin
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Polyporales (3;8;10)	
Fomitopsidaceae (2;2)	<i>Fomitopsis pinicola</i> (Sw.) P.°Karst., <i>Piptoporus betulinus</i> (Bull.) P.°Karst.
Meruliaceae (2;2)	<i>Gloeoporus dichrous</i> (Fr.) Bres., <i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P.°Karst.
Polyporaceae (4;6)	<i>Daedaleopsis confragosa</i> (Bolton) J.°Schröt., <i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr., <i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Pilát, <i>T. pubescens</i> (Schumach.) Pilát, <i>Trichaptum biforme</i> (Fr.) Ryvarden, <i>T. hollii</i> (J.C.°Schmidt) Kreisel
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Russulales (2;2;4)	
Auriscalpiaceae (1;1)	<i>Auriscalpium vulgare</i> Gray
Stereaceae (1;3)	<i>Stereum gausapatum</i> (Fr.) Fr., <i>S. hirsutum</i> (Willd.) Pers., <i>S. subtomentosum</i> Pouzar
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Thelephorales (1;1;1)	
Thelephoraceae (1;1)	<i>Thelephora terrestris</i> Ehrh.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / AGARICOMYCETIDAE / Agaricales (10;10;13)	
Agaricaceae (1;1)	<i>Lycoperdon pyriforme</i> Schaeff.
Amanitaceae (1;2)	<i>Amanita muscaria</i> (L.) Lam., <i>A. phalloides</i> (Fr.) Link
Fistulinaceae (1;1)	<i>Fistulina hepatica</i> (Schaeff.) With.
Inocybaceae (1;1)	<i>Crepidotus variabilis</i> (Pers.) P.°Kumm.
Physalacriaceae (1;1)	<i>Armillaria mellea</i> (Vahl) P.Kumm.
Pleurotaceae (1;1)	<i>Pleurotus ostreatus</i> (Jacq.) P.°Kumm.
Pluteaceae (1;1)	<i>Pluteus cervinus</i> (Schaeff.) P. Kumm.
Pterulaceae (1;1)	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.) M.P.°Christ
Schizophyllaceae (1;1)	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.
Strophariaceae (1;3)	<i>Hypholoma capnoides</i> (Fr.) P. Kumm., <i>H. fasciculare</i> (Huds.) P.°Kumm., <i>H. lateritium</i> (Schaeff.) P.°Kumm.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / AGARICOMYCETIDAE / Boletales (3;6;7)	
Boletaceae (4;5)	<i>Boletus badius</i> (Fr.) Fr., <i>B. edulis</i> Bull., <i>Leccinum scabrum</i> (Bull.) Gray, <i>Xerocomellus chrysenteron</i> (Bull.) Sutara, <i>Xerocomus pruinatus</i> (Fr. et Hök) Qué.
Paxillaceae (1;1)	<i>Paxillus involutus</i> (Batsch) Fr.
Suillaceae (1;1)	<i>Suillus luteus</i> (L.) Roussel

Дод. К 2

**Віталітетна структура *Q. robur* та видова структура грибів ПП
Київського Полісся та Київської височинної області**

№ п/п	Вид гриба	Розподіл дерев за класами Крафта*			
		I	II	III	IV
1	<i>Crepidotus variabilis</i>	–	0/9,1	–	12,5/0
2	<i>Hypholoma fasciculare</i>	12,5/9,1	–	–	–
3	<i>Lycoperdon pyriforme</i>	25,0/18,2	–	12,5/0	12,5/0
4	<i>Paxillus involutus</i>	–	–	–	12,5/0
5	<i>Phellinus robustus</i>	12,5/36,4	–	–	–
6	<i>Fistulina hepatica</i>	–	0/9,1	–	–
7	<i>Radulomyces molaris</i>	0/9,1	–	–	–
8	<i>Stereum hirsutum</i>	0/9,1	–	–	–
Частка знахідок грибів		50,0/81,9	0/18,2	12,5/0	37,5/0
Частка дерев у кожній категорії		33,3/47,4	33,3/38,2	26,7/11,8	6,7/2,6

Примітка* частка знахідок грибів для дерев кожного класу: числівник – дані відносно ПП1; знаменник – ПП2.

Дод. К 4

**Таксономічні структури ксилемікобонтів
Лісовий масив «Білогрудівська дача», м. Умань**

Порядки	Родини	Види
Agaricales	Pterulaceae	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.) Christ.
	Schizophyllaceae	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.
Auriculariales	Exidiaceae	<i>Exidia glandulosa</i> (Bull.) Fr.
		<i>E. truncata</i> Fr.
Corticiales	Corticaceae	<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire
Hymenochaetales	Hymenochaetaceae	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév.
		<i>Phellinus ferruginosus</i> (Schad.) Pat.
		<i>P. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin
Polyporales	Phanerochaetaceae	<i>Hapalopilus nidulans</i> (Fr.) P. Karst.
		<i>Steccherinum fimbriatum</i> (Pers.) J. Erikss.
	Polyporaceae	<i>Daedaleopsis confragosa</i> var. <i>tricolor</i> (Bull.) Bondartsev et Singer
Russulales	Peniophoraceae	<i>Peniophora laeta</i> (Fr.) Donk
		<i>P. quercina</i> (Pers.) Cooke
Tremellales	Tremellaceae	<i>Tremella mesenterica</i> (Schaeff.) Retz.
Всього:	7	14

**Таксономічні структури ксилімікобонтів
екотону Київського Полісся та Київської височинної області**

ASCOMYCOTA / PEZIZOMYCOTINA / LEOTIOMYCETES / LEOTIOMYCETIDAE / Helotiales (1;1;1)	
Helotiaceae (1;1)	<i>Ascocoryne sarcoides</i> (Jacq.) J.W.°Groves et D.E.°Wilson
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Hymenochaetales (1;2;2)	
Hymenochaetaceae (2;2)	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév., <i>Phellinus robustus</i> (P.°Karst.) Bourdot et Galzin
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Polyporales (3;5;7)	
Fomitopsidaceae (2;2)	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill, <i>Phaeolus schwainitzii</i> (Fr.) Pat.
Meruliaceae (1;1)	<i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P.°Karst.
Polyporaceae (2;4)	<i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Lloyd, <i>T. ochraceae</i> (Pers.) Gilb. et Ryvarden, <i>T. versicolor</i> (L.) Lloyd, <i>Trichaptum hollii</i> (J.C.°Schmidt) Kreisel
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Russulales (2;2;4)	
Auriscalpiaceae (1;1)	<i>Auriscalpium vulgare</i> Gray
Stereaceae (1;3)	<i>Stereum gausapatum</i> (Fr.) Fr., <i>S. hirsutum</i> (Willd.) Pers., <i>S.°sanguinolentum</i> (Alb. et Schwein.) Fr.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / AGARICOMYCETIDAE / Agaricales (5;6;6)	
Agaricaceae (2;2)	<i>Crucibulum crucibuliforme</i> (Scop.) V.S.°White, <i>Lycoperdon pyriforme</i> Schaeff.
Fistulinaceae (1;1)	<i>Fistulina hepatica</i> (Schaeff.) With.
Inocybaceae (1;1)	<i>Crepidotus variabilis</i> (Pers.) P.°Kumm.
Pleurotaceae (1;1)	<i>Pleurotus ostreatus</i> (Jacq.) P.°Kumm.
Strophariaceae (1;1)	<i>Hypholoma fasciculare</i> (Huds.) P.°Kumm.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / AGARICOMYCETIDAE / Boletales (2;3;3)	
Boletaceae (2;2)	<i>Boletus badius</i> (Fr.) Fr., <i>Xerocomellus chrysenteron</i> (Bull.) Sutara
Paxillaceae (1;1)	<i>Paxillus involutus</i> (Batsch) Fr.

Таксономічні структури ксилімікобонтів, урочище «Кошик»

BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES		
Corticiales (1;2;2)	Corticiaceae (2;2)	<i>Dendrothele</i> (1), <i>Vuilleminia</i> (1)
Hymenochaetales (2;4;7)	Hymenochaetaceae (2;4)	<i>Hymenochaete</i> (1), <i>Phellinus</i> (3)
	Schizoporaceae (2;3)	<i>Oxyporus</i> (1), <i>Schizopora</i> (2)
Polyporales (4;4;4)	Fomitopsidaceae (1;1)	<i>Laetiporus</i> (1)
	Meruliaceae (1;1)	<i>Hyphoderma</i> (1)
	Phanerochaetaceae (1;1)	<i>Phanerochaete</i> (1)
	Polyporaceae (1;1)	<i>Trametes</i> (1)
Russulales (2;2;5)	Peniophoraceae (1;2)	<i>Peniophora</i> (2)
	Stereaceae (1;3)	<i>Stereum</i> (3)
Agaricales (3;3;3)	Physalacriaceae (1;1)	<i>Cylindrobasidium</i> (1)
	Pterulaceae (1;1)	<i>Radulomyces</i> (1)
	Schizophyllaceae (1;1)	<i>Schizophyllum</i> (1)

Таксономічні структури ксилімікобонтів Паркові екосистеми ДДП «Софіївка»

Порядки	Родини	Види
Agaricales	Pterulaceae	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.) Christ.
	Schizophyllaceae	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.
Auriculariales	Exidiaceae	<i>Exidia glandulosa</i> (Bull.) Fr.
		<i>E. truncata</i> Fr.
Corticiales	Corticiaceae	<i>Lyomyces crustosus</i> (Pers.) P. Karst.
		<i>Vuilleminia coryli</i> Boidin, Lanq. et Gilles
		<i>V. comedens</i> (Nees) Maire
Hymenochaetales	Hymenochaetaceae	<i>Phellinus contiguus</i> (Pers.) Pat.
		<i>P. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin
Polyporales	Fomitopsidaceae	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill
	Meruliaceae	<i>Hyphoderma cremeoalbum</i> (Höhn. et Litsch.) Jülich
		<i>Steccherinum ochraceum</i> (Pers. ex J.F. Gmel.) Gray
	Phanerochaetaceae	<i>Phanerochaete laevis</i> (Fr.) J. Erikss. et Ryvarden
	Polyporaceae	<i>Polyporus arcularius</i> (Batsch) Fr.
Russulales	Peniophoraceae	<i>Peniophora cinerea</i> (Pers.) Cooke
		<i>P. limitata</i> (Chaillet ex Fr.) Cooke
		<i>P. quercina</i> (Pers.) Cooke
	Stereaceae	<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers.
		<i>S. rugosum</i> Pers.
		<i>S. subtomentosum</i> Pouzar
Tremellales	Phaeotremellaceae	<i>Phaeotremella pholiacea</i> (Pers.) Wedin
	Tremellaceae	<i>Tremella mesenterica</i> (Schaeff.) Retz.
Всього: 7	13	22

**Таксономічні структури ксилімікобонтів
Паркові екосистеми ДДП «Олександрія»**

ASCOMYCOTA / PEZIZOMYCOTINA / LEOTIOMYCETES / LEOTIOMYCETIDAE / Helotiales (1;1;1)	
Helotiaceae (1;1)	<i>Ascocoryne sarcoides</i> (Jacq.) J.W.°Groves et D.E.°Wilson
ASCOMYCOTA / PEZIZOMYCOTINA / SORDARIOMYCETES / XYLARIOMYCETIDAE / Xylariales (1;1;1)	
Xylariaceae (1;1)	<i>Xylaria polymorpha</i> (Pers.) Grev.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Corticiales (1;1;1)	
Corticiaceae (1;1)	<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Hymenochaetales (2;4;4)	
Hymenochaetaceae (3;3)	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév., <i>Inocutis dryophila</i> (Berk.) Fiasson et Niemelä, <i>Phellinus robustus</i> (P.°Karst.) Bourdot et Galzin
Schizoporaceae (1;1)	<i>Schizopora paradoxa</i> (Schrad.) Donk
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Polyporales (4;6;9)	
Fomitopsidaceae (1;1)	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill
Ganodermataceae (1;2)	<i>Ganoderma lipsiense</i> (Batsch) G.F.°Atk., <i>G. lucidum</i> (Curtis) P. Karst.
Meruliaceae (1;1)	<i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P.°Karst.
Polyporaceae (3;5)	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr., <i>Polyporus alveolaris</i> (DC.) Bondartsev et Singer, <i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr., <i>T. hirsuta</i> (Wulfen) Pilát, <i>T. versicolor</i> (L.) Lloyd
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Russulales (3;3;4)	
Auriscalpiaceae (1;1)	<i>Auriscalpium vulgare</i> Gray
Peniophoraceae (1;1)	<i>Peniophora quercina</i> (Pers.) Cooke
Stereaceae (1;2)	<i>Stereum gausapatum</i> (Fr.) Fr., <i>S. hirsutum</i> (Willd.) Pers.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Thelephorales (1;1;1)	
Thelephoraceae (1;1)	<i>Thelephora terrestris</i> Ehrh.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / AGARICOMYCETIDAE / Agaricales (7;11;13)	
Agaricaceae (4;4)	<i>Calvatia utriformis</i> (Bull.) Jaap, <i>Chlorophyllum rhacodes</i> (Vittad.) Vellinga, <i>Crucibulum crucibuliforme</i> (Scop.) V.S.°White, <i>Cyathus striatus</i> (Huds.) Willd.
Fistulinaceae (1;1)	<i>Fistulina hepatica</i> (Schaeff.) With.
Inocybaceae (1;2)	<i>Crepidotus mollis</i> (Schaeff.) Staude, <i>C. variabilis</i> (Pers.) P.°Kumm.
Mycenaceae (1;1)	<i>Panellus stipticus</i> (Bull.) P.°Karst.
Pterulaceae (1;1)	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.) M.P.°Christ
Schizophyllaceae (1;1)	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.
Strophariaceae (2;3)	<i>Hypholoma fasciculare</i> (Huds.) P.°Kumm., <i>H. lateritium</i> (Schaeff.) P.°Kumm., <i>Stropharia aeruginosa</i> (Curtis) Qué.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / AGARICOMYCETIDAE / Boletales (2;4;5)	
Boletaceae (3;4)	<i>Boletus badius</i> (Fr.) Fr., <i>B. rubellus</i> Krombh., <i>Xerocomellus chrysenteron</i> (Bull.) Sutara, <i>Xerocomus pruvinatus</i> (Fr. et Hök) Qué.
Suillaceae (1;1)	<i>Suillus granulatus</i> (L.) Roussel

Таксономічні структури ксилімікобонтів

Паркові екосистеми м. Києва

BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Corticiales (1;3;3)	
Corticiaceae (3;3)	<i>Corticium roseum</i> Pers., <i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke, <i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Hymenochaetales (3;5;7)	
Hymenochaetaceae (2;3)	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév., <i>Phellinus ferruginosus</i> (Schad.) Pat., <i>P. robustus</i> (P. Karst.) Bourdot et Galzin
Schizoporaceae (2;3)	<i>Basidioradulum radula</i> (Fr.) Nobles, <i>Schizopora flavipora</i> (Berk. et M.A. Curtis ex Cooke) Ryvarden, <i>S. paradoxa</i> (Schrad.) Donk
Tubulicrinaceae (1;1)	<i>Hyphodontia sambuci</i> (Pers.) J. Erikss.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Polyporales (3;4;5)	
Ganodermataceae (1;1)	<i>Ganoderma lucidum</i> (Curtis) P. Karst.
Meruliaceae (1;1)	<i>Phlebia radiata</i> Fr.
Polyporaceae (2;3)	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr., <i>Trichaptum biforme</i> (Fr.) Ryvarden, <i>T. hollii</i> (J.C. Schmidt) Kreisel
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / Russulales (2;2;4)	
Peniophoraceae (1;3)	<i>Peniophora cinerea</i> (Pers.) Cooke, <i>P. quercina</i> (Pers.) Cooke, <i>P. rufomarginata</i> (Pers.) Bourdot et Galzin
Stereaceae (1;1)	<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / AGARICOMYCETIDAE / Agaricales (6;7;7)	
Agaricaceae (1;1)	<i>Agaricus squarrosus</i> Oeder
Cyphellaceae (1;1)	<i>Chondrostereum purpureum</i> (Pers.) Pouzar
Physalacriaceae (2;2)	<i>Armillaria mellea</i> (Vahl) P.Kumm., <i>Cylindrobasidium evolvens</i> (Fr.) Jülich
Pterulaceae (1;1)	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillat ex Fr.) Christ.
Schizophyllaceae (1;1)	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.
Strophariaceae (1;1)	<i>Hypholoma fasciculare</i> (Huds.) P.Kumm.
BASIDIOMYCOTA / AGARICOMYCOTINA / AGARICOMYCETES / AGARICOMYCETIDAE / Boletales (1;1;1)	
Coniophoraceae (1;1)	<i>Coniophora arida</i> (Fr.) P. Karst.

Таксономічні структури ксилотрофів, трофічні групи

Природні та напівприродні ліси м. Києва

Порядок	Родина	Вид	Трофічна група*	№ПП
Agaricales	Fistulinaceae	<i>Fistulina hepatica</i> (Schaeff.) With.	S	1, 3
	Physalacriaceae	<i>Cylindrobasidium evolvens</i> (Fr.) Jülich	E2d	3
	Pluteaceae	<i>Pluteus cervinus</i> (Schaeff.) P.Kumm.	E1	1, 2
	Pterulaceae	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.) Christ.	E2d	3
	Schizophyllaceae	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	E1	1
Auriculariales	Auriculariaceae	<i>Auricularia auricula-judae</i> (Bull.) Quéf.	E1	1, 2
Corticiales	Corticaceae	<i>Corticium roseum</i> Pers.	E1	3
		<i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke	E2d	1, 3, 4
		<i>D. alliacea</i> (Quéf.) P.A. Lemke	E2d	1
		<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire	E2d	1, 2, 3, 4
Hymenochaetales	Hymenochaetaceae	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév.	E2d	2
		<i>Inocutis dryophila</i> (Berk.) Fiasson et Niemelä	E2d	1
		<i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst.	E2d	3
		<i>I. radiatus</i> (Sowerby) P. Karst.	E2d	1
		<i>Phellinus ferruginosus</i> (Schad.) Pat.	E1	2, 3
		<i>P. robustus</i> (P. Karst.) Bourdot et Galzin	E2d	1, 2, 3, 4
		<i>P. tuberculosus</i> (Baumg.) Niemelä	E2d	2
	Schizoporaceae	<i>Schizopora flavipora</i> (Berk. et M.A. Curtis ex Cooke) Ryvarden	E1	1
		<i>S. paradoxa</i> (Schröd.) Donk	E1	1, 2, 3, 4
	Tubulicrinaceae	<i>Hyphodontia sambuci</i> (Pers.) J. Erikss.	E2d	2
Polyporales	Fomitopsidaceae	<i>Antrodia serialis</i> (Fr.) Donk	E1	2
		<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill	E1	1, 3
	Ganodermataceae	<i>Ganoderma lipsiense</i> (Batsch) G.F. Atk.	E1	2
		<i>G. lucidum</i> (Curtis) P. Karst.	E1	4
	Meruliaceae	<i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P.Karst.	E1	1, 2
		<i>Phlebia radiata</i> Fr.	E2d	1, 2
		<i>P. tremellosa</i> (Schröd.) Nakasone et Burds.	E1	2, 4
	Phanerochaetaceae	<i>Irpex lacteus</i> (Fr.) Fr.	E2d	2
		<i>Steccherinum fimbriatum</i> (Pers.) J. Erikss.	E1	2
		<i>S. ochraceum</i> (Pers. ex J.F. Gmel.) Gray	E1	2
	Polyporaceae	<i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill	E2d	1, 2, 3
		<i>Daedaleopsis confragosa</i> (Bolton) J. Schröt.	E2d	2
		<i>D. confragosa</i> var. <i>tricolor</i> (Bull.) Bondartsev et Singer	E2d	1, 4
		<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	E2d	1, 2
		<i>Lenzites betulina</i> (L.) Fr.	E2d	2
		<i>Polyporus alveolaris</i> (DC.) Bondartsev et Singer	E2d	1, 2, 3
		<i>P. squamosus</i> (Huds.) Fr.	E2d	2
		<i>P. tuberaster</i> (Jacq. ex Pers.) Fr.	E2d	3
		<i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr.	E2d	1
		<i>T. ochracea</i> (Pers.) Gilb. Et Ryvarden	E1	2
		<i>T. versicolor</i> (L.) Lloyd	E1	2
		<i>Trichaptum bifforme</i> (Fr.) Ryvarden	E2d	1
Russulales	Amylostereaceae	<i>Artomyces pyxidatus</i> (Pers.) Jülich	E2d	2
	Bondarzewiaceae	<i>Heterobasidium annosum</i> (Fr.) Bref.	E2c	2
	Peniophoraceae	<i>Peniophora cinerea</i> (Pers.) Cooke	E2d	3
		<i>P. laeta</i> (Fr.) Donk	E2d	3
		<i>P. quercina</i> (Pers.) Cooke	E2d	1, 2, 3, 4
		<i>P. rufomarginata</i> (Pers.) Bourdot et Galzin	S	3
	Stereaceae	<i>Stereum gausapatum</i> (Fr.) Fr.	S	4
		<i>S. hirsutum</i> (Willd.) Pers.	E2d	1, 2, 3
		<i>S. subtomentosum</i> Pouzar	E2d	1
Xylariales	Xylariaceae	<i>Xylaria polymorpha</i> (Pers.) Grev.	E2d	1

* Евритрофи I порядку (E1), евритрофи II порядку на листяних деревах (E2d), евритрофи II порядку на хвойних деревах (E2c), стенотрофи (S).

Додаток Л

Дод. Л 1

Розподіл ксилімікобіонтів за мікогоризонтами

Природних ліси Київського Полісся та Київської височинної області

№ п/п	Вид гриба-консорта	Вид дерева- едифікатора консорції	Мікогоризонти*				
			1	2	3	4	5
1	<i>Amanita muscaria</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (5)	5/12,5	—	—	—	—
2	<i>A. phalloides</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (3)	3/7,5	—	—	—	—
3	<i>Armillaria mellea</i>	<i>Quercus robur</i> (1)	—	—	1/2,6	—	—
4	<i>Auriscalpium vulgare</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (5)	—	5/13,9	—	—	—
5	<i>Bjerkandera adusta</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	—	—	1/9,0	—
6	<i>Boletus badius</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (1)	1/2,5	—	—	—	—
7	<i>B. edulis</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (5)	5/12,5	—	—	—	—
8	<i>Bulgaria inquinans</i>	<i>Quercus robur</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
9	<i>Crepidotus variabilis</i>	<i>Betula pendula</i> (1), <i>Quercus robur</i> (4)	—	3/8,3	1/2,6	1/9,0	—
10	<i>Daedaleopsis confragosa</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
11	<i>Gloeoporus dichrous</i>	<i>Quercus robur</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
12	<i>Fistulina hepatica</i>	<i>Quercus robur</i> (2)	—	2/5,6	—	—	—
13	<i>Fomitopsis pinicola</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	—	—	1/9,0	—
14	<i>Fomes fomentarius</i>	<i>Betula pendula</i> (3)	—	2/5,6	—	1/9,0	—
15	<i>Hymenochaete rubiginosa</i>	<i>Quercus robur</i> (13)	—	1/2,8	12/30,8	—	—
16	<i>Hypholoma capnoides</i>	<i>Quercus robur</i> (1)	—	—	1/2,6	—	—
17	<i>H. fasciculare</i>	<i>Quercus robur</i> (6)	—	—	6/15,4	—	—
18	<i>H. lateritium</i>	<i>Betula pendula</i> (1), <i>Quercus robur</i> (2)	—	—	3/7,7	—	—
19	<i>Leccinum scabrum</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	1/2,5	—	—	—	—
20	<i>Lycoperdon pyriforme</i>	<i>Betula pendula</i> (1), <i>Quercus robur</i> (11)	—	2/5,6	10/25,6	—	—
21	<i>Paxillus involutus</i>	<i>Quercus robur</i> (2)	—	—	2/5,1	—	—
22	<i>Phellinus robustus</i>	<i>Quercus robur</i> (9)	—	—	1/2,6	4/36,4	4/66,7
23	<i>Pleurotus ostreatus</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
24	<i>Pluteus cervinus</i>	<i>Quercus robur</i> (2)	—	—	2/5,1	—	—
25	<i>Piptoporus betulinus</i>	<i>Betula pendula</i> (2)	—	1/2,8	—	—	1/16,7
26	<i>Radulomyces molaris</i>	<i>Quercus robur</i> (1)	—	—	—	—	1/16,7
27	<i>Schizophyllum commune</i>	<i>Quercus robur</i> (4)	—	4/11,1	—	—	—
28	<i>Stereum gausapatum</i>	<i>Quercus robur</i> (3)	—	3/8,3	—	—	—
29	<i>S. hirsutum</i>	<i>Quercus robur</i> (4)	—	1/2,8	—	3/27,3	—
30	<i>S. subtomentosum</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
31	<i>Suillus luteus</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (5)	5/12,5	—	—	—	—
32	<i>Thelephora terrestris</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (5)	5/12,5	—	—	—	—
33	<i>Trametes hirsuta</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
34	<i>T. pubescens</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
35	<i>Trichaptum bifforme</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
36	<i>T. hollii</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
37	<i>Vuilleminia comedens</i>	<i>Quercus robur</i> (3)	—	3/8,3	—	—	—
38	<i>Xerocomellus chrysenteron</i>	<i>Quercus robur</i> (9)	9/22,5	—	—	—	—
39	<i>Xerocomus pruinatus</i>	<i>Quercus robur</i> (6)	6/15,0	—	—	—	—
Всього видів/знахідок:		3/132	9/40	20/36	10/39	6/11	3/6
% від загальної кількості видів/знахідок:			23,1/30,3	51,3/27,3	25,6/29,5	15,4/8,3	7,7/4,5

* — шт./%; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кроновий; «—» – не виявлено.

Розподіл ксилімікобіонтів за мікогоризонтами

Природні ліси екотону Київського Полісся та Київської височинної області

№ п/п	Вид гриба-консорта	Вид дерева- едифікатора консорції	Мікогоризонти*				
			1	2	3	4	5
1	<i>Amanita muscaria</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (5)	5/12,5	—	—	—	—
2	<i>A. phalloides</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (3)	3/7,5	—	—	—	—
3	<i>Armillaria mellea</i>	<i>Quercus robur</i> (1)	—	—	1/2,6	—	—
4	<i>Auriscalpium vulgare</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (5)	—	5/13,9	—	—	—
5	<i>Bjerkandera adusta</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	—	—	1/9,0	—
6	<i>Boletus badius</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (1)	1/2,5	—	—	—	—
7	<i>B. edulis</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (5)	5/12,5	—	—	—	—
8	<i>Bulgaria inquinans</i>	<i>Quercus robur</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
9	<i>Crepidotus variabilis</i>	<i>Betula pendula</i> (1), <i>Quercus robur</i> (4)	—	3/8,3	1/2,6	1/9,0	—
10	<i>Daedaleopsis confragosa</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
11	<i>Gloeoporus dichrous</i>	<i>Quercus robur</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
12	<i>Fistulina hepatica</i>	<i>Quercus robur</i> (2)	—	2/5,6	—	—	—
13	<i>Fomitopsis pinicola</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	—	—	1/9,0	—
14	<i>Fomes fomentarius</i>	<i>Betula pendula</i> (3)	—	2/5,6	—	1/9,0	—
15	<i>Hymenochaete rubiginosa</i>	<i>Quercus robur</i> (13)	—	1/2,8	12/ 30,8	—	—
16	<i>Hypholoma capnoides</i>	<i>Quercus robur</i> (1)	—	—	1/2,6	—	—
17	<i>H. fasciculare</i>	<i>Quercus robur</i> (6)	—	—	6/15,4	—	—
18	<i>H. lateritium</i>	<i>Betula pendula</i> (1), <i>Quercus robur</i> (2)	—	—	3/7,7	—	—
19	<i>Leccinum scabrum</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	1/2,5	—	—	—	—
20	<i>Lycoperdon pyriforme</i>	<i>Betula pendula</i> (1), <i>Quercus robur</i> (11)	—	2/5,6	10/ 25,6	—	—
21	<i>Paxillus involutus</i>	<i>Quercus robur</i> (2)	—	—	2/5,1	—	—
22	<i>Phellinus robustus</i>	<i>Quercus robur</i> (9)	—	—	1/2,6	4/36,4	4/66,7
23	<i>Pleurotus ostreatus</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
24	<i>Pluteus cervinus</i>	<i>Quercus robur</i> (2)	—	—	2/5,1	—	—
25	<i>Piptoporus betulinus</i>	<i>Betula pendula</i> (2)	—	1/2,8	—	—	1/16,7
26	<i>Radulomyces molaris</i>	<i>Quercus robur</i> (1)	—	—	—	—	1/16,7
27	<i>Schizophyllum commune</i>	<i>Quercus robur</i> (4)	—	4/11,1	—	—	—
28	<i>Stereum gausapatum</i>	<i>Quercus robur</i> (3)	—	3/8,3	—	—	—
29	<i>S. hirsutum</i>	<i>Quercus robur</i> (4)	—	1/2,8	—	3/27,3	—
30	<i>S. subtomentosum</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
31	<i>Suillus luteus</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (5)	5/12,5	—	—	—	—
32	<i>Thelephora terrestris</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (5)	5/12,5	—	—	—	—
33	<i>Trametes hirsuta</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
34	<i>T. pubescens</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
35	<i>Trichaptum bifforme</i>	<i>Betula pendula</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
36	<i>T. hollii</i>	<i>Pinus sylvestris</i> (1)	—	1/2,8	—	—	—
37	<i>Vuilleminia comedens</i>	<i>Quercus robur</i> (3)	—	3/8,3	—	—	—
38	<i>Xerocomellus chrysenteron</i>	<i>Quercus robur</i> (9)	9/22,5	—	—	—	—
39	<i>Xerocomus pruinatus</i>	<i>Quercus robur</i> (6)	6/15,0	—	—	—	—
Всього видів/знахідок:		3/132	9/40	20/36	10/39	6/11	3/6
% від загальної кількості видів/знахідок:			23,1/ 30,3	51,3/ 27,3	25,6/ 29,5	15,4/ 8,3	7,7/ 4,5

* — шт./%; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кроновий; «—» – не виявлено.

Розподіл ксилотрофів за мікогоризонтами
Лісовий масив «Білогрудівська дача», м. Умань

№ з/п	Вид гриба-консорта *	Мікогоризонти **				
		1	2	3	4	5
1	<i>Exidia glandulosa</i> (5)	—	8,5	—	—	—
2	<i>E. truncata</i> (13)	—	20,3	—	—	10,0
3	<i>Hapalopilus nidulans</i> (1)	—	1,7	—	—	—
4	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (1)	—	—	100	—	—
5	<i>Peniophora laeta</i> (1)	—	1,7	—	—	—
6	<i>P. quercina</i> (18)	—	25,4	—	—	30,0
7	<i>Phellinus ferruginosus</i> (1)	—	1,7	—	—	—
8	<i>P. robustus</i> (1)	—	—	—	100	—
9	<i>Radulomyces molaris</i> (7)	—	1,7	—	—	60,0
10	<i>Steccherinum fimbriatum</i> (2)	—	3,4	—	—	—
11	<i>Tremella mesenterica</i> (1)	—	1,7	—	—	—
12	<i>Vuilleminia comedens</i> (20)	—	33,9	—	—	—
Всього видів: 12		0	10	1	1	3
Всього знахідок: 71		0	59	1	1	10
% від загальної кількості видів:		0	83,3	8,3	8,3	25,0
% від загальної кількості знахідок:		0	83,1	1,4	1,4	14,1

Примітка: * – кількість знахідок кожного виду гриба; ** – частка (%) знахідок грибів у межах кожного мікогоризонту; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кроновий; «—» – не виявлено.

Розподіл ксилімікобіонтів за мікогоризонтами
Лісовий масив урочищ «Товста» та «Голендерня» *

Види грибів / під дерев	Мікогоризонт	Субстрат, діаметр D, см	%**
<i>Auricularia mesenterica</i> (Dicks.) Pers. / <i>Quercus</i> L.	Надґрунтовий	Повалений стовбур D=24	3,7
<i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke / <i>Acer</i> L.	Стовбуровий	Стовбури живих дерев D=44–50	3,7
<i>D. alliacea</i> (Quél.) P.A. Lemke / <i>Quercus</i> L., <i>Ulmus</i> L.	Стовбуровий	Стовбури живих дерев D=13–44	11,5
<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. / <i>Ulmus</i> L.	Стовбуровий	Стовбури D=31–36	4,6
<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév. / <i>Quercus</i> L.	Комлевий	Пеньки D=9–20	8,3
<i>Hyphoderma setigerum</i> (Fr.) Donk / <i>Quercus</i> L.	Стовбуровий	Стовбури, гілки 1-го пор. D=15–17, сухі гілки D=2-4	3,7
<i>Irpex lacteus</i> (Fr.) Fr. / <i>Prunus</i> L.	Кроновий	Гілки сухостою D=8	1,8
<i>Oxyporus populinus</i> (Schumach.) Donk / <i>Acer</i> L.	Комлевий	Стовбури D=40–49	4,6
<i>Phellinus contiguus</i> (Pers.) Pat. / <i>Robinia</i> L.	Кроновий	Гілки 1-го пор. D=8	3,7
<i>P. ferruginosus</i> (Schrad.) Pat / <i>Quercus</i> L.	Кроновий	Гілки сухостою D=4–6	2,8
<i>P. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin / <i>Quercus</i> L.	Стовбуровий	Стовбури D=38–40	3,7
<i>Phlebia radiata</i> Fr. / <i>Betula</i> Roth	Стовбуровий	Стовбур сухостою D=27	1,8
<i>Piptoporus betulinus</i> (Bull.) P. Karst / <i>Betula</i> Roth	Стовбуровий	Стовбур сухостою D=27	1,8
<i>Peniophora quercina</i> (Pers.) Cooke / <i>Quercus</i> L.	Кроновий, стовбуровий	Стовбури D=25–29	5,6
<i>Polyporus alveolaris</i> (DC.) Bondartsev et Singer / <i>Acer</i> L., <i>Quercus</i> L., <i>Ulmus</i> L.	Надґрунтовий, кроновий	Сухі гілки D=5–6	6,4
<i>P. squamosus</i> (Huds.) Fr. / <i>Quercus</i> L., <i>Ulmus</i> L.	Комлевий, стовбуровий	Стовбури D=24–45	13,9
<i>Schizopora paradoxa</i> (Schrad.) Donk / <i>Quercus</i> L.	Стовбуровий, кроновий	Стовбури та гілки 1-го пор. D=10–14	3,7
<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers. / <i>Quercus</i> L., <i>Acer</i> L.	Стовбуровий, кроновий	Стовбури, гілки 1-го пор. D=12–16, сухі гілки D=2-4	4,6
<i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Pilát / <i>Ulmus</i> L.	Комлевий	Пеньок, стовбур D=24–31	3,7
<i>T. pubescens</i> (Schumach.) Pilát / <i>Ulmus</i> L.	Надґрунтовий	Сухі гілки D=3	1,8
<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire / <i>Carpinus</i> L., <i>Quercus</i> L.	Надґрунтовий, кроновий	Сухі гілки D=1–2	4,6

* – усереднені дані за ПП1, ПП2, ПП3; ** – частка знахідок кожного виду від загальної кількості знахідок

Розподіл ксилімікобіонтів за мікогоризонтами

Лісовий масив урочища «Кошик»

№ з/п	Вид гриба-консорта	Вид дерева-едифікатора консорції	Мікогоризонти*				
			1	2	3	4	5
1	<i>Cylindrobasidium evolvens</i> (Fr.) Jülich	<i>Quercus robur</i> L. (1)	–	–	–	–	0,7
2	<i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke	<i>Acer platanoides</i> L. (5)	–	–	28,6	8,3	1,4
3	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév.	<i>Quercus robur</i> L. (2)	–	–	28,6	–	–
4	<i>Hyphoderma setigerum</i> (Fr.) Donk	<i>Quercus robur</i> L. (3)	–	12,5	–	–	1,4
5	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill	<i>Quercus robur</i> L. (1)	–	–	14,2	–	–
6	<i>Oxyporus corticola</i> (Fr.) Ryvarden	<i>Quercus robur</i> L. (2)	–	12,5	–	–	0,7
7	<i>Peniophora cinerea</i> (Pers.) Cooke	<i>Acer platanoides</i> L. (1) <i>Quercus robur</i> L. (1)	–	12,5	–	–	0,7
8	<i>P. quercina</i> (Pers.) Cooke	<i>Quercus robur</i> L. (19)	–	–	–	–	13,7
9	<i>Phanerochaete laevis</i> (Fr.) J. Erikss. et Ryvarden	<i>Quercus robur</i> L. (3)	–	–	–	–	2,2
10	<i>Phellinus ferruginosus</i> (Schad.) Pat.	<i>Quercus robur</i> L. (7)	–	–	–	–	5,0
11	<i>P. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin	<i>Quercus robur</i> L. (25)	–	–	–	75,1	11,5
12	<i>P. punctatus</i> (P.Karst.) Pilát	<i>Crataegus oxyacantha</i> L. (1)	–	–	–	8,3	–
13	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.) Christ.	<i>Quercus robur</i> L. (16)	–	–	–	–	11,5
14	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	<i>Quercus robur</i> L. (1)	–	12,5	–	–	–
15	<i>Schizopora flavipora</i> (Berk. et M.A. Curtis ex Cooke) Ryvarden	<i>Quercus robur</i> L. (6)	–	–	–	–	4,3
16	<i>S. paradoxa</i> (Schrad.) Donk	<i>Quercus robur</i> L. (2)	–	–	–	–	1,4
17	<i>Stereum gausapatum</i> (Fr.) Fr.	<i>Quercus robur</i> L. (3)	–	–	–	–	2,2
18	<i>S. hirsutum</i> (Willd.) Pers.	<i>Quercus robur</i> L. (6)	–	12,5	28,6	8,3	1,4
19	<i>S. subtomentosum</i> Pouzar	<i>Quercus robur</i> L. (1)	–	12,5	–	–	–
20	<i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd	<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill. (1)	–	–	–	–	0,7
21	<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire	<i>Quercus robur</i> L. (59)	–	25,0	–	–	41,2
Всього видів:		4	0	7	4	4	15
Всього знахідок:		166	0	8	7	12	139
% від загальної кількості видів:			0	35,0	20,0	20,0	75,0
% від загальної кількості знахідок:			0	4,8	4,3	7,2	83,7

* — % знахідок грибів у межах кожного мікогоризонту; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кроновий; «–» – не виявлено.

Розподіл ксилімікобіонтів за мікогоризонтами

Quercus–ксилімікокомплекс ДДП «Олександрія»

№ п/п	Вид гриба	Мікогоризонти*				
		коре- невий	надгрун- товий	комле- вий	стовбуро- вий	кроно- вий
1	<i>Ascocoryne sarcoides</i>	—	1/5	—	—	—
2	<i>Bjerkandera adusta</i>	—	1/5	—	—	—
3	<i>Boletus rubellus</i>	2/16,7	—	—	—	—
4	<i>Crepidotus mollis</i>	—	1/5	—	—	—
5	<i>Crucibulum crucibuliforme</i>	—	1/5	—	—	—
6	<i>Cyathus striatus</i>	—	3/15	—	—	—
7	<i>Fistulina hepatica</i>	—	—	5/27,8	—	—
8	<i>Ganoderma lipsiense</i>	—	—	1/5,6	—	—
9	<i>Hymenochaete rubiginosa</i>	—	—	2/11,1	—	—
10	<i>Hypholoma fasciculare</i>	—	1/5	4/22,2	—	—
11	<i>H. lateritium</i>	—	—	1/5,6	—	—
12	<i>Inocutis dryophila</i>	—	—	—	1/25	—
13	<i>Panellus stipticus</i>	—	—	1/5,6	—	—
14	<i>Peniophora quercina</i>	—	1/5	—	—	—
15	<i>Phellinus robustus</i>	—	—	—	3/75	2/50
16	<i>Radulomyces molaris</i>	—	2/10	—	—	2/50
17	<i>Schizophyllum commune</i>	—	2/10	—	—	—
18	<i>Schizopora paradoxa</i>	—	—	1/5,6	—	—
19	<i>Stereum hirsutum</i>	—	—	2/11,1	—	—
20	<i>Trametes hirsuta</i>	—	—	1/5,6	—	—
21	<i>T. versicolor</i>	—	1/5	—	—	—
22	<i>Vuilleminia comedens</i>	—	3/15	—	—	—
23	<i>Xerocomus chrysenteron</i>	5/41,7	—	—	—	—
24	<i>X. pruinatus</i>	5/41,7	—	—	—	—
Всього видів/знахідок:		3/12	12/20	9/18	2/4	2/4
% від загальної кількості видів/% знахідок:		12,5/20,7	50,0/ 34,5	37,5/ 31,0	8,3/ 6,9	8,3/ 6,9

* — шт./%

Розподіл ксилімікобіонтів за мікогоризонтами

Carpinus–ксилімікокомплекс ДДП «Олександрія»

№ п/п	Вид гриба	Мікогоризонти*				
		корене- вий	надґрун- товий	комле- вий	стовбу- ровий	кроно- вий
1	<i>Bjerkandera adusta</i>	—	—	—	—	2/40
2	<i>Fomes fomentarius</i>	—	—	—	1/100	—
3	<i>Ganoderma lucidum</i>	—	—	2/50	—	—
4	<i>Schizopora paradoxa</i>	—	—	—	—	1/20
5	<i>Trametes gibbosa</i>	—	—	—	—	2/40
6	<i>Xylaria polymorpha</i>	—	—	2/50	—	—
Всього видів/знахідок:		—	—	2/4	1/1	3/5
% від загальної кількості видів/знахідок:		—	—	33,3/40	16,7/10	50/50

Розподіл ксилімікобіонтів за мікогоризонтами

Fraxinus–ксилімікокомплекс ДДП «Олександрія»

№ п/п	Вид гриба	Мікогоризонти*				
		корене- вий	надґрун- товий	комле- вий	стовбу- ровий	кроно- вий
1	<i>Fomes fomentarius</i>	—	—	—	—	—
2	<i>Ganoderma lipsiense</i>	—	—	1/33,3	1/100	—
3	<i>Trametes gibbosa</i>	—	—	1/33,3	—	—
4	<i>Xylaria polymorpha</i>	—	—	1/33,3	—	—
Всього видів/знахідок:		—	—	3/3	1/1	—
% від загальної кількості видів/знахідок:		—	—	75/75	25/25	—

Розподіл ксилімікобійотів за мікогоризонтами

Паркові насадження ДДП «Олександрія»

№ п/п	Вид гриба	Мікогоризонти*				
		корене- вий	нагрун- товий	комлевий	стовбу- ровий	кроновий
1	<i>Ascocoryne sarcoides</i>	—	1/3,6	—	—	—
2	<i>Auriscalpium vulgare</i>	—	5/17,8	—	—	—
3	<i>Bjerkandera adusta</i>	—	1/3,6	1/3,7	—	2/20
4	<i>Boletus badius</i>	3/16,7	—	—	—	—
5	<i>B. rubellus</i>	2/11,1	—	—	—	—
6	<i>Crepidotus mollis</i>	—	1/3,6	—	—	—
7	<i>C. variabilis</i>	—	—	—	1/11,1	—
8	<i>Crucibulum crucibuliforme</i>	—	1/3,6	—	—	—
9	<i>Cyathus striatus</i>	—	3/10,7	—	—	—
10	<i>Fistulina hepatica</i>	—	—	5/18,5	—	—
11	<i>Fomes fomentarius</i>	—	—	—	2/22,2	—
12	<i>Ganoderma lipsiense</i>	—	—	2/7,4	—	—
13	<i>G. lucidum</i>	—	—	2/7,4	—	—
14	<i>Hymenochaete rubiginosa</i>	—	—	2/7,4	—	—
15	<i>Hypholoma fasciculare</i>	1/5,5	—	4/14,8	—	—
16	<i>H. lateritium</i>	—	—	1/3,7	—	—
17	<i>Inocutis dryophila</i>	—	—	—	1/11,1	—
18	<i>Laetiporus sulphureus</i>	—	—	—	1/11,1	—
19	<i>Panellus stipticus</i>	—	—	1/3,7	—	—
20	<i>Peniophora quercina</i>	—	1/3,6	—	—	—
21	<i>Phellinus robustus</i>	—	—	—	3/33,3	2/20
22	<i>Polyporus alveolaris</i>	—	1/3,6	—	—	—
23	<i>Radulomyces molaris</i>	—	2/7	—	—	2/20
24	<i>Schizophyllum commune</i>	—	4/14,3	—	—	—
25	<i>Schizopora paradoxa</i>	—	—	1/3,7	—	1/10
26	<i>Stereum gausapatum</i>	—	3/10,7	—	—	—
27	<i>S. hirsutum</i>	—	—	3/11,1	1/11,1	1/10
28	<i>Suillus granulatus</i>	2/11,1	—	—	—	—
29	<i>Thelephora terrestris</i>	—	1/3,6	—	—	—
30	<i>Trametes gibbosa</i>	—	—	1/3,7	—	2/20
31	<i>T. hirsuta</i>	—	—	1/3,7	—	—
32	<i>T. versicolor</i>	—	1/3,6	—	—	—
33	<i>Vuilleminia comedens</i>	—	3/10,7	—	—	—
34	<i>Xerocomus chrysenteron</i>	5/27,8	—	—	—	—
35	<i>X. pruinatus</i>	5/27,8	—	—	—	—
36	<i>Xylaria polymorpha</i>	—	—	3/11,1	—	—
Всього видів/знахідок:		6/18	13/28	14/27	6/9	6/10
% від загальної кількості видів/знахідок:		16,7/19,6	36,1/30,4	38,9/29,3	16,7/9,8	16,7/10,9

* — шт./%

Розподіл ксилімікобіонтів за мікогоризонтами

Quercus-ксилімікокомплекс ділянки «Дубинка» ДДП «Софіївка»

№ з/п	Вид гриба-консорта*	Мікогоризонти**				
		1	2	3	4	5
1	<i>Exidia glandulosa</i> (6)	—	11,5	—	—	—
2	<i>E. truncata</i> (6)	—	11,5	—	—	—
3	<i>Laetiporus sulphureus</i> (1)	—	—	—	100	—
4	<i>Peniophora quercina</i> (14)	—	27,0	—	—	—
5	<i>Polyporus arcularius</i> (1)	—	1,9	—	—	—
6	<i>Phaeotremella pholiacea</i> (2)	—	3,8	—	—	—
7	<i>Phellinus robustus</i> (3)	—	—	—	—	27,3
8	<i>Radulomyces molaris</i> (4)	—	7,7	—	—	—
9	<i>Schizophyllum commune</i> (5)	—	7,7	—	—	9,1
10	<i>Stereum hirsutum</i> (2)	—	1,9	100	—	—
11	<i>S. subtomentosum</i> (1)	—	1,9	—	—	—
12	<i>Tremella mesenterica</i> (1)	—	1,9	—	—	—
13	<i>Vuilleminia comedens</i> (19)	—	23,2	—	—	63,6
Всього видів:		13	0	11	1	3
Всього знахідок:		65	0	52	1	11
% від загальної кількості видів:		0	84,6	7,7	7,7	23,1
% від загальної кількості знахідок:		0	80,0	1,5	1,5	17,0

* — кількість знахідок кожного виду гриба; ** — % знахідок грибів у межах кожного мікогоризонту; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кронний; «—» – не виявлено.

Розподіл ксилімікобіонтів за мікогоризонтами

Corylus-ксилімікоккомплекс ДДП «Софіївка»

№ з/п	Вид гриба-консорта*	Мікогоризонти**				
		1	2	3	4	5
1	<i>Hyphoderma cremeoalbum</i> (1)	—	5,9	—	—	—
2	<i>Lyomyces crustosus</i> (1)	—	5,9	—	—	—
3	<i>Peniophora cinerea</i> (1)	—	5,9	—	—	—
4	<i>Peniophora limitata</i> (1)	—	5,9	—	—	—
5	<i>Phanerochaete laevis</i> (1)	—	5,9	—	—	—
6	<i>Phellinus contiguus</i> (1)	—	5,9	—	—	—
7	<i>Steccherinum ochraceum</i> (1)	—	5,9	—	—	—
8	<i>Stereum rugosum</i> (1)	—	5,9	—	—	—
9	<i>Vuilleminia coryli</i> (9)	—	52,9	—	—	—
Всього видів: 9		—	9	—	—	—
Всього знахідок: 17		—	17	—	—	—
% від загальної кількості видів:		—	100	—	—	—
% від загальної кількості знахідок:		—	100	—	—	—

* — кількість знахідок кожного виду гриба; ** — % знахідок грибів у межах кожного мікогоризонту; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кроновий; «—» – не виявлено.

Розподіл ксилімікобіонтів за мікогоризонтами

Лісовий масив парку «Сирецький гай»

№ п/п	Вид гриба-консорта	Вид дерева-едифікатора консорції	Мікогоризонти*				
			1	2	3	4	5
1	<i>H. fasciculare</i>	<i>C. betulus</i> (1)	-	-	100	-	-
2	<i>P. quercina</i>	<i>Q. robur</i> (2)	-	25,0	-	-	8,3
3	<i>P. radiata</i>	<i>C. betulus</i> (1)	-	-	-	20,0	-
4	<i>P. robustus</i>	<i>Q. robur</i> (3)	-	-	-	20,0	16,7
5	<i>P. rufomarginata</i>	<i>T. cordata</i> (1)	-	-	-	-	8,3
6	<i>S. commune</i>	<i>A. platanooides</i> (1), <i>Q. robur</i> (1)	-	50,0	-	-	-
7	<i>S. hirsutum</i>	<i>C. betulus</i> (1)	-	-	-	20,0	-
8	<i>S. paradoxa</i>	<i>C. betulus</i> (8), <i>Q. robur</i> (1)	-	25,0	-	40,0	50,0
9	<i>V. comedens</i>	<i>Q. robur</i> (2)	-	-	-	-	16,7
Всього видів/знахідок:		9/22	0/0	3/4	1/1	4/5	5/12
% від загальної кількості видів/ знахідок:			0/0	33,3/ 18,2	11,1/ 4,5	44,4/ 22,7	55,5/ 54,5

* — %; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кроновий; «—» – не виявлено.

Розподіл ксиломікобіонтів за мікогоризонтами
Лісовий масив Соломянського ландшафтного парку

№ п/п	Вид гриба-консорта	Вид дерева- едифікатора консорції	Мікогоризонти*				
			1	2	3	4	5
1	<i>P. quercina</i>	<i>Q. robur</i> (2)	-	-	-	-	8,0
2	<i>P. rufomarginata</i>	<i>T. cordata</i> (5)	-	-	-	-	20,0
3	<i>R. molaris</i>	<i>Q. robur</i> (4)	-	-	-	-	16,0
4	<i>S. hirsuta</i>	<i>Q. robur</i> (2)	-	-	100	-	4,0
5	<i>S. paradoxa</i>	<i>Q. robur</i> (3)	-	-	-	-	12,0
6	<i>V. comedens</i>	<i>Q. robur</i> (10)	-	-	-	-	40,0
Всього видів/знахідок:		6/26	0/0	0/0	1/1	0/0	6/25
% від загальної кількості видів/ знахідок:			0/0	0/0	16,7/ 3,8	0/0	100/ 96,2

* — %; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кроновий; «—» – не виявлено.

Розподіл ксиломікобіонтів за мікогоризонтами
Лісовий масив Голосіївського парку ім. М. Рильського

№ п/п	Вид гриба	Мікогоризонти*				
		корене- вий	надґрун- товий	комле- вий	стовбу- ровий	кроно- вий
1	<i>B. radula</i>	—	2/3,9	—	—	—
2	<i>C. evolvens</i>	—	—	—	—	1/1,9
3	<i>C. roseum</i>	—	2/3,9	—	—	1/1,9
4	<i>G. lucidum</i>	—	—	1/1,9	—	—
5	<i>H. sambuc</i>	—	—	—	1/1,9	—
6	<i>P. °ferruginosus</i>	—	5/	-	—	3/5,8
7	<i>P. quercina</i>	—	3/5,8	—	—	3
8	<i>P. robustus</i>	—	—	—	2/3,9	—
9	<i>R. molaris</i>	—	5	—	—	4
10	<i>T. °biforme</i>	—	1	—	—	—
11	<i>V. comedens</i>	—	9	—	—	8
Всього видів/знахідок:		—	6/27	1/1	2/3	6/20
% від загальної кількості видів/знахідок:		—	54,5/52,9	9,1/1,9	18,1/5,8	54,5/39,4

**Розподіл ксилімікобіонтів за мікогоризонтами
Паркові екосистеми м. Києва**

№ п/п	Вид гриба-консорта	Вид дерева- едифікатора консорції	Мікогоризонти*				
			1	2	3	4	5
1	<i>A. mellea</i>	<i>A. hippocastanum</i> (1)	100	-	-	-	-
2	<i>A. squarrosus</i>	<i>Q. robur</i> (1)	-	-	5,6	-	-
3	<i>B. radula</i>	<i>Q. robur</i> (2)	-	5,4	-	-	-
4	<i>C. arida</i>	<i>P. sylvestris</i> (1)	-	-	5,6	-	-
5	<i>C. evolvens</i>	<i>Q. robur</i> (2)	-	-	-	-	2,2
6	<i>C. roseum</i>	<i>A. platanoides</i> (2), <i>Q. robur</i> (3)	-	8,1	-	-	2,2
7	<i>C. purpureum</i>	<i>F. alnus</i> (1)	-	-	5,6	-	-
8	<i>D. acerina</i>	<i>A. platanoides</i> (14)	-	-	44,4	35,3	-
9	<i>F. fomentarius</i>	<i>A. hippocastanum</i> (1)	-	-	5,6	-	-
10	<i>G. lucidum</i>	<i>Q. robur</i> (1)	-	-	5,6	-	-
11	<i>H. fasciculare</i>	<i>C. betulus</i> (1)	-	-	5,6	-	-
12	<i>H. rubiginosa</i>	<i>Q. robur</i> (1)	-	-	5,6	-	-
13	<i>H. sambuci</i>	<i>S. nigra</i> (4)	-	-	11,1	11,8	-
14	<i>P. cinerea</i>	<i>A. hippocastanum</i> (1), <i>Q. rubra</i> (1)	-	2,7	-	-	1,1
15	<i>P. ferruginosus</i>	<i>Q. robur</i> (9)	-	16,2	-	-	3,3
16	<i>P. quercina</i>	<i>Q. robur</i> (13)	-	10,8	-	-	10,0
17	<i>P. radiata</i>	<i>C. betulus</i> (1)	-	-	-	5,9	-
18	<i>P. robustus</i>	<i>Q. robur</i> (6)	-	-	-	23,5	2,2
19	<i>P. rufomarginata</i>	<i>T. cordata</i> (11)	-	-	-	-	12,2
20	<i>R. molaris</i>	<i>Q. robur</i> (14)	-	13,5	-	-	10,0
21	<i>S. commune</i>	<i>A. platanoides</i> (1), <i>Q. robur</i> (1)	-	5,4	-	-	-
22	<i>S. flavipora</i>	<i>Q. robur</i> (1)	-	-	-	-	1,1
23	<i>S. hirsutum</i>	<i>A. hippocastanum</i> (3), <i>C. betulus</i> (1), <i>Q. robur</i> (3)	-	2,7	5,6	5,9	4,4
24	<i>S. paradoxa</i>	<i>C. betulus</i> (8), <i>F. alnus</i> (1), <i>Q. robur</i> (5)	-	2,7	-	17,6	11,1
25	<i>T. biforme</i>	<i>Q. robur</i> (1)	-	2,7	-	-	-
26	<i>T. hollii</i>	<i>P. sylvestris</i> (1)	-	2,7	-	-	-
27	<i>V. comedens</i>	<i>Q. robur</i> (46)	-	27,0	-	-	40,0
Всього видів / знахідок:			1/ 1	12/ 37	10/ 18	6/ 17	12/ 90

* — %; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кронний;
«—» – не виявлено.

**Розподіл ксилемікобіонтів за мікогоризонтами
Природні та ніпівприродні ліси м. Києва**

№	Гриб-консорт	Детермінант	Микогоризонт *				
			1	2	3	4	5
1	<i>Antrodia serialis</i> (Fr.) Donk.	<i>Pinus sylvestris</i> L. (1)	–	–	1/2,7	–	–
2	<i>Artomyces pyxidatus</i> (Pers.) Jülich	<i>Pinus sylvestris</i> L. (1)	–	–	1/2,7	–	–
3	<i>Auricularia auricula-judae</i> (Bull.) Quél.	<i>Carpinus betulus</i> L. (1), <i>Sambucus nigra</i> L. (1)	–	1/1,1	–	1/2,0	–
4	<i>Bjerkandera adusta</i> (Willd.) P. Karst.	<i>Carpinus betulus</i> L. (4), <i>Quercus robur</i> L. (4)	–	6/6,5	1/2,7	1/2,0	–
5	<i>Cerrena unicolor</i> (Bull.) Murrill	<i>Carpinus betulus</i> L. (2), <i>Prunus avium</i> (L.) L. (1), <i>Quercus robur</i> L. (2)	–	4/4,3	–	1/2,0	–
6	<i>Corticium roseum</i> Pers.	<i>Carpinus betulus</i> L. (1)	–	1/1,1	–	–	–
7	<i>Cylindrobasidium evolvens</i> (Fr.) Jülich	<i>Carpinus betulus</i> L. (1)	–	1/1,1	–	–	–
8	<i>Daedaleopsis confragosa</i> (Bolton) J. Schröt.	<i>Prunus avium</i> (L.) L. (2)	–	2/2,2	–	–	–
9	<i>D. confragosa</i> var. <i>tricolor</i> (Bull.) Bondartsev et Singer	<i>Carpinus betulus</i> L. (1), <i>Prunus avium</i> (L.) L. (1)	–	2/2,2	–	–	–
10	<i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke	<i>Acer platanoides</i> L. (21)	–	–	8/21,6	13/26,5	–
11	<i>D. alliacea</i> (Quél.) P.A. Lemke	<i>Ulmus glabra</i> Huds. (3)	–	–	–	3/6,1	–
12	<i>Fistulina hepatica</i> (Schaeff.) With.	<i>Quercus robur</i> L. (8)	–	–	8/21,6	–	–
13	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.	<i>Carpinus betulus</i> L. (9), <i>Prunus avium</i> (L.) L. (1), <i>Quercus robur</i> L. (1), <i>Tilia cordata</i> Mill. (1)	–	5/5,4	3/8,1	2/4,1	2/4,4
14	<i>Ganoderma lipsiense</i> (Batsch) G.F. Atk.	<i>Quercus robur</i> L. (1), <i>Prunus avium</i> (L.) L. (1)	–	1/1,1	1/2,7	–	–
15	<i>G. lucidum</i> (Curtis) P. Karst.	<i>Quercus robur</i> L. (1)	–	–	1/2,7	–	–
16	<i>Heterobasidion annosum</i> (Fr.) Bref.	<i>Pinus sylvestris</i> L. (2)	–	–	2/5,4	–	–

17	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév.	<i>Quercus robur</i> L. (7)	–	2/2,2	5/13,5	–	–
18	<i>Hyphodontia sambuci</i> (Pers.) J. Erikss.	<i>Sambucus nigra</i> L. (1)	–	–	1/2,7	–	–
19	<i>Inocutis dryophila</i> (Berk.) Fiasson et Niemelä	<i>Quercus robur</i> L. (1)	–	–	–	1/2,0	–
20	<i>Inonotus hispidus</i> (Bull.) P. Karst.	<i>Fraxinus excelsior</i> L. (1)	–	–	–	1/2,0	–
21	<i>I. radiatus</i> (Sowerby) P. Karst.	<i>Quercus robur</i> L. (1)	–	–	1/2,7	–	–
22	<i>Irpex lacteus</i> (Fr.) Fr.	<i>Prunus avium</i> (L.) L. (2), <i>Quercus robur</i> L. (2)	–	4/4,3	–	–	–
23	<i>Lenzites betulina</i> (L.) Fr.	<i>Betula pendula</i> Roth (1)	–	1/1,1	–	–	–
24	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill	<i>Quercus robur</i> L. (5)	–	2/2,2	1/2,7	2/4,1	–
25	<i>Peniophora cinerea</i> (Pers.) Cooke	<i>Acer platanoides</i> L. (1)	–	–	–	–	1/2,2
26	<i>P. laeta</i> (Fr.) Donk	<i>Carpinus betulus</i> L. (2)	–	2/2,2	–	–	–
27	<i>P. quercina</i> (Pers.) Cooke	<i>Quercus robur</i> L. (11)	–	6/6,5	–	–	5/11,1
28	<i>P. rufomarginata</i> (Pers.) Bourdot et Galzin	<i>Tilia cordata</i> Mill. (2)	–	–	–	–	2/4,4
29	<i>Phellinus ferruginosus</i> (Schad.) Pat.	<i>Prunus avium</i> (L.) L. (1), <i>Quercus robur</i> L. (1)	–	1/1,1	–	–	1/2,2
30	<i>P. robustus</i> (P. Karst.) Bourdot et Galzin	<i>Quercus robur</i> L. (24)	–	1/1,1	–	14/28,6	9/20,0
31	<i>P. tuberculosus</i> (Baumg.) Niemelä	<i>Prunus avium</i> (L.) L. (1)	–	–	–	1/2,0	–
32	<i>Phlebia radiata</i> Fr.	<i>Carpinus betulus</i> L. (1), <i>Prunus avium</i> (L.) L. (1)	–	1/1,1	–	1/2,0	–
33	<i>P. tremellosa</i> (Schrad.) Nakasone et Burds.	<i>Prunus avium</i> (L.) L. (1), <i>Quercus robur</i> L. (1)	–	1/1,1	1/2,7	–	–
34	<i>Pluteus cervinus</i> (Schaeff.) P.Kumm.	<i>Carpinus betulus</i> L. (1), <i>Pinus sylvestris</i> L. (1), <i>Quercus robur</i> L. (2)	–	2/2,2	2/5,4	–	–
35	<i>Polyporus alveolaris</i> (DC.) Bondartsev et Singer	<i>Carpinus betulus</i> L. (3), <i>Prunus avium</i> (L.) L. (1), <i>Quercus robur</i> L. (1)	–	5/5,4	–	–	–
36	<i>P. squamosus</i> (Huds.) Fr.	<i>Prunus avium</i> (L.) L. (1)	–	1/1,1	–	–	–

37	<i>P. tuberaster</i> (Jacq. ex Pers.) Fr.	<i>Acer campestre</i> L. (1)	–	1/1,1	–	–	–
38	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.) Christ.	<i>Carpinus betulus</i> L. (1), <i>Quercus robur</i> L. (2)	–	1/1,1	–	–	2/4,4
39	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.	<i>Carpinus betulus</i> L. (2)	–	1/1,1	–	1/2,0	–
40	<i>Schizopora flavipora</i> (Berk. et M.A. Curtis ex Cooke) Ryvar den	<i>Tilia cordata</i> Mill. (1)	–	1/1,1	–	–	–
41	<i>S. paradoxa</i> (Schrad.) Donk	<i>Carpinus betulus</i> L. (4), <i>Quercus robur</i> L. (5)	–	4/4,3	–	½,0	4/8,9
42	<i>Steccherinum fimbriatum</i> (Pers.) J. Erikss.	<i>Pinus sylvestris</i> L. (1)	–	1/1,1	–	–	–
43	<i>S. ochraceum</i> (Pers. ex J.F. Gmel.) Gray	<i>Quercus robur</i> L. (1)	–	1/1,1	–	–	–
44	<i>Stereum gausapatum</i> (Fr.) Fr.	<i>Quercus robur</i> L. (1)	–	–	–	1/2,0	–
45	<i>S. hirsutum</i> (Willd.) Pers.	<i>Carpinus betulus</i> L. (8), <i>Quercus robur</i> L. (3)	–	7/7,5	–	4/8,2	–
46	<i>S. subtomentosum</i> Pouzar	<i>Carpinus betulus</i> L. (1), <i>Tilia cordata</i> Mill. (1), <i>Ulmus glabra</i> Huds. (1)	–	3/3,2	–	–	–
47	<i>Trametes gibbosa</i> (Pers.) Fr.	<i>Carpinus betulus</i> L. (2)	–	2/2,2	–	–	–
48	<i>T. ochracea</i> (Pers.) Gilb. Et Ryvar den	<i>Acer platanoides</i> L. (1), <i>Prunus avium</i> (L.) L. (1)	–	2/2,2	–	–	–
49	<i>T. versicolor</i> (L.) Lloyd	<i>Acer platanoides</i> L. (1), <i>Prunus avium</i> (L.) L. (4), <i>Quercus robur</i> L. (3)	–	7/7,5	–	1/2,0	–
50	<i>Trichaptum bifforme</i> (Fr.) Ryvar den	<i>Carpinus betulus</i> L. (1)	–	1/1,1	–	–	–
51	<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire	<i>Carpinus betulus</i> L. (5), <i>Quercus robur</i> L. (22)	–	8/8,6	–	–	19/42,2
52	<i>Xylaria polymorpha</i> (Pers.) Grev.	<i>Carpinus betulus</i> L. (1)	–	1/1,1	–	–	–
All together species /findings:		11/224	0/0	36/93	15/37	17/49	9/45
% of species /findings:			0/0	70,6/41,5	29,4/16,5	33,3/21,9	17,6/20,1

* - шт./%; 1 – кореневий, 2 – ґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – фотосинтезуючий мікогоризонт; «–» – не зафіксовано.

Додаток М

Дод. М 1

Особливості рекреагенного порушення ПП1Київського Полісся

Проведена оцінка фіторізноманіття на ПП1 (С₂–ГДС, територія Київського Полісся) показала, що деревостан одноярусний, породний склад головного намету – 5Д₃3С2Б_п, поодинокі трапляється *A. glutinosa*. Доволі поширені і добре розвинені значні куртини підліску *C. avellana* (Н_{сер}=2,5–3,0 м), *R. cathartica* (Н_{сер}=2,0–2,5 м). Підріст *P. sylvestris* та *Q. robur* є оптимальним для цих лісорослинних умов. Механічних пошкоджень дерев не зафіксовано. Загальний показник стану поверхні ґрунту – 2 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 11 % від загальної площі ПП (II категорія), III, IV та V категорії відсутні. У трав'яному ярусі домінують типові види *B. officinalis*, *E. cyparissias*, *G. sanguineum*, *O. vulgare*, *P. aquilinum* тощо. ЗПП – 85–90 %. На ПП2 (С₂–ГД, територія Київської височинної зони) деревостан також одноярусний, породний склад головного намету деревостану 10Д₃. У підліску поодинокі розвивається *S. aucuparia* (Н_{сер}=2,5–4,0 м). Природне поновлення та підріст *Q. robur* є недостатнім. Поряд з стежками виявлено найбільшу кількість механічно пошкоджених дерев *Q. robur* – 12,0%, які мають механічні пошкодження середньою площею 120 см². Загальний показник стану поверхні ґрунту – 3 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 25 % від загальної площі ПП2, з яких III, IV та V категорії – 13 %. У трав'яному ярусі домінують лісові (*B. incana*, *B. officinalis*, *G. sanguineum*, *M. nemorosum*, *O. vulgare*, *P. aquilinum* тощо) та рудеральні види (*A. artemisiifolia*, *A. millefolium*, *A. syriaca*, *D. glomerata*, *C. canadensis*, *S. annua* тощо). ЗПП становить 75–80%. ПП2 є більш трансформованою порівняно з ПП1 через інтенсивніше витоптування, механічне пошкодження, знищення підросту, підліску, порушення структури трав'яного ярусу та ущільнення поверхні ґрунту.

Особливості рекреагенного порушення екотону Київського Полісся та Київської височинної області

Трав'яний ярус представлений типовим різнотрав'ям лише в місцях зі збереженою лісовою структурою. ЗПП сягає лише 65 %. Характерною особливістю трансформованої території є інтенсивна елімінація типових лісових видів та експансія лісо-лучних та адвентивних. Моховий покрив, який в непорушеному стані є суцільним для цього типу лісу, трапляється лише навколо стовбурів дерев *P. sylvestris*, *Q. robur*. Подекуди поодинокі трапляються *P. obscura*, *D. quinquefolia*, *S. holostea*, *M. dioicum*, *C. majalis*. Тоді як поряд з основною туристичною стежкою та пікніковими майданчиками домінують *U. dioica*, *M. effusum*, *S. canadensis*, *C. tectorum*, *E. canadensis*, *P. aviculare*, *G. ciliata*, *L. perenne* тощо. Природне поновлення *Q. robur* є недостатнім, а для *P. sylvestris* не зафіксовано. Кількість механічно пошкоджених дерев – 18 % (12 % – *P. sylvestris*, 6 % – *Q. robur*), які мають механічні пошкодження середньою площею 250 см². Загальний показник стану поверхні ґрунту – 3 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 31 %, з яких III, IV та V категорії стану поверхні ґрунту займають 15 %.

Наслідки рекреагенного порушення території «Білогрудівська дача»

[дод. У]

У приузлисній смузі шириною 0–30 м 23 % території «Білогрудівська дача» засмічено побутовим сміттям; деревостан розчленований (105,5 м²/га) мережею стежок шириною 0,4–0,6 м; на 65 % площі порушений трав'яний покрив, на 15,6 % – лісову підстилку, на 8,8 % її витоптано до мінерального шару ґрунту ділянками 3,6±0,17 м² (196,8 м²/га); 7 % дерев мають механічні рани (24,8±3,12 см², 109,9 м²/га) та пошкодження низовою лісовою пожежею (1,2±0,77 м). У смузі насадження 31–60 м від дороги: немає ознак лісової пожежі, з 0,68 до 0,81 збільшується зімкненість деревного намету, менше на 35 % стежок, на 6,2 % пошкоджених дерев та площа їх ран (11,1±1,01 см²; 32,5 м²/га); лише 3 %

території засмічено побутовим сміттям, на 5,6 % площі порушений трав'яний покрив, вибито 4 % лісової підстилки. Екосистема лісового масиву зазнає інтенсивної та середньої рекреаційної трансформації поруч з місцями неорганізованого відпочинку. На ПП1/С1 *Q. robur* сильно ослаблений ($I_c=2,63$). Деревостан зріджений, розчленований мережею стежок шириною 0,4–1,5 м; 3 % ділянки вибито до мінерального шару ґрунту; 14,3 % дерев у зоні стовбурів від 0,3 до 2,1 м мають по 1–5 ран середньою площею $32,8 \pm 1,13 \text{ см}^2$. На суміжній території ПП1/С2 механічно пошкоджені дерева (13,4 %) мають лише по 1–2 рани з меншою ніж на С1 площею ($24,2 \pm 0,96 \text{ см}^2$; $48,44 \text{ м}^2/\text{га}$). Зменшились площа кострищ до $2,9 \text{ м}^2$, ділянок з вибитою підстилкою (11,9 %; 67 м^2). На контролі ПП1/С3 пошкоджених дерев майже не має (1 %), відсутні кострища, є лише одна стежка шириною 0,4 м з порушеною підстилкою. У зоні інтенсивної деградації (С1) у трав'яному ярусі домінують рудеральні, адвентивні види *A. artemisiifolia*, *A. millefolium*, *A. syriaca*, *D. glomerata*, *C. canadensis*, *S. annua*, *C. testiculata*, *E. repens*, *R. confertus*, *C. arvensis*, *P. major* тощо. Поверхня ґрунту має IV стадію дигресії: пошкоджені ділянки – 23,2 % площі (3–4 категорії). ЗПП у зоні середньої деградації (С2) складає 55,0 %. Серед трав превалюють *A. millefolium*, *A. artemisiifolia* L., *A. podagraria*, *C. bursa-pastoris*, *E. repens*, *G. urbanum*, *P. nemoralis*, *S. canadensis*, *U. dioica*, *P. odoratum*, *P. multiflorum*, *G. aparine*, *V. odorata*, *P. obscura*, *M. perennis*, *G. luteum*, *G. hirsute* тощо. Поверхня ґрунту має III стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 21,3 % площі (3–4 категорії). ЗПП травостою у зоні помірної деградації (С3) є значно більшим, 86,0 %. Домінують *A. millefolium*, *A. podagraria*, *E. repens*, *Berteroa incana* L., *G. aparine*, *G. luteum*, *G. urbanum*, *G. hirsute*, *M. perennis*, *P. odoratum*, *P. multiflorum*, *P. obscura*, *P. nemoralis*, *T. pratense*, *V. odorata* тощо. Поверхня ґрунту має II стадію дигресії: пошкоджені ділянки – 10,0 % площі (2–4 категорії).

Частка особин *Q. robur* I КК зменшується вдвічі, II – на 8,4 %, III – на 3,4 %. I, навпаки, зростає частка дерев IV класу з наближенням до неорганізованих місць відпочинку. СКК деревостану знижується з 1,98 до 2,48. Хоча *Q. robur* і поза спортивним майданчиком ослаблений ($I_c = 2,28–2,32$), проте з віддаленням

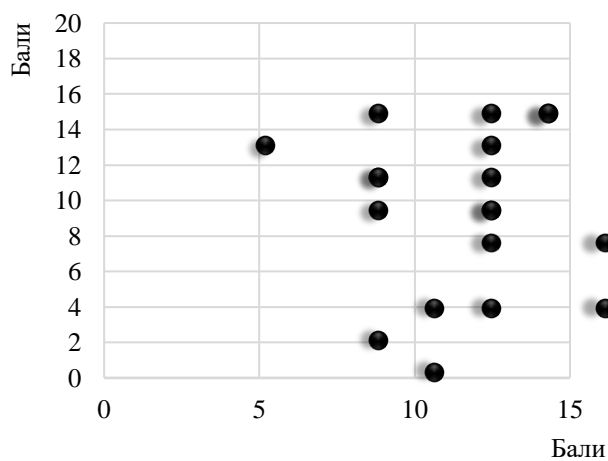
від нього на 7 % і 5% зменшується частка середньо і сильно ослаблених особин, а здорових дерев, навпаки, зростає більше ніж удвічі. Природне поновлення *Q. robur* майже відсутнє. *A. platanoides* та *T. cordata* мають переважно здоровий вид, за виключенням *P. avium*. У міру зниження навантаження на ПП1 їх кількість у підрості зростає у 2–4 рази, покращується розвиток. Кількість *A. platanoides* за секціями С1, С2 та С3 відповідно становить 2,2; 2,4; 5,7 тис. шт./га, а *T. cordata* відповідно – 2,1; 3,6; 8,3.

Екосистема лісового масиву трансформована також поруч з місцями неорганізованого відпочинку. До 9,9 % зростає частка механічно пошкоджених дерев та площа їх ран (середня – $18,6 \pm 1,33$ см²; сумарна – 14,44 м²/га), збільшується ступінь деградації екосистеми до середнього (ПП2/С2). *Q. robur* сильно ослаблений ($I_c = 2,72$), його ріст загальмований (СКК = 2,28). Частка здорових особин становила 4,5 %, ослаблених і сильно ослаблених виявлено приблизно однакову кількість (36,8 %; 35,0 %), частка «свіжого сухостою» складала 2,3 %. ЗПП травостою складає 55,5 %. Домінують *A. artemisiifolia* L., *C. bursa-pastoris*, *E. repens*, *G. urbanum*, *P. nemoralis*, *S. canadensis*, *U. dioica* тощо. Поверхня ґрунту має IV стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 29,1 % площі (2–4 категорії). На *Q. robur* виявлено 5 видів ксилотрофів (7 знахідок). 6 знахідок зафіксовано на ослаблених деревах дуба, 1 знахідку *E. truncata* виявлено на здоровій особині. Ксилотрофи розвиваються на деревах I (4 знахідки) та II (3 знахідки) класів Крафта. Менше привабливі і, відповідно, менш вразливі старші і щільніші деревостани з розвиненим підростом і підліском. В них *Q. robur* ослаблений ($I_c = 1,91$) навіть після проведення вибіркового санітарних рубок. Майже удвічі може зменшитись участь домінантів, натомість ослаблених дерев менше не стало (ПП2/С3; СКК = 2,06). Кількість механічно пошкоджених дерев головного намету становить 7,2 % (середня площа ран – $17,3 \pm 0,43$ см²; сумарна – 7,67 м²/га). Пошкоджено і, навіть, знищено частину особливо вищих дерев підросту. Внаслідок цього середня висота вцілілих дерев *U. minor* і *A. platanoides* знизилась, на 0,6 м, а *P. avium* – на 1,9 м. Кількість *U. minor* зменшилась на 0,2, *A. platanoides* – на 1, 4, а *P. avium* – на 1,7 тис. шт./га. У

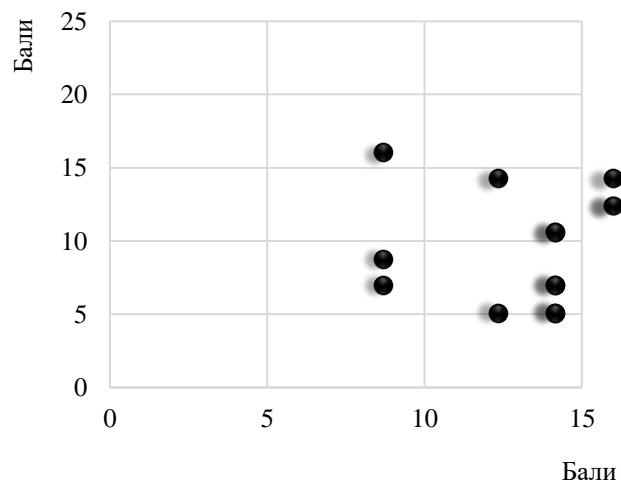
другому ярусі найгірший стан має *P. avium*, у підрості – *A. campestre*. Тут трапляються кострища ($0,64 \pm 0,09 \text{ м}^2$) і засміченість до 0,5 % території. Вглиб лісу зменшується рекреаційне навантаження на лісові екосистеми і їхній стан покращується. Лише подекуди ділянки розчленовані мережею стежок шириною 0,2–0,5 м, кострища відсутні. Механічно пошкоджені дерева (1,3 %) мають лише по 1–2 рани загальною площею $9,9 \pm 0,49 \text{ м}^2/\text{га}$. ЗПП становить 75,5%. Домінують дерева II та III КК. У трав'яному ярусі трапляються лісові та нелісові види *D. glomerata*, *E. repens*, *G. aparine*, *G. luteum*, *G. urbanum*, *G. hirsute*, *M. perennis*, *P. odoratum*, *P. major*, *P. multiflorum*, *P. obscura*, *S. annua*, *V. odorata* тощо. Поверхня ґрунту має II стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 7,5 % площі (1–2 категорії). На *Q. robur* розвивається 4 види (5 знахідок) афілофороїдних грибів, з яких 3 види (*E. truncate*, *R. molaris*, *V. comedens*) зафіксовано на ослаблених деревах. *E. glandulosa* (1 знахідка, III КК) виявлено на усихаючому дереві. *R. molaris* та *V. comedens* приурочені до II КК. Лише *E. truncata* розвивається на здорових особинах *Q. robur*. Аналіз рослинного покриву за омброрежимом показав, що на ПП превалюють субаридофіти та субоморофіти.

Дод. М 4

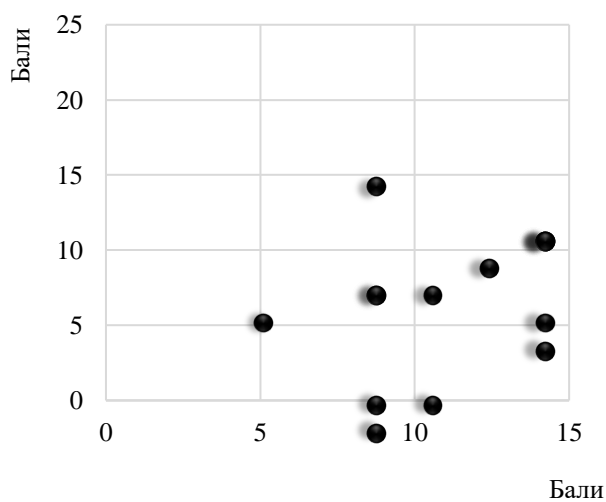
Амплітуда значень показника омброрежиму на дослідних ділянках, «Білогрудівська дача», м. Умань (а – ПП2/С2, б – ПП2/С3, в – ПП1/С3, г – ПП1/С2, д – ПП1/С1)



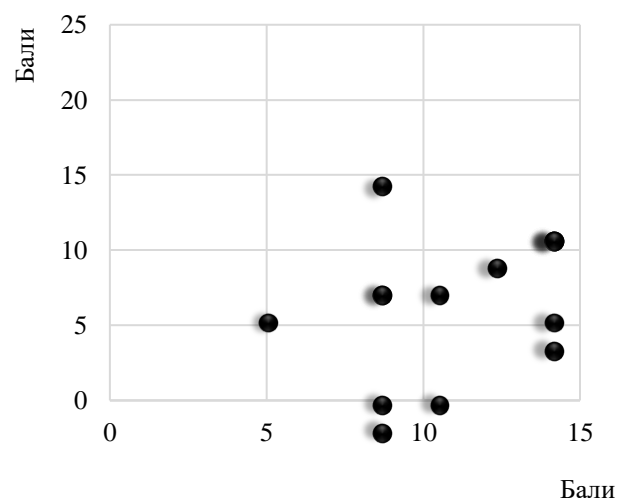
а)



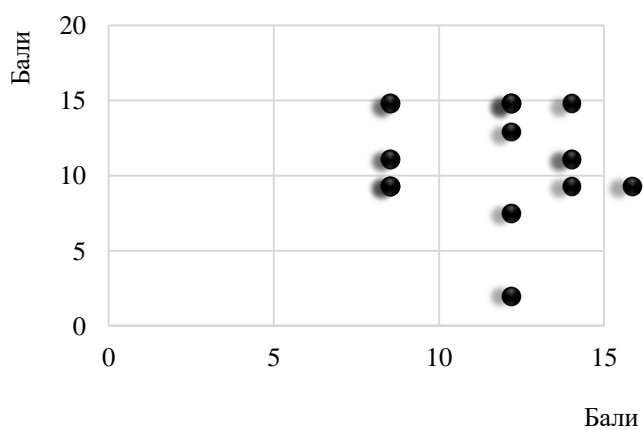
б)



в)



г)



д)

Наслідки рекреаційного порушення екосистеми урочища «Голендерня»

З наближенням до узлісь збільшується розчленованість насаджень мережею стежок, частка витоптаной території, ступінь інших порушень лісу. Дубове насадження (ПП1) в приузлісній смузі до 40 м ослаблене й починає деградувати: у підрості поширився *A. negundo* ($N = 111$ шт./га); розгалужена мережа стежок (шириною від 0,6 до 2 м); на 3,4 % площі витоптано до мінерального шару ґрунту; засмічено побутовими залишками 3,3 % території; пошкоджено (рани $0,77 \pm 0,03$ м²) 11 % дерев; вирубані ділянки до 75 % площі задерніли. *Q. robur* слабо розвинений, а подекуди відсутній другий ярус його супутників. Вони пригнічені й у підрості, особливо *U. foliacea*. Значно краще поновлюється *A. platanooides*. З іншого боку лісового масиву (0,25 км від с. Володимирівка) на узліссі липово-дубового насадження (ПП2) сміттєзвалищем зайнято площу 750 м². Стежкова мережа займає 3,4 %, засміченість 3,2 % площі. Другий ярус *U. foliacea* лише починає формувати, оскільки більшість його особин ще знаходиться у підрості ($N = 233,3$ шт./га; $I_s = 1,82$). Підлісок добре розвинений із *P. padus* ($D = 6,1$ см; $H = 4,2$ м; $N = 16,7$ шт./га), *S. nigra* ($D = 3,2$ см; $H = 2,6$ м; $N = 50,0$ шт./га) та *C. avellana* ($D = 7,3$ см; $H = 4,7$ м; $N = 2,4$ шт./га).

В урочищі «Голендерня» найбільш інтенсивна деградація екосистем відбулась у приміській смузі масиву паркового типу. Древа *Q. robur* на ПП3 ослаблені, деякі з них мають механічні рани, є ґрунтова дорога шириною 2 м, трапляються сміттєзвалища діаметром до 3 м. Ослаблення деревостану та дигресія ґрунту поширені далеко вглиб, до ядра лісового масиву. На задернілих полянах (площею від 80 до 1200 м²) є сліди згарищ (2,2 x 4,6 м); засміченість полян становить 3–12 %, витоптаність подекуди сягає 35 % площі. Природна структура фітоценозу найбільше збереглась в ядрі урочища. З наближенням до рекреаційно привабливого берега річки різко зростає зрідження деревостану, з'являються згарища і збільшується засміченість території. Зазначені зміни спричинені, насамперед, надмірним нерегульованим рекреаційним впливом

[672, 673, 700, 701, дод. У]. На території, крім рекреаційної дигресії, є чимало ознак й інших впливів діяльності людини: реконструкція лісового типу ландшафту в парковий тип, яка не підтримується належним чином; фізичне (будівельне, побутове сміття, рослинні залишки з приватних агроугідь) і біологічне (забур'янення) забруднення від суміжного приватного сектора міста і кінцевої зупинки міського транспорту; забудова; видобування піску; збір лікарських рослин, грибів, ягід тощо. Видовий склад трав'яної рослинності ПП1 урочища «Товста» представлений 25 видами судинних рослин, які належать до 21 роду і 15 родин. На ділянці ПП2 урочища – 19 видів судинних рослин, які належать до 15 родів і 12 родин. Спектр провідних родин формують *Asteraceae*, *Poaceae* та *Lamiaceae*. Хоча адвентивні види траплялися на обох ділянках, на ПП2 зафіксовано їх більше (*A. artemisifolia*, *E. canadensis*, *I. parviflora*, *M. sylvestris* тощо), за рахунок чого коефіцієнт фітоценотичної схожості рослинних угруповань цих ПП (KG) становить 75,0 %. Індекси адвентизації ПП1 та ПП2 становили 32,0 % та 52,6 % відповідно. В урочищі «Голендерня» (ПП3) трав'яна рослинність сформована 26 видами судинних рослин, які належать до 26 родів і 19 родин. Спектр 4 провідних родин трав'яних рослин формують: *Asteraceae* – 4 види, або 15,4 % від загальної кількості видів; *Poaceae* – 3 види, або 11,5 %; *Apiaceae* та *Scrophulariaceae* – по 2 види, або 7,6 %; 15 родин мають по 1 виду (3,7 %). На ПП3 виявлено 10 видів адвентивних рослин (*A. artemisifolia*, *C. ruderalis*, *E. crusgalli*, *E. canadensis*, *H. sibiricum*, *G. parviflora*, *I. parviflora*, *M. sylvestris*, *O. stricta*, *P. quinquefolia*. KG ПП1/ПП3 дорівнює 62,5%, KG ПП2/ПП3 становить 82,0 %, що спричинено переважанням у рослинних угрупованнях ПП2/ПП3 лісових видів: *G. sylvaticum*, *V. odorata*, *V. chamaedrys* тощо.

**Загальна характеристика ПП урочища «Кошик»,
зелена зона м. Біла Церква**

Екосистема лісового масиву найбільше трансформована в приузлиній смузі (шириною до 25 м) уздовж північного, північно-західного і західного краю бровки кар'єру (ПП1). *Q. robur* у віці 153 роки має індекс стану 4,87. Природне поновлення його відсутнє. Підріст сформований *A. platanoides* та *U. minor* (А=20 р., Н=7–9 м, N=7,2 тис. шт./га, загальний $I_c=3,05$). У трав'яному ярусі домінують *A. millefolium*, *A. artemisiifolia*, *B. incana*, *G. aparine*, *T. pratense*, *S. canadensis* тощо. ЗПП – 45,0%. Поверхня ґрунту має 3 стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 11,5% площі (II–III категорії).

Далі від кар'єра (ПП2; 60 м) стан лісових деревостанів дещо покращується, проте вони є сильно ослабленими, здорових дерев *Q. robur* до 12 % ($I_c=3,51$). У свіжому сухостої домінують особини IV КК. Поверхня ґрунту порушена на 8,5% площі лише до 2 стадії дигресії, I–II її категорій. В одноярусному деревостані породним складом 10Дз підріст *Q. robur* є недостатній для його природного поновлення (Н=0,8–1,1 м; N=0,4–0,6 тис. шт./га). Підлісок представлений лише *C. avellana* (Н=2,2–2,5 м; $I_c=2,85$). У трав'яному ярусі, що покриває 75,5 % площі, домінують *D. glomerata*, *L. album*, *G. odoratum*, *P. pratensis*, *P. odoratum*, *S. holostea*.

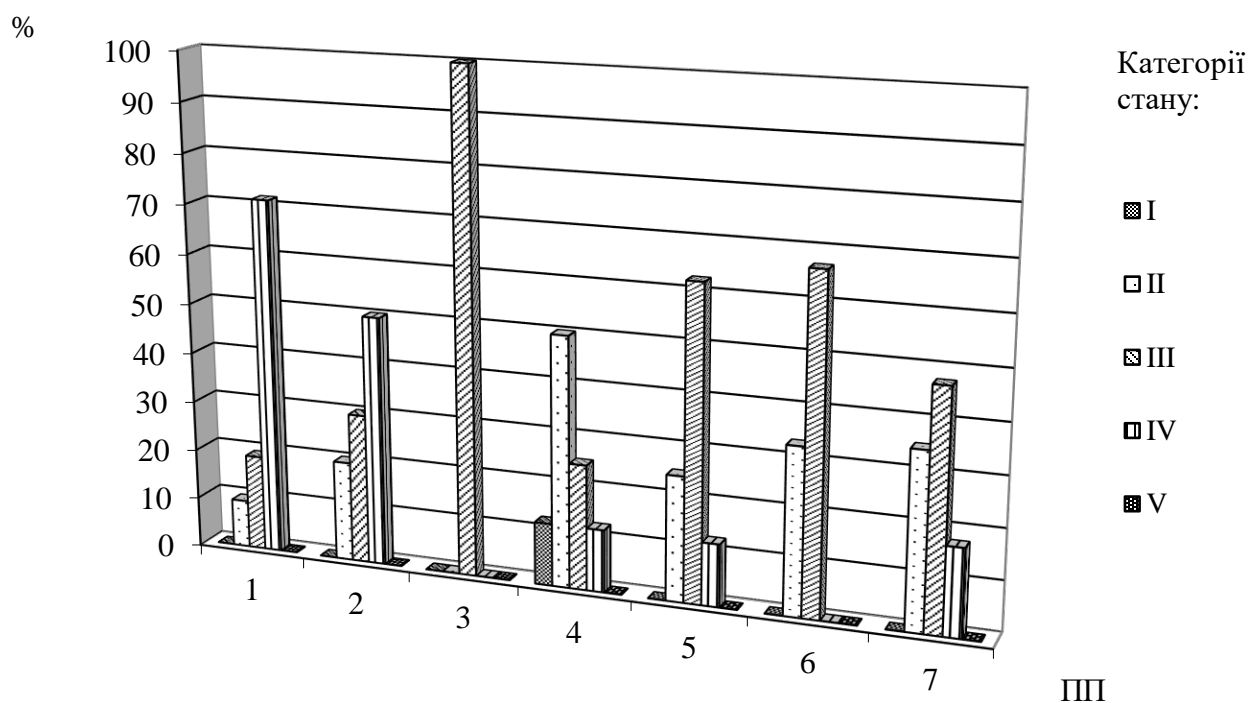
З віддаленням 100 м від кар'єра санітарний стан деревостанів *Q. robur* кращий, вони – ослаблені (ПП3). *Q. robur* росте у першому ярусі ($I_c=2,23$), другий сформований *A. platanoides* ($I_c=3,50$). Частка здорових особин *Q. robur* сягає 24,8 %. Усихають переважно дерева III–IV КК. *Q. robur* не поновлюється, у підрості лише *A. platanoides*. У підліску поширений *U. minor* (А=20 р., Н=7–9 м, N=4,1 тис. шт./га, $I_c=2,75$). Порівняно із зоною 60 м (ПП2), поверхня ґрунту порушена менше: 5,2 проти 8,5 % площі I–II категорії рекреаційної дигресії 2-ї стадії змін. У трав'яному ярусі з покриттям 65,0 % домінують також нелісові види *A. petiolata*, *D. glomerata*, *D. carota.*, *G. urbanum*, *M. nutans*, *U. dioica*. Деревостани *Q. robur* ослаблені навіть далеко від узлісся, біля ядра лісового масиву. Так, в

однорусному монопородному деревостані *Q. robur* (ПП4; 125 м від кар'єра; $I_c=2,41$) частка здорових дерев становить 27,5 %, решта – різною мірою ослаблені, у т.ч. 8,2 % – ті, що всихають та 5,5 % – свіжий сухостій. Це більш захищені від людей ділянки. Стежки займають лише 5,5 % площі (І–ІІ категорія дигресії). Тут доволі поширені і добре розвинені значні куртини підліску *C. oxyacantha* та *C. avellana*. У підрості домінують *U. minor* (Н=1,8 м; N=2,0–2,2 тис. шт./га) та *T. cordata* (Н=3,6 м; Н=1,8–2,0 тис. шт./га), натомість підріст *Q. robur* є неблагонадійним (0,6–0,8 тис. шт./га). Трав'яний ярус покриває 75% лісових ділянок і представлений типовим різнотрав'ям, в якому домінують *G. aparine*, *G. urbanum*, *P. nemoralis*, *S. holostea*, *S. canadensis*, *U. dioica* тощо.

Всередині урочища більше збережені умови лісу. Проте і тут трапляються сильно ослаблені деревостани *Q. robur* навіть у віці 85 років (ПП5; $I_c=2,86$). Хоча в них добре розвинений підріст *A. platanoides* та *U. minor* (А=20 р., Н=2–4 м, N=4,3 тис. шт./га, $I_c=3,05$). Витоптаних ділянок І–ІІ категорії дигресії мало – 4,5 %. В трав'яному ярусі (85,0 %) домінують лісові та адвентивні види *A. podagraria*, *A. odorata*, *I. parviflora*, *G. sanguineum*, *S. vulgaris*, *S. annua*, *T. pratense* тощо.

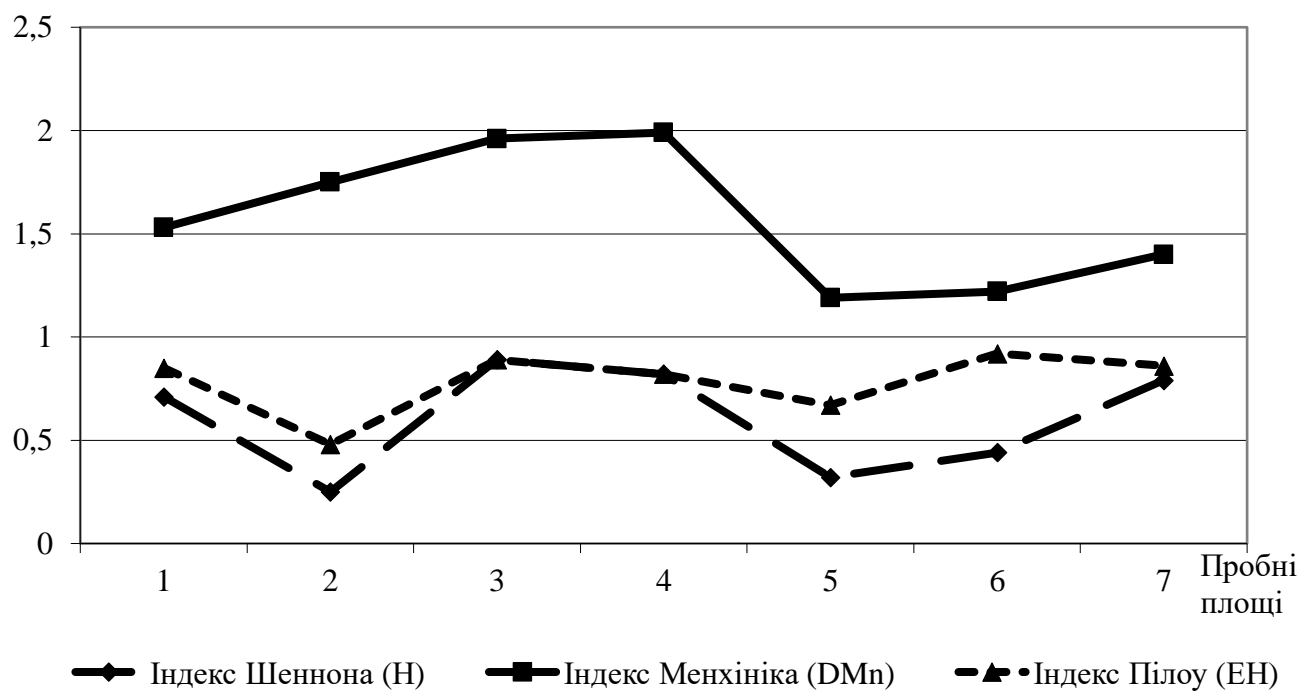
Дод. М 7

**Знахідки афілофороїдних грибів за категоріями стану *Q. robur* урочища
«Кошик», зелена зона м. Біла Церква**



Дод. М 8

**Значення індексів ксилемікорізноманіття ПП урочища «Кошик», зелена
зона м. Біла Церква**



Характеристика модельних ділянок ДДП «Софіївка»

На ПП1 деревостан одноярусний, представлений *Q. robur* (підрозділ 2.5.3). Підріст *Q. robur* становить 1,3 тис. шт./га, 75,5% особин висотою до 0,5 м уражені *Erysiphe graminis* (DC). Підлісок не розвинений. Через низьку зімкненість деревного намету всередині та по краях ділянки трапляються відкриті галявини. Деревостан розміщений рівномірно, проте крони дерев несиметричні. Мережа стежок не розгалужена через важкодоступність ділянки «Дубинка». Поверхня ґрунту має II стадію дигресії, превалюють I-II категорії стану. Механічних пошкоджень дерев та зісмічення території не виявлено. У трав'яному покриві, який періодично викошують, типові лісові види трапляються лише поодинокі (*S. holostea*, *P. nemoralis*, *L. sylvestris*, *V. odorata*), домінують рудеральні та адвентивні види (*C. regalis*, *S. annua*, *P. aviculare*, *U. dioica*, *G. parviflora*, *A. retroflexus*, *C. canadensis*, *L. ruderalis* тощо).

На ПП2 деревостан одноярусний, складений виключно *C. colurna* (підрозділ 2.5.3). Підріст *C. colurna* відсутній. У підліску домінує *A. campestre* (N= 108 шт./га, Н_{сер}=1,2 м, Іс=1,76), *S. nigra* (N=145шт./га, Н_{сер}=1,0 м, Іс=1,45), *F. alnus* (N=74шт./га, Н_{сер}=1,4 м, Іс=1,52). ЗПП – 45%. Розгалужена мережа стежок, поверхня ґрунту має III стадію дигресії (I-III категорії стану). Механічних пошкоджень дерев не зафіксовано, проте засмічені ділянки в невеликій кількості (0,001 % від площі ПП) виявлено біля приватних будівель. У трав'яному ярусі домінують *P. nemoralis*, *D. glomerata*, *A. syriacus*, *L. album*, *C. majus*, *Melandrium album* Mill., *C. urticum* тощо.

Рекреагенні порушення паркових екосистем м. Києва

В останні роки у зв'язку з розбудовою мережі доріжок та алей парк «Сирецький гай» зазнає помірної рекреагенної трансформації, яка проявляється у порушенні структурно-функціональної організації фітоценозу, що в свою чергу суттєво впливає на консортивні зв'язки деревних рослин та ксилотрофних грибів. Для дослідження було обрано лісопаркову ділянку ПП1, породний склад головного намету деревостану – $2Д_{зв}7Г_{зв}1К_{Лг}+Лп$. Деревостан двоярусний, зімкненість намету 0,6. У першому ярусі домінує дуб звичайний $G_m - 14,2 \text{ м}^2/\text{га}$, $N - 125 \text{ шт./га}$, $H_{сер} = 23,2 \text{ м}$, $D_{сер} = 78,3 \text{ см}$. Внаслідок неодноразових вирубувань, розбудови мережі алей та доріжок, створення місць відпочинку *Q. robur* втрачає свої позиції та відбувається формування похідного грабового лісу. Другий ярус сформований *C. betulus* ($G_m - 75,5 \text{ м}^2/\text{га}$, $N - 365 \text{ шт./га}$, $H_{сер} = 16,5 \text{ м}$, $D_{сер} = 27,7 \text{ см}$), *A. platanoides* ($G_m - 5,8 \text{ м}^2/\text{га}$, $N - 76 \text{ шт./га}$, $H_{сер} = 17,5 \text{ м}$, $D_{сер} = 21,2 \text{ см}$) та одиницями куртинами *T. cordata* ($G_m - 1,0 \text{ м}^2/\text{га}$, $N - 28 \text{ шт./га}$, $H_{сер} = 19,3 \text{ м}$, $D_{сер} = 47,8 \text{ см}$). Густих підріст формує лише *C. betulus* та *A. platanoides*, який є оптимальним, тоді як підріст *Q. robur* є неоптимальним для цих лісорослинних умов. У трав'яному покриві домінують *G. ciliata*, *G. urbanum*, *I. parviflora*, *S. virgáurea*, *U. dioica* тощо. Механічно пошкоджені дерева (5 %, середньою площею 45 см^2) на ПП1 зафіксовано поряд з місцями для розведення багаття. Загальний показник стану поверхні ґрунту – 4 стадія дигресії: пошкоджені ділянки – 70,5 % від загальної площі, з яких III-V категорії – 45 %. Засміченість території – 10–15 %.

На ПП2, яка має більше рекреаційне навантаження (підрозділ 2.5.3), *Q. robur* та *Q. rubra* домінують у першому ярусі, *A. platanoides*, *T. cordata* у 2-ому ярусі. Породний склад – $9Д_{зв}1Д_{ч}+Яс+Кл$. Зімкненість намету 0,7. $G_m - 45,8 \text{ м}^2/\text{га}$, $N - 325 \text{ шт./га}$, $H_{серQ.robur} = 16,1 \text{ м}$, $D_{серQ.robur} = 38,7 \text{ см}$; $H_{серQ.rubra} = 16,6 \text{ м}$, $D_{серQ.rubra} = 22,4 \text{ см}$. Серед підліску слід виділити *A. °platanoides* ($I_c = 1,25$), підріст переважно сформований *F. °excelsior* ($I_c = 2,50$) та *A. °platanoides*. ($I_c = 1,0$). ЗПП трав'янистого ярусу – 25 %. Домінують *D. glomerata*, *S. vulgaris*, *U. dioica*.

Найбільшу кількість механічних пошкоджень зафіксовано для *Q. robur* (18 %, середньою площею 107 см²). Загальний показник стану поверхні ґрунту – 4 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 75,0 % від загальної площі, з яких III, IV та V категорії – 51,5 %. Засміченість території більше 15 %.

На ПП3 (підрозділ 2.5.3) деревостан сформований *P. sylvestris* (A=60 років) та *Q. robur* (A=65 років). Склад деревостану 9С₃1Д₃. Підріст представлений *S. aucuparia* ($I_c=1,0$), *A. platanoides* ($I_c=1,25$) та *B. pendula* ($I_c=1,50$). Деревостан двоярусний, перший ярус формує *P. sylvestris*, другий – *Q. robur*. Зімкненість намету 0,6–0,7; сума площ перерізів стовбурів – 98,4 м²/га, щільність – 302 шт./га, $H_{\text{сеп}P. \text{ sylvestris}}=18,5$ м, $D_{\text{сеп}P. \text{ sylvestris}}=29,0$ см, $H_{\text{сеп}Q. \text{ robur}}=10,5$ м, $D_{\text{сеп}Q. \text{ robur}}=22,5$ см; підлісок з листяних порід відсутній. Загальне проективне покриття – 65 %, засміченість менше 10 %. В трав'яному ярусі домінували *A. millefolium*, *A. artemisiifolia*, *A. vulgaris*, *E. canadense*, *D. glomerata* тощо.

На ПП4 (підрозділ 2.5.3), яка має більшу рекреагенну трансформацію порівняно з попередніми ПП, сформована *A. platanoides* та *T. cordata* у 1-2-ому ярусах та підростом з *F. excelsior*. Склад головного намету деревостану на ПП4 – 6Кл3Лп1Сз+Кз. Зімкненість намету 0,8–0,9. G_m – 98,0 м²/га, N – 275 шт./га; $H_{\text{сеп}A. \text{ platanoides}}=15,1$ м, $D_{\text{сеп}A. \text{ platanoides}}=28,0$ см; $H_{\text{сеп}T. \text{ cordata}}=16,0$ м, $D_{\text{сеп}T. \text{ cordata}}=40,5$ см; $H_{\text{сеп}P. \text{ sylvestris}}=19,1$ м, $D_{\text{сеп}P. \text{ sylvestris}}=48,5$ см. Підріст та підлісок переважно сформований *F. excelsior* ($I_c=1,15$), *A. platanoides*. ($I_c=1,25$) та *Q. rubra* ($I_c=1,50$). ЗПП – 70 %. У трав'яному покриві домінують *C. majus*, *B. nigra*, *I. parviflora*, *S. annua* тощо. Механічних пошкоджень не зафіксовано, засміченість території менше 1 %. Загальний показник стану поверхні ґрунту – 1 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 10,0 % IV та V категорії відсутні.

На ПП5 (підрозділ 2.5.3) деревостан одноярусний, домінує *Q. robur* (A=40–60 р.). Склад головного намету деревостану на ПП5 – 10Дз. Зімкненість намету 0,6–0,7. G_m – 240,0 м²/га, N – 240 шт./га; $H_{\text{сеп}}=18,0$ м, $D_{\text{сеп}}=22,1$ см. Серед підліску слід виділити *S. nigra* $I_c=3,50$, одна знахідка *H. sambuci* на корі та безкорих ділянках стовбура до 0,7 м у висоту) та *P. communis* ($I_c=2,50$; знахідки грибів відсутні). Підріст переважно сформований *A. platanoides* ($I_c=1,55$). ЗПП –

85 %. У трав'яному покриві домінують *A. artemisiifolia*, *C. bursa-pastoris*, *D. glomerata*, *E. repens*, *P. annua* тощо. Механічних пошкоджень зафіксовано лише на одному дереві площею 0,5 м². Засміченість ділянки – 0,5 %. Загальний показник стану поверхні ґрунту – 2 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 25,5 % від загальної площі, з яких IV та V категорії стану поверхні ґрунту відсутні.

На ПП6 (розділ 2.5.3) *P. sylvestris* представлений у першому ярусі та *Q. robur* у 2-ому ярусі. Склад головного намету деревостану – 8Сз2Дз+Яс+Кл. Зімкненість намету 0,6–0,7. $G_m=112,5$ м²/га, $N=220$ шт./га; $H_{\text{сеп}P.^{\circ}sylvestris}=18,9$ м, $D_{\text{сеп}P.^{\circ}sylvestris}=38,5$ см; $H_{\text{сеп}Q.^{\circ}robur}=14,2$ м, $D_{\text{сеп}Q.^{\circ}robur}=22,5$ см. Серед підліску слід виділити *F. alnus* (зафіксовано *S. paradoxa*, *C. purpureum*, *S. nigra* (3 знахідки *H.^{\circ}sambuci*). Підріст переважно сформований *F. excelsior* ($I_c=1,40$), *A.^{\circ}platanoides*. ($I_c=1,20$) та *Q.^{\circ}rubra* ($I_c=2,15$). ЗПП трав'янистого ярусу – 45 %, засміченість – 15–20 %. У трав'яному покриві домінують *C. május*, *D.^{\circ}glomerata*, *I. parviflora*, *S. annua* тощо. Механічних пошкоджень дерев не зафіксовано. Загальний показник стану поверхні ґрунту – 3 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 60,0 % від загальної площі, з яких IV та V категорії стану поверхні займають 10,0 %.

На ПП7 (розділ 2.5.3) у східній частині парку домінує *Q. robur* та *Q. rubra* у першому ярусі, *A. platanoides* та *U. glabra* у другому. Породний склад головного намету – 7Кл2Дзв1Дч. Зімкненість намету 0,7–0,8; $N=295$ шт./га, $H_{\text{сеп}Q.^{\circ}robur}=20,3$ м, $D_{\text{сеп}Q.^{\circ}robur}=87,6$ см; $H_{\text{сеп}A.^{\circ}platanoides}=14,9$ м, $D_{\text{сеп}A.^{\circ}platanoides}=37,5$ см. Серед підліску слід виділити *A.^{\circ}saccharum* ($I_c=1,0$). Превалює підріст *A. platanoides* ($I_c=1,15$). ЗПП – 50,5 %. У трав'яному покриві домінують *A. artemisiifolia*, *D. glomerata*, *U. dioica* тощо. Механічних пошкоджень дерев не зафіксовано, засміченість менше 5 %. Загальний показник стану поверхні ґрунту – 1 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 10,0 % від загальної площі, з яких III, IV та V категорії стану поверхні ґрунту відсутні.

Природне поновлення лісоутворюючих порід, парк «Сирецький гай»

Порода	Розподіл природного поновлення за висотою		
	до 0,5 м тис. шт./га	0,5-1,5 м тис. шт./га	1,5-2,0 м тис. шт./га
<i>Q. robur</i>	1,70	0,255	0,09
<i>C. betulus</i>	2,22	0,350	0,175
<i>A. platanoides</i>	2,45	0,320	0,170
<i>T.cordata</i>	3,55	0,295	0,255

Рекреагенні порушення модельних природних та напівприродних лісів м.

Києва

На ПП1 деревостан двоярусний, перший ярус представлений *Q. robur* та *C. betulus*. Другий ярус складається з *T. cordata*, *A. platanoides* та *U. glabra* (табл. 2.25). Зімкненість 0,6-0,7. Підріст *C. betulus* є оптимальним для цих лісорослинних умов (N=7,2 тис. шт./га), натомість підріст *Q. robur* (N=0,9 тис. шт./га) є незадовільним. Доволі поширені і добре розвинені значні куртини підліску *C. avellana*, *E. europaeus*, *E. verrucosa*, *C. oxycantha*. Трав'яний ярус представлений типовим різнотрав'ям. ЗПП 93,5 %. Значної експансії лісо-лучних та адвентивних видів трав'янистих рослин не зафіксовано. Домінують *A. odorata*, *B. sylvaticum*, *C. sylvatica*, *L. galeobdolon*, *P. nemoralis*, *P. odoratum*, *S. europaea*, *S. holostea*. Механічних пошкоджень дерев не зафіксовано. Загальний показник стану поверхні ґрунту – 1 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 4 % від загальної площі ПП (I–II категорії), III–V категорії відсутні.

На ПП2 деревостан двоярусний, перший ярус представлений *Q. robur* та *P. sylvestris*. У другому домінують *A. platanoides* та *A. negundo*. Зімкненість намету становить 0,6-0,7 (табл. 2.25). Підріст *A. platanoides* (N=4,8 тис. шт./га) є оптимальним на відміну від підросту *Q. robur* (N=0,3 тис. шт./га). Куртини підліску представлені *C. avellana*, *F. alnus*, *S. nigra*, *S. aucuparia*, *C. avium*, *R. fruticosus*. Типове різнотрав'я представлено *C. majalis*, *D. filix-mas*, *G. sanguineum*, *S. nemorum*, *P. multiflorum* тощо. Серед рудеральних видів трапляються *P. quinquefolia*, *L. album*, *O. acetosella*, *U. dioica* тощо. ЗПП становить 80,0%.

Механічних пошкоджень дерев не виявлено. Загальний показник стану поверхні ґрунту – II стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 7,2% від загальної площі ПП (I–II категорії).

На ПП3 деревостан також двоярусний. Перший ярус представлений *Q. robur* та *C. betulus*. Другий – *A. platanoides*, *T. cordata*, *F. excelsior* (табл. 2.25). Підлісок розвинений слабо, подекуди трапляються біогрупи *S. nigra* та *E. verrucosa*. Серед лісових видів у трав'яному ярусі є *A. europaeum*, *A. podagraria*, *C. pilosa*, *D. filix-mas*, *S. holostea*, проте домінантами є адвентивні та рудеральні види *L. cardiaca*, *I. parviflora*, *S. annua*, *S. canadensis*, *U. dioica*. ЗПП сягає лише 35,0 %. Загальний показник дигресії поверхні ґрунту – III, пошкоджені ділянки займають 15,5 % від площі ПП3, V категорія відсутня. Засміченість території сягає 7,5 %. Загальна площа механічних пошкоджень дерев становить 0,32 м² (*Q. robur* – 0,09 м², *C. betulus* – 0,12 м², *A. platanoides* – 0,07 м², *T. cordata* – 0,04 м²). Інтегральний показник трансформації фітоценозу – III.

На ПП4 деревостан двоярусний, у першому ярусі домінує *Q. robur* та *P. sylvestris*. Другий ярус представлений *A. platanoides* (табл. 2.25). У підрості розвивається *A. platanoides* (N=4,8 тис. шт./га), *A. negundo* (N=3,7 тис. шт./га) та *Q. robur* (N=0,3 тис. шт./га). Підлісок представлений *C. avellana*, *F. alnus*, *S. aucuparia*, *P. avium*. У трав'яному ярусі домінують адвентивні та рудеральні види (*G. urbanum*, *O. acetosella*, *U. dioica* тощо). Індикатор лісорослинних умов *A. europaeum* з проективним покриттям 0,5 % розвивається подекуди біля комеля *Q. robur*. ЗПП трав'яного ярусу – 35,0 %. Механічні пошкодження пошкодження виявлено лише на стовбурах *Q. robur* загальною площею 1,2 м². Загальний показник стану поверхні ґрунту – 4 стадія дигресії: пошкоджені ділянки займають 26,5 % від загальної площі ПП. Засміченість території – 7,5 %. Інтегральний показник рекреагенної трансформації – IV.

Додаток Н

Дод. Н 1

Віталітетна структура *Q. robur* та видова структура ксилотрофних грибів на ІІІ ДДП «Олександрія»

№	Вид гриба	Розподіл дерев за КК* (шт./%)			
		I	II	III	IV
1	<i>Ascocoryne sarcoides</i>	—	1/6,3	—	—
2	<i>Bjerkandera adusta</i>	1/2,9	—	—	—
3	<i>Crepidotus mollis</i>	1/2,9	—	—	—
4	<i>Crucibulum crucibuliforme</i>	—	1/6,3	—	—
5	<i>Cyathus striatus</i>	3/8,8	—	—	—
6	<i>Fistulina hepatica</i>	1/2,9	—	—	—
7	<i>Hypholoma fasciculare</i>	—	—	1/8,3	—
8	<i>Inocutis dryophila</i>	1/2,9	—	—	—
9	<i>Peniophora quercina</i>	1/2,9	—	—	—
10	<i>Phellinus robustus</i>	4/11,8	—	—	1/16,7
11	<i>Radulomyces molaris</i>	3/8,8	1/6,3	—	—
12	<i>Schizophyllum commune</i>	1/2,9	1/6,3	—	—
13	<i>Schizopora paradoxa</i>	1/2,9	—	—	—
14	<i>Stereum gausapatum</i>	1/2,9	2/12,5	—	—
15	<i>T. versicolor</i>	1/2,6	—	—	—
16	<i>Vuilleminia comedens</i>	2/5,9	1/6,3	—	—
Всього знахідок грибів/к-ть дерев у кожній категорії (шт.)		21/34	7/16	1/12	1/6
% знахідок грибів/ % дерев у кожній категорії		70/50,0	23,3/23,5	3,3/17,6	3,3/8,8
Всього знахідок грибів /к-ть дерев		30/68			

Дод. Н 3

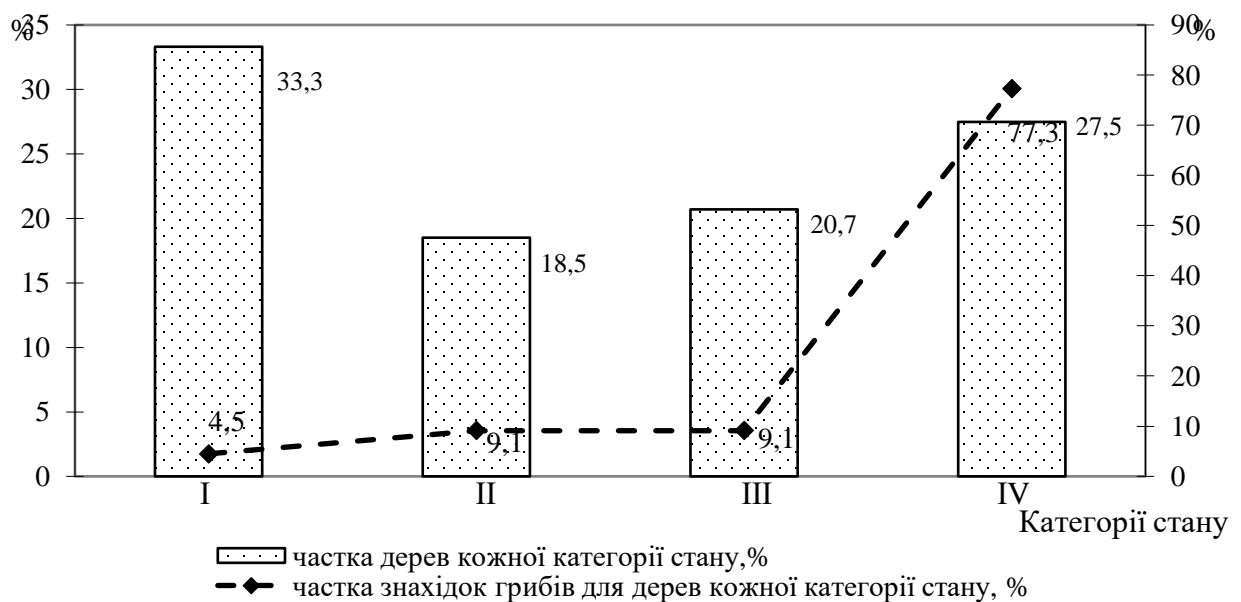
Віталітетна структура *C. betulus*, видова структура ксилотрофних грибів ДДП «Олександрія»

№ п/п	Вид гриба	Розподіл дерев за класами Крафта* (шт./%)			
		I	II	III	IV
1	<i>Bjerkandera adusta</i>	1/11,1	1/11,1	—	—
2	<i>Fomes fomentarius</i>	1/11,1	—	—	—
3	<i>Schizopora paradoxa</i>	1/11,1	—	—	—
4	<i>Trametes gibbosa</i>	1/11,1	—	—	1/25
Знахідок грибів/ к-ть дерев у кожній категорії		4/9	1/9	—	1/4
% знахідок грибів/ % дерев у кожній категорії		66,7/40,9	16,7/40,9	—	16,7/18,2
Всього знахідок грибів/кількість дерев:		6/22			

**Санітарна структура *Q. robur* та видова структура ксилотрофних
грибів ДДП «Олександрія»**

№ п/п	Вид гриба	Ic*			
		I	II	III	IV
1	<i>Ascocoryne sarcoides</i>	1/2,6	—	—	—
2	<i>Bjerkandera adusta</i>	1/2,6	—	—	—
3	<i>Crepidotus mollis</i>	1/2,6	—	—	—
4	<i>Crucibulum crucibuliforme</i>	—	1/4,3	—	—
5	<i>Cyathus striatus</i>	2/5,1	1/4,3	—	—
6	<i>Fistulina hepatica</i>	1/2,6	—	—	—
7	<i>Hypholoma fasciculare</i>	1/2,6	—	—	—
8	<i>Inocutis dryophila</i>	1/2,6	—	—	—
9	<i>Peniophora quercina</i>	—	1/4,3	—	—
10	<i>Phellinus robustus</i>	4/10,3	1/4,3	—	—
11	<i>Radulomyces molaris</i>	2/5,1	—	1/7,1	1/100
12	<i>Schizophyllum commune</i>	1/2,6	—	1/7,1	—
13	<i>Schizopora paradoxa</i>	1/2,6	—	—	—
14	<i>Stereum gausapatum</i>	1/2,6	1/4,3	1/7,1	—
15	<i>Trametes versicolor</i>				1/100
16	<i>Vuilleminia comedens</i>	1/2,6	1/4,3	—	1/100
Знахідок грибів/ кількість дерев у кожній категорії (шт.)		18/35	6/23	3/18	3/1
% знахідок грибів/ % дерев у кожній категорії		60/40,6	20/29,9	10/28,2	10/1,3
Всього знахідок грибів/ к-ть дерев		30/77			

**Санітарна структура *C. betulus* та знахідки ксилотрофних грибів ДДП
«Олександрія»**



Видова структура ксиломікобіонтів за різними категоріями стану та віталітетом *Q. robur* ділянки «Дубинка» ДДП «Софіївка»

№ п/п	Вид макроміцета	Розподіл дерев за класами Крафта				
		I	II	III	IV	V
1	<i>Exidia glandulosa</i>	4	2	—	—	—
2	<i>E. truncata</i>	3	2	1	—	—
3	<i>Laetiporus sulphureus</i>	1	—	—	—	—
4	<i>Peniophora quercina</i>	9	3	2	1	1
5	<i>Polyporus arcularius</i>	—	1	—	—	—
6	<i>Phaeotremella foliacea</i>	1	1	—	—	—
7	<i>Phellinus robustus</i>	3	—	1	1	1
8	<i>Radulomyces molaris</i>	3	1	—	—	—
9	<i>Schizophyllum commune</i>	4	1	1	—	—
10	<i>Stereum hirsutum</i>	1	1	—	1	—
11	<i>S. subtomentosum</i>	—	1	—	—	—
12	<i>Tremella mesenterica</i>	—	1	—	—	—
13	<i>Vuilleminia comedens</i>	16	3	1	2	2
Всього знахідок грибів/к-ть дерев у кожній категорії (ос.)		45/6 5	17/28	6/10	5/10	4/13
% знахідок грибів/ дерев у кожній категорії		58,4/ 51,6	22,1/ 22,2	7,8/ 7,9	6,5/ 7,9	5,2/ 10,3
Всього знахідок грибів /к-ть дерев		77/126				
№ п/п	Вид макроміцета	Розподіл дерев за категоріями стану				
		I	II	III	IV	V
1	<i>Exidia glandulosa</i>	2	2	2	—	—
2	<i>E. truncata</i>	3	1	2	—	2
3	<i>Laetiporus sulphureus</i>	1	—	1	—	—
4	<i>Peniophora quercina</i>	—	3	9	1	—
5	<i>Polyporus arcularius</i>	—	1	—	—	2
6	<i>Phaeotremella foliacea</i>	—	1	—	1	—
7	<i>Phellinus robustus</i>	—	1	1	1	—
8	<i>Radulomyces molaris</i>	—	3	1	—	—
9	<i>Schizophyllum commune</i>	—	2	3	—	1
10	<i>Stereum hirsutum</i>	—	2	—	—	—
11	<i>S. subtomentosum</i>	—	—	1	—	3
12	<i>Tremella mesenterica</i>	—	—	1	—	—
13	<i>Vuilleminia comedens</i>	2	5	11	1	4
Всього знахідок грибів/к-ть дерев у кожній категорії (ос.)		8/14	21/33	32/44	4/23	12/12
% знахідок грибів/ дерев у кожній категорії		10,3/ 11,1	27,2/ 26,1	41,6/ 34,9	5,2/ 18,3	15,6/ 9,5
Всього знахідок грибів /к-ть дерев		77/126				

Видова структура ксилімікобіонтів за різними категоріями стану, класами розвитку *C. colurna* ДДП «Софіївка»

№ п/п	Вид макроміцета	Розподіл дерев за класами Крафта				
		I	II	III	IV	V
1	<i>Hyphoderma cremeoalbum</i>	—	-	1	—	—
2	<i>Lyomyces crustosus</i>	1	—	—	—	—
3	<i>Peniophora cinerea</i>	1	—	—	—	—
4	<i>P. limitata</i>	1	—	—	—	—
5	<i>Phanerochaete laevis</i>	—	1	—	—	—
6	<i>Phellinus contiguus</i>	1	—	—	—	—
7	<i>Steccherinum ochraceum</i>	—	1	—	—	—
8	<i>Stereum rugosum</i>	—	1	—	—	—
9	<i>Vuilleminia coryli</i>	6	2	—	1	—
Всього знахідок грибів/кількість дерев у кожній категорії (ос.)		10/6 5	5/16	1/15	1/3	0/1
% знахідок грибів/ дерев у кожній категорії		58,8/ 65,0	29,4 / 16,0	5,9/ 15,0	5,9/ 3,0	0/ 1,0
№ п/п	Вид макроміцета	Розподіл дерев за категоріями стану				
		I	II	III	IV	V
1	<i>Hyphoderma cremeoalbum</i>	—	—	—	1	—
2	<i>Lyomyces crustosus</i>	—	—	—	1	—
3	<i>Peniophora cinerea</i>	—	—	—	1	—
4	<i>P. limitata</i>	—	—	—	1	—
5	<i>Phanerochaete laevis</i>	—	—	—	—	1
6	<i>Phellinus contiguus</i>	1	—	—	—	—
7	<i>Steccherinum ochraceum</i>	—	—	—	—	1
8	<i>Stereum rugosum</i>	—	—	—	—	1
9	<i>Vuilleminia coryli</i>	2	—	1	4	2
Всього знахідок грибів/кількість дерев у кожній категорії (ос.)		3/55	0/32	1/7	8/32	5/6
% знахідок грибів/ дерев у кожній категорії		17,6/ 55,0	0/ 22,0	5,9/ 7,0	47,1/ 10,0	29,4/ 6,0
Всього знахідок грибів /кількість дерев		17/100				

**Віталітетна та санітарна структури *Q. robur* та видова структура
ксиломікобійонтів, Голосіївський паркім. М. Рильського**

Віталітетна структура <i>Q. robur</i>						
№ п/п	Вид макроміцета	Розподіл дерев за класами Крафта				
		I	II	III	IV	V
1	<i>B. radula</i>	1	1	-	-	-
2	<i>C. evolvens</i>	-	-	-	-	-
3	<i>C. roseum</i>	1	1	-	-	-
4	<i>G. lucidum</i>	-	1	-	-	-
5	<i>P. ferruginosus</i>	6	2	-	-	-
6	<i>P. quercina</i>	3	1	1	1	-
7	<i>P. robustus</i>	-	2	-	-	-
8	<i>R. molaris</i>	6	1	-	1	1
9	<i>V. comedens</i>	10	5	1	1	-
Всього знахідок грибів/ кількість дерев у кожній категорії (ос.)		27/42	14/24	2/4	3/8	1/1
Всього знахідок грибів / кількість дерев		47/79				
Санітарний стан <i>Q. robur</i>						
№ п/п	Вид макроміцета	Розподіл дерев за категоріями стану				
		I	II	III	IV	V
1	<i>B. radula</i>	-	1	1	-	-
2	<i>C. evolvens</i>	-	-	-	-	-
3	<i>C. roseum</i>	-	1	1	-	-
4	<i>G. lucidum</i>	-	-	-	1	-
5	<i>P. ferruginosus</i>	-	3	4	1	-
6	<i>P. quercina</i>	4	2	-	-	-
7	<i>P. robustus</i>	-	-	2	-	-
8	<i>R. molaris</i>	2	3	3	1	-
9	<i>V. comedens</i>	3	8	4	2	-
Всього знахідок грибів/кількість дерев у кожній категорії (ос.)		9/15	18/31	15/21	5/7	0/5
Всього знахідок грибів /кількість дерев		47/79				

Трофічна структура ксилемікобіоти паркових екосистем м. Києва

№ п/п	Трофність	К-ть видів, шт.	К-ть зн-к, шт.	Частка зн-к, %
1. Сирецький гай	Евритрофи I порядку	3	12	48
	Евритрофи II порядку (л)	4	8	32
	Евритрофи II порядку (х)	0	0	0
	Стенотрофи	2	5	20
2. Солом'янський ландшафтний парк	Евритрофи I порядку	1	3	12
	Евритрофи II порядку (л)	2	12	46
	Евритрофи II порядку (х)	0	0	0
	Стенотрофи	3	11	42
3. Парк «Перемога»	Евритрофи I порядку	0	0	0
	Евритрофи II порядку (л)	2	10	83
	Евритрофи II порядку (х)	0	0	0
	Стенотрофи	1	2	17
4. Парк «Дружби народів»	Евритрофи I порядку	0	0	0
	Евритрофи II порядку (л)	4	11	100
	Евритрофи II порядку (х)	0	0	0
	Стенотрофи	0	0	0
5. Парк ім. Максима Рильського	Евритрофи I порядку	1	1	2
	Евритрофи II порядку (л)	7	33	65
	Евритрофи II порядку (х)	0	0	0
	Стенотрофи	3	17	33
6. Парк «Урочище Совки»	Евритрофи I порядку	3	3	20
	Евритрофи II порядку (л)	3	10	67
	Евритрофи II порядку (х)	1	1	6,5
	Стенотрофи	1	1	6,5
7. Парк «Нивки»	Евритрофи I порядку	3	3	11
	Евритрофи II порядку (л)	4	7	26
	Евритрофи II порядку (х)	0	0	0
	Стенотрофи	4	17	63

Додаток О

Дод. О 1

**Розподіл ксилотрофних грибів за типами субстрату *Q. robur* ДДП
«Олександрія»**

Кількість видів/знахідок	Мертвий субстрат				Живий субстрат	Всього видів/знахідок
	Відпад		Пеньки		Дерева I-IV категорії стану	
	середні гілки (6-12 см)	малі гілки (1-5 см)	D _{сер} = 15-60 см	D _{сер} = 62-81 см		
	3/3	11/18	3/4	4/10		

Дод. О 2

**Розподіл ксилотрофних грибів за типами субстрату *C. betulus* ДДП
«Олександрія»**

Кількість видів/ знахідок	Мертвий субстрат				Живий субстрат	Всього видів/ знахідок
	Відпад		Пеньки		Дерева I-IV категорії стану	
	середні гілки (6-12 см)	малі гілки (1-5 см)	D _{сер} = 15-60 см	D _{сер} = 62-81 см		
	—	—	2/4	—		

Дод. О 3

**Розподіл видів ксилотрофних грибів
за типами субстрату (основні деревні породи) ДДП «Олександрія»**

Кількість видів/знахідок	Мертвий субстрат				Живий субстрат	Всього видів/знахідок
	Відпад		Пеньки		Дерева I-IV категорії стану	
	середні гілки (6-12 см)	малі гілки (1-5 см)	D _{сер} = 15-60 см	D _{сер} = 62-81 см		
	3/3	12/20	6/5	4/8		
					10/27	27/63

Дод. О 4

**Розподіл видів ксилотрофних грибів
за типами субстрату, лісовий масив Голосіївського парку ім. М.
Рильського**

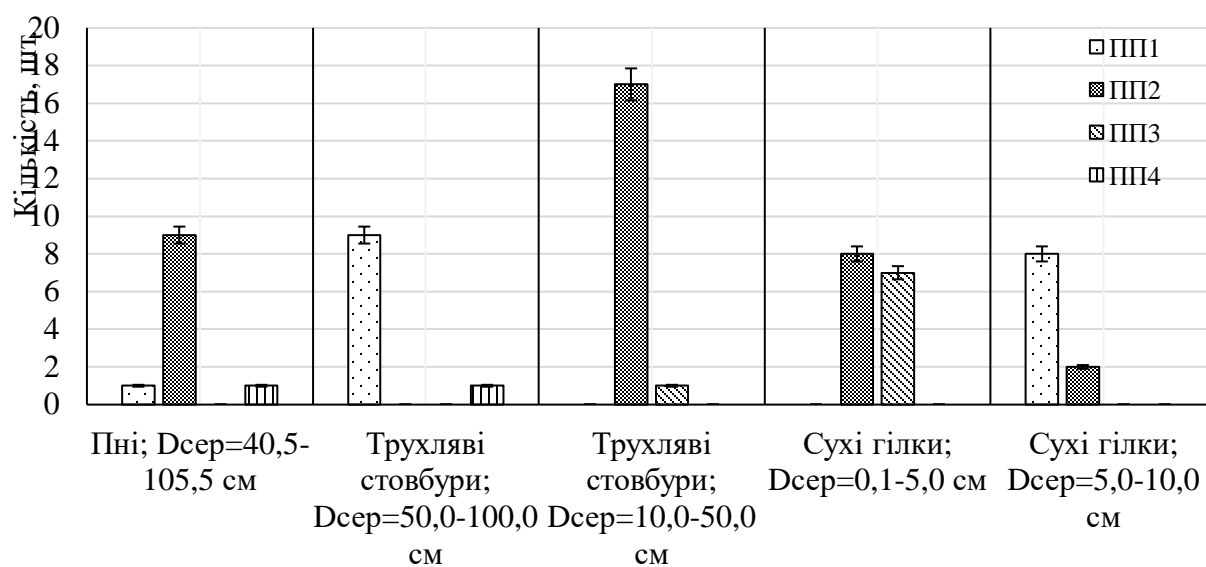
Кількість видів/ знахідок	Мертвий субстрат				Живий субстрат	Всього видів/ знахідок
	Відпад		Пеньки	Сухостій	Дерева I-V категорії стану	
	середні гілки (D _{сер} = 6,7см)	малі гілки (D _{сер} = 2,4 см)	(D _{сер} = 38,3 см, H _{сер} =0,1м)	V категорія стану		
	2/7	6/22	-	1/1		

**Розподіл видів ксилотрофних грибів
за типами субстрату, Паркові екосистеми м. Києва**

Acer platanoides L.							
Мертвий субстрат					Живі дерева		
Відпад			сухос тій	пеньки	всихаюче гілля крони	раневі зони	місця без пошкоджен ь
гілля d=1-3 см	гілля d=3-8 см	стовб ури					
2/2	1/1	0/0	0/0	1/1	1/2	0/0	1/13
Всього видів/знахідок:			4/19				
Carpinus betulus L.							
Мертвий субстрат					Живі дерева		
Відпад			сухос тій	пеньки	всихаюче гілля крони	раневі зони	місця без пошкоджен ь
гілля d=1-3 см	гілля d=3-8 см	стовб ури					
1/2	1/1	0/0	0/0	0/0	3/7	4/4	1/1
Всього видів/знахідок:			5/15				
Pinus sylvestris L.							
Мертвий субстрат					Живі дерева		
Відпад			сухос тій	пеньки	всихаюче гілля крони	раневі зони	місця без пошкоджен ь
гілля d=1-3 см	гілля d=3-8 см	стовб ури					
0/0	0/0	1/1	1/1	0/0	0/0	0/0	0/0
Всього видів/знахідок:			2/2				
Quercus spp.							
Мертвий субстрат					Живі дерева		
Відпад			сухос тій	пеньки	всихаюче гілля крони	раневі зони	місця без пошкоджен ь
гілля d=1-3 см	гілля d=3-8 см	стовб бури					
3/23	5/11	0/0	1/1	1/1	8/64	2/8	1/1
Всього видів/знахідок:			17/109				
Tilia cordata Mill.							
Мертвий субстрат					Живі дерева		
Відпад			сухос тій	пеньки	всихаюче гілля крони	раневі зони	місця без пошкоджен ь
гілля d=1-3 см	гілля d=3-8 см	стовб ури					
0/0	0/0	0/0	0/0	0/0	1/11	0/0	0/0
Всього видів/знахідок:			1/11				

Дод. О 6

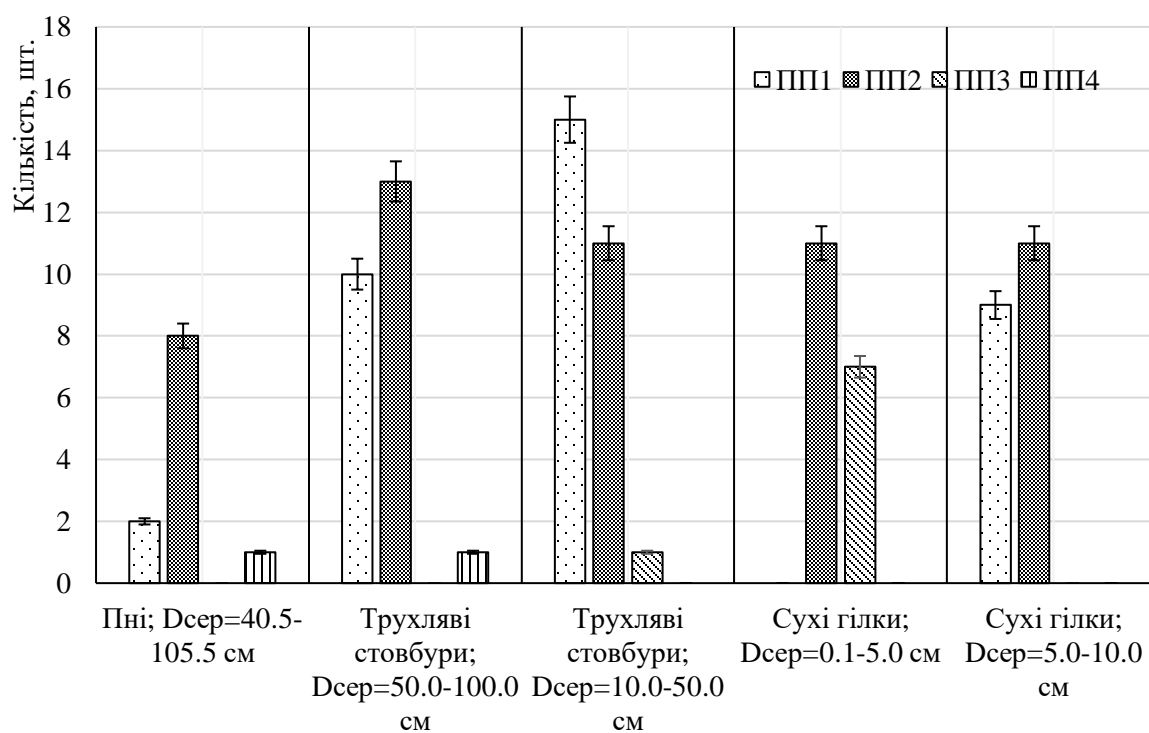
Розподіл видів ксилотрофних грибів на різних категоріях субстрату природних та напівприродних лісів м. Києва



Категорії субстрата

Дод. О 7

Розподіл знахідок ксилотрофних грибів на різних категоріях субстрату природних та напівприродних лісів м. Києва



Категорії субстрата

Додаток П

Дод. П 1

Розподіл ксилімікобіонтів за деревними рослинами досліджених
паркових екосистем м. Києва

№ п/п	Вид макротріцета	Вид деревної рослини-живителя*													
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
1	<i>A. squarrosus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	<i>A. mellea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
3	<i>B. radula</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	<i>C. arida</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	<i>C. evolvens</i>	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	<i>C. roseum</i>	3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	<i>C. purpureum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
8	<i>D. acerina</i>	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
9	<i>F. fomentarius</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
10	<i>G. lucidum</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11	<i>H. fasciculare</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
12	<i>H. rubiginosa</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
13	<i>H. sambuci</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-
14	<i>P. cinerea</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-
15	<i>P. ferruginosus</i>	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
16	<i>P. quercina</i>	13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
17	<i>P. radiata</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
18	<i>P. robustus</i>	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19	<i>P. rufomarginata</i>	-	-	-	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20	<i>R. molaris</i>	16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21	<i>S. commune</i>	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22	<i>S. flavipora</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
23	<i>S. hirsutum</i>	2	-	-	2	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-
24	<i>S. paradoxa</i>	5	-	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
25	<i>T. biforme</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
26	<i>T. hollii</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
27	<i>V. comedens</i>	47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Всього знахідок:		110	11	2	12	11	0	1	0	6	0	4	0	0	2

* – кількість знахідок ксилімікобіонтів на кожному виді деревної рослини-живителя: 1. *Quercus robur*, 2. *Acer platanoides*, 3. *Pinus sylvestris*, 4. *Carpinus betulus*, 5. *Tilia cordata*, 6. *Fraxinus excelsior*, 7. *Quercus rubra*, 8. *Ulmus glabra*, 9. *Aesculus hippocastanum*, 10. *Sorbus aucuparia*, 11. *Sambucus nigra*, 12. *Pyrus communis* L., 13. *Populus tremula* L., 14. *Frangula alnus* Mill.

Ксилотрофні макроміцети паркових екосистем на ПП м. Києва

№ п/п	Вид макроміцета	Представленість на пробних площах (ПП)*						
		1	2	3	4	5	6	7
1	<i>A. squarrosus</i>	-	-	-	-	-	-	0,6
2	<i>A. mellea</i>	-	-	-	-	-	-	0,6
3	<i>B. radula</i>	-	-	-	-	1,3	-	-
4	<i>C. arida</i>	-	-	-	-	-	0,6	-
5	<i>C. evolvens</i>	-	-	0,6	-	0,6	-	-
6	<i>C. roseum</i>	-	-	-	-	1,9	-	1,3
7	<i>C. purpureum</i>	-	-	-	-	-	0,6	-
8	<i>D. acerina</i>	-	-	-	-	-	-	5,1
9	<i>F. fomentarius</i>	-	-	-	0,6	-	-	-
10	<i>G. lucidum</i>	-	-	-	-	0,6	-	-
11	<i>H. fasciculare</i>	0,6	-	-	-	-	-	-
12	<i>H. rubiginosa</i>	-	-	-	-	-	0,6	-
13	<i>H. sambuci</i>	-	-	-	-	0,6	1,9	-
14	<i>P. cinerea</i>	-	-	-	1,3	-	-	-
15	<i>P. ferruginosus</i>	-	-	-	-	4,5	-	0,6
16	<i>P. quercina</i>	1,3	1,3	1,3	-	3,8	-	0,6
17	<i>P. radiata</i>	0,6	-	-	-	-	-	-
18	<i>P. robustus</i>	1,9	-	-	-	1,3	-	1,9
19	<i>P. rufomarginata</i>	0,6	3,2	-	3,2	-	-	-
20	<i>R. molaris</i>	-	2,5	-	-	5,7	-	0,6
21	<i>S. commune</i>	1,3	-	-	-	-	-	-
22	<i>S. flavipora</i>	-	-	-	-	-	0,6	-
23	<i>S. hirsutum</i>	0,6	1,3	-	1,9	-	-	0,6
24	<i>S. paradoxa</i>	5,7	1,9	-	-	-	0,6	0,6
25	<i>T. biforme</i>	-	-	-	-	0,6	-	-
26	<i>T. hollii</i>	-	-	-	-	-	0,6	-
27	<i>V. comedens</i>	1,3	6,4	5,7	-	10,8	3,8	1,9
Всього видів:		9	7	2	4	11	8	11
Індекс Менхініка (D_{Mn})		1,92	1,18	0,87	1,21	1,56	2,07	2,40
Індекс Шеннона (H)		0,81	0,70	0,31	0,54	0,84	0,77	0,88

* – частка знахідок кожного виду (%).

Ксилотікобіоти: А) *Inocutis dryophila* (Berk.) Fiasson et Niemelä, Б) *Fistulina hepatica* (Schaeff.) With., В) *Phellinus robustus* (P.°Karst.) Bourdot et Galzin, Г) *Phaeolus schwainitzii* (Fr.) Pat.



А



Б



В



Г

Додаток Р

Дод. Р 1

Рекреагенні порушення ПП екопрофілю зеленої зони м. Вінниця

Деревостани екопрофілю є двохярусними, однакового вікового класу (50-70 рр.). На всіх ПП перший ярус сформований *Q. robur* та *C. betulus*, другий – *A. platanoides* та *T. cordata*. Зімкнутість намету знижується з 0,85 на ПП4 до 0,50 ПП1 за рахунок зменшення частки *Q. robur*. Підріст краще розвинений у менш трансформованих ПП3 та ПП4. Поширені і добре розвинені значні куртини підліску (*A. tataricum*, *C. avellana*, *E. verrucosa*, *S. nigra*, *T. sanguinea*, *A. campestre*, *P. communis*, *M. sylvestris*) лише у зонах слабкої та помірної трансформації. Зменшується к-ть дерев та запас з 298,1 м³/га на ПП1 до 392,5 м³/га на ПП4. Максимальне значення $H_{\text{сер}}$ для *Q. robur*, *C. betulus*, *A. platanoides* та *T. cordata* виявлено на ПП4, що на 5,05 %-11,07 % вище, ніж на ПП1 та ПП2. $D_{\text{сер}}$ коливається в межах 19,1–2,2 см, простежується тенденція до зменшення параметра до 15,0 %. Встановлено пригнічення динаміки приросту у H та D дерев. Тіснота зв'язку між H та D порушується на ПП3 та ПП4 ($R^2_{\text{пп4}}=0,71$; $R^2_{\text{пп3}}=0,74$; $R^2_{\text{пп2}}=0,92$; $R^2_{\text{пп1}}=0,93$). Видовий склад трав'яної рослинності представлений 78 видами судинних рослин, які належать до 73 родів і 27 родин. Спектр 10 провідних родин формують: *Asteraceae* – 23 види, або 29,4 % від загальної к-ті видів; *Poaceae*, *Lamiaceae* – 6, або 7,7 %; *Fabaceae* та *Ranunculaceae* – 4, або 5,1 %; *Caryophyllaceae*, *Polygonaceae*, *Scrophulariaceae* – по 3 види, або 3,4 %; 7 родин містять по 2 види, або 2,2 %. 12 родин мають по 1 виду (1,5 %). Види р-ни *Asteraceae* домінують на порушених місцезростаннях. Друге та третє місця поділяють р-ни *Poaceae*, *Lamiaceae*, *Fabaceae* та *Ranunculaceae*. На ПП1 ЗПП становить 55,2 %. 12,5 % це рудеральні та адвентивні види (*C. majus*, *M. sylvestris*, *S. arvensis*, *S. annua*, *T. officinale*, *R. confertus* тощо). Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 4. На ПП2 ЗПП становить 71,5 %, нелісові види – 7,2 %. Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 3. На ПП3 ЗПП – 85,5 %, домінують лісові види, але подекуди з'являються *D. glomerata*, *P. major*, *S. vulgaris* тощо. Ґрунт деградує на рівні 2 стадії дигресії. На ПП4 ЗПП – 95,5 %; домінують лісові види (*A. europaeum*, *C. disticha*, *G. aparine*, *M. perennis*, *P.*

multiflorum, *P. officinalis* тощо). Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 1. Індекс адвентизації складає 23,1 %; 20,5 %; 20,5 %; 15,1 % на ПП1-ПП4 відповідно.

Дод. Р 2

Додаткові параметри лісової рослинності на ПП зеленої зони м. Вінниця

Параметр	ПП1	ПП2	ПП3	ПП4
Середня відстань між деревами, см	424,1±21,2	372,5±18,6	312,5±15,6	298,9±14,9
Середня к-ть підросту, тис. шт./га	0,34±0,02	0,56±0,03	0,99±0,05	1,3±0,07
ІНН	0,54	0,48	0,50	0,41
ІVН	2,22	2,19	2,19	2,11

Дод. Р 3

Статус охорони видів орнітокомплексу на ПП екопрофілю зеленої зони м. Вінниця

Вид	ПП1	ПП2	ПП3	ПП4	Статус охорони
<i>Ardea cinerea</i>	—	—	—	O	Bk3
<i>Anas platyrhynchos</i>	—	—	—	O	Bk3; Bo1,2
<i>Accipiter gentilis</i>	—	—	—	f	Bk2; Bo1,2; W2
<i>Tringa ochropus</i>	—	—	—	n, f	Bk2; Bo1,2
<i>Columba palumbus</i>	f	n, f	—	n, f	—
<i>Strix aluco</i>	—	—	—	f	Bk2; W2
<i>Alcedo atthis</i>	—	—	—	n	Bk2
<i>Picus canus</i>	—	f	—	n, f	Bk2
<i>Dryocopus martius</i>	—	—	—	n, f	Bk2
<i>Dendrocopos major</i>	f	f	—	n, f	Bk2
<i>Dendrocopos syriacus</i>	—	n, f	—	—	Bk2
<i>Dendrocopos medius</i>	f	f	n, f	n, f	Bk2
<i>Dendrocopos minor</i>	—	—	n, f	n, f	Bk2
<i>Lullula arborea</i>	—	—	—	n, f	Bk3
<i>Anthus trivialis</i>	—	—	—	n, f	Bk2
<i>Motacilla alba</i>	—	—	—	n, f	Bk2
<i>Oriolus oriolus</i>	—	n, f	n, f	n, f	Bk2
<i>Sturnus vulgaris</i>	f	—	—	—	—
<i>Garrulus glandarius</i>	—	—	n, f	—	—
<i>Troglodytes troglodytes</i>	—	—	—	n, f	Bk2
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	f	—	—	—	Bk2
<i>Hippolais icterina</i>	—	—	n, f	n, f	Bk2
<i>Sylvia atricapilla</i>	—	f	—	n, f	Bk2
<i>Phylloscopus collybita</i>	—	f	n, f	n, f	Bk2

<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	—	—	—	n, f	Bk2
<i>Ficedula hypoleuca</i>	—	—	—	n, f	Bk2; Bo2
<i>Ficedula albicollis</i>	—	—	n, f	—	Bk2; Bo2
<i>Ficedula parva</i>	—	f	—	n, f	Bk2; Bo2
<i>Muscicapa striata</i>	—	n, f	n, f	n, f	Bk2; Bo2
<i>Erithacus rubecula</i>	—	f	n, f	n, f	Bk2; Bo2
<i>Luscinia luscinia</i>	—	f	n, f	n, f	Bk2; Bo2
<i>Turdus pilaris</i>	—	—	—	n, f	Bk3; Bo2
<i>Turdus merula</i>	f	n, f	n, f	n, f	Bk3; Bo2
<i>Turdus philomelos</i>	—	n, f	n, f	n, f	Bk3; Bo2
<i>Aegithalos caudatus</i>	—	f	—	n, f	Bk2
<i>Parus palustris</i>	—	—	—	n, f	Bk2
<i>Parus ater</i>	—	—	—	n, f	Bk2
<i>Parus caeruleus</i>	—	—	—	n, f	Bk2
<i>Parus major</i>	f	n, f	n, f	n, f	Bk2
<i>Sitta europaea</i>	f	n, f	n, f	n, f	Bk2
<i>Certhia familiaris</i>	—	—	n, f	n, f	Bk2
<i>Fringilla coelebs</i>	f	n, f	n, f	n, f	Bk3
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	—	f	n, f	n, f	Bk2

О – переліт в межах ПП; f – харчування; n – гніздування; Bk2, Bk3 – категорії охорони Бернської конвенції; Bo1,2 – категорії охорони Бонської конвенції; W2 – категорії охорони Вашингтонської конвенції.

Дод. Р 4

Рекреагенні порушення ПП екопрофілю природних та напівприродних лісів м. Києва

Деревостани на є двоярусними, 60-80 років. На всіх ПП перший ярус представлений *Q. robur* та *C. betulus*, другий – *T. cordata*, *A. platanoides*, *A. campestre*. Куртини підліску представлені *E. europaeus*, *E. verrucosa* та *S. nigra*. Зімкнутість деревного намету знижується з 0,8 на ПП1 до 0,4 ПП4 за рахунок зменшення частки дерев *Q. robur* та *C. betulus*. Кількість дерев та запас деревини зменшується з посиленням рекреаційного впливу: 139,1-98,6 м³/га (*Q. robur*), 81,2-57,1 м³/га (*A. campestre*), 66,4-28,7 м³/га (*C. betulus*), 63,5-46,2 м³/га (*T. cordata*). Максимальне значення середньої висоти для *Q. robur*, *C. betulus*, *A. platanoides*, *T. cordata* виявлено на ПП4, що на 5,2 %-11,0 % вище, ніж на інших ПП. Простежується тенденція до зменшення середнього діаметра для усіх видів дерев від ПП1 до ПП4 до 10,9 % (*Q. robur*), 22,4% (*C. betulus*), 26,3 % (*A. platanoides*), 26,7

% (*T. cordata*). Тіснота зв'язку між висотою та діаметром порушується на всіх ПП ($R^2_{пп4}=0,69$; $R^2_{пп3}=0,77$; $R^2_{пп2}=0,89$; $R^2_{пп1}=0,88$). Підріст *Q. robur* на ПП1 відсутній, на інших ПП є незадовільним ($N=0,24-1,8$ тис. шт./га). На відміну *Q. robur* підріст *A. platanoides* є оптимальним на всіх ПП для цього типу лісу ($N=1,4-4,17$ тис. шт./га). Підріст *C. betulus* представлений на екопрофілі нерівномірно ($N_{пп1}=0,9$ тис. шт./га, $N_{пп2}=1,3$ тис. шт./га $N_{пп3}=1,5$ тис. шт./га $N_{пп4}=1,2$ тис. шт./га). Середня кількість підросту ї зменшується з збільшенням рівня рекреагенної трансформації. Підлісок розвинений слабо, подекуди представлений *S. nigra*, *E. verrucosa*, *E. europaeus* лише на ПП3 та ПП4. З зменшенням інтенсивності впливу виявлено зростання відстані між деревами з 254,6 см до 345,5 см.

Видовий склад трав'яної рослинності на дослідженому екопрофілі представлений 65 видами судинних рослин, які належать до 59 родів і 19 родин. Спектр 10 провідних родин трав'яних рослин формують: *Asteraceae* – 18 видів, або 27,5 % від загальної кількості видів; *Poaceae* – 10 видів, або 15,3 %; *Lamiaceae* – 5, або 7,5 %; *Rosaceae* – 4, або 6,2 %; *Fabaceae* та *Ranunculaceae* – 3, або 4,5 %; *Brassicaceae*, *Polygonaceae*, *Scrophulariaceae* – по 2 види, або 3,0 %; 16 родин мають по 1 виду (1,5 %). Види родини *Asteraceae* домінують на порушених місцезростаннях, друге та третє місця поділяють родини *Poaceae*, *Lamiaceae* та *Rosaceae*. На ПП1 ЗПП становить 83,5 %; превалюють лісові види, зокрема *A. europaeum*, *G. aparine*, *G. sylvaticum*, *P. multiflorum*, *P. aviculare*, *P. obscura* тощо. Подекуди поширені рудеральні та адвентивні види *C. majus*, *M. sylvestris*, *P. major*, *S. annua*, *U. dioica* тощо, частка яких становить 9,1 %. Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 2. На ПП2 ЗПП становить 75,5 %, нелісові види складають 24,5 %, стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 3. На ПП3 ЗПП становить 74,7 %, домінують також нелісові види (*D. glomerata*, *P. major*, *S. vulgaris*, *S. annua*, *U. dioica* тощо). Ґрунт деградує на рівні 3 стадії дигресії. На ПП4 ЗПП складає лише 55,5 %, характерні лісові види трапляються подекуди біогрупами, домінують рудеральні та адвентивні види. Індекс адвентизації складає 25,5 %; 30,0 %; 28,5 %; 45,5 % відповідно.

Дод. Р 5

**Додаткові параметри лісової рослинності на ПП природних та
напівприродних лісів м. Києва**

Параметр	ПП1	ПП2	ПП3	ПП4
Середня відстань між деревами, см	254,6±5,1	275,7±13,8	306,0±15,3	345,5±17,2
Середня к-ть підросту, тис. шт./га	6,87±0,34	5,45±0,27	3,54±0,17	2,30±0,11
ІНН	0,78	0,80	0,79	0,66
ІVН	2,97	2,44	2,15	1,93

Дод. Р 6

**Рекреагенні порушення ПП екопрофілю ботанічних садів
м. Києва та м. Вінниця**

Околиці БС ім. А.В. Фоміна є квартали багатоповерхової цегляної забудови з щільною мережею автомобільних доріг (45 балів). БС НУБіП розташований на території НПП «Голосіївський», найближчим оточенням якого у межах 2-3 км є навчальні корпуси НУБіП, монастир, гілка громадського транспорту з помірним навантаженням – 20 балів. За офіційними даними забруднення земельних ресурсів м. Києва БС КНУ розташований на слабо забрудненій території, БС НУБіП - на умовно непорушеній [806]. Шумове навантаження на БС КНУ вище за БС НУБіП на 65 дБ. БС «Поділля» в радіусі 2 км оточений кварталами суцільної одноповерхової забудови з земельними ділянками засадженими культурними рослинами, транспортна мережа не щільна – 20 балів. Тиск транспортного, промислового та шумового навантаження на БС посідає проміжне значення між обома БС м. Києва. Навантаження на біотопи БС безпритульних тварин максимальне має 4 бали щодо БС КНУ, БС НУБіП – 1 бал, БС «Поділля» - 0. Щільність населення районів БС становить: 8553,6, 1539,6, 3295,8 осіб/км² відповідно, що оцінено 85, 15, 33 бали. Оцінка трав'яного ярусу та поверхні ґрунту ПП БС ім. А.В. Фоміна засвідчила, що видовий склад трав'яної рослинності спонтанної флори на дослідженій ділянці представлений 65 видами судинних

рослин, які належать до 59 родів і 18 родин. Спектр провідних родин трав'яних рослин формують: *Asteraceae* – 17 видів, або 28,9 % від загальної кількості видів; *Poaceae* – 12 видів, або 20,5 %; *Lamiaceae* – 6, або 10,3 %; *Rosaceae* – 4, або 6,7 %; *Fabaceae* та *Ranunculaceae* – 3, або 5,3 %; *Brassicaceae* та *Polygonaceae* – по 2 види, або 3,5 %; 10 родин мають по 1 виду (1,6 %). ЗПП становить 53,0 %. В основному поширені рудеральні та адвентивні види (*C. majus*, *M. sylvestris*, *P. major*, *P. aviculare*, *S. annua*, тощо), частка яких становить 59,7 %. Ґрунт деградує на рівні 4 стадії дигресії. На ПП2 БС «Поділля» ЗПП становить 68,5 %, нелісові види складають 44,5%. Видовий склад трав'яної рослинності спонтанної флори представлений 71 видами судинних рослин, які належать до 62 родів і 29 родин. Спектр провідних родин: *Poaceae* – 16 видів, або 22,6 % від загальної кількості видів; *Asteraceae* – 11 видів, або 15,6 %; *Rosaceae* – 6, або 8,6 %; *Ranunculaceae* – 5, або 7,0 %; *Lamiaceae* та *Fabaceae* – 4, або 5,7 %; *Plantaginaceae* та *Polygonaceae* – по 2 види, або 2,8 %; 21 родина мають по 1 виду (1,4 %). Серед лісових видів варто відмітити трапляння біогруп *A. nemorosa*, *A. europaeum*, *G. sanguineum*, *P. aquilinum*. Серед нелісових – *A. podagraria*, *C. album*, *D. glomerata*, *F. pratensis* тощо. Ґрунт деградує на рівні 3 стадії дигресії. На ПП3 БС НУБіП ЗПП складає 78,5 %. Видовий склад представлений 62 видами судинних рослин, які належать до 55 родів і 27 родин. Спектр домінуючих родин: *Asteraceae* – 14 видів, або 22,6 % від загальної кількості видів; *Poaceae* – 12 видів, або 19,4 %; *Brassicaceae* – 5, або 8,1%; *Lamiaceae* – 4, або 6,4 %; та *Fabaceae* – 3, або 4,9 %; *Plantaginaceae* та *Oxalidaceae* – по 2 види, або 3,3 %; 20 родина мають по 1 виду (1,6 %). Домінують *D. glomerata*, *G. parviflora*, *S. vulgaris*, *T. officinale*, *X. strumarium* тощо). Стадія рекреагенної дигресії ґрунту – 3. Загалом, види родини *Asteraceae* превалюють на порушених місцезростаннях. Друге та третє місця поділяють родини *Poaceae*, *Lamiaceae* та *Rosaceae*, *Fabaceae*.

Дод. Р 7

Додаткові параметри деревостанів ПП ботанічних садів м. Києва та м.

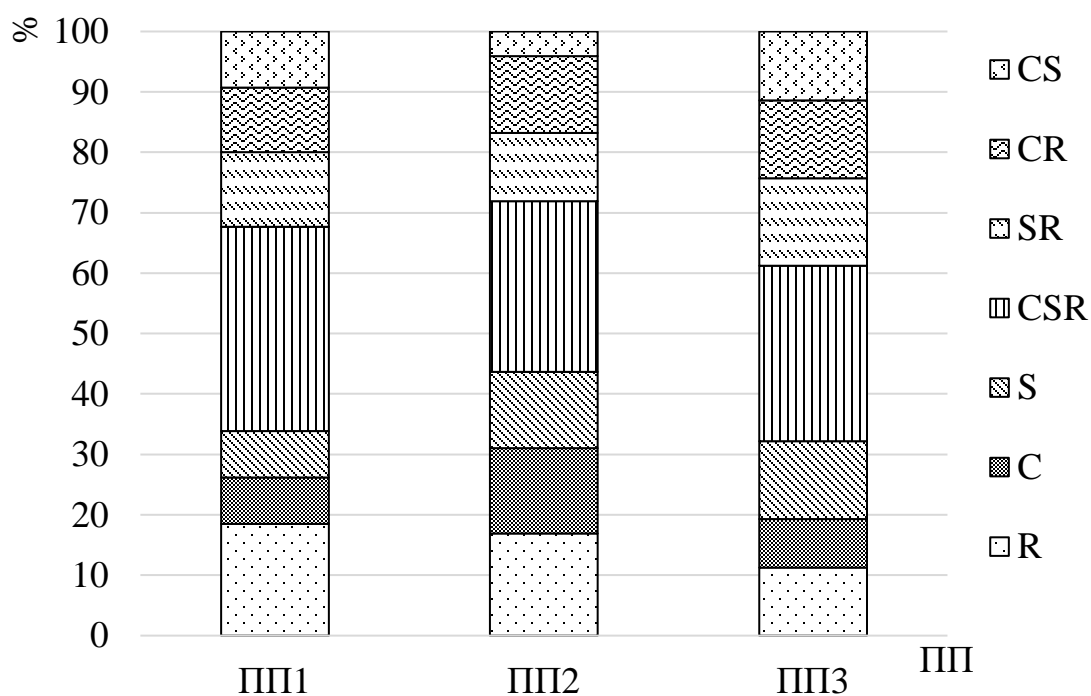
Вінниці

Параметр	ПП 1	ПП 2	ПП 3
Середня відстань між деревами, см	302,4±15,1	305,6±15,3	299,3±15,0
Середня к-ть підросту, тис. шт./га	0,19±0,01	0,14±0,01	0,22±0,01
ІНН	0,61	0,79	0,80
ІVН	3,13	3,12	3,16

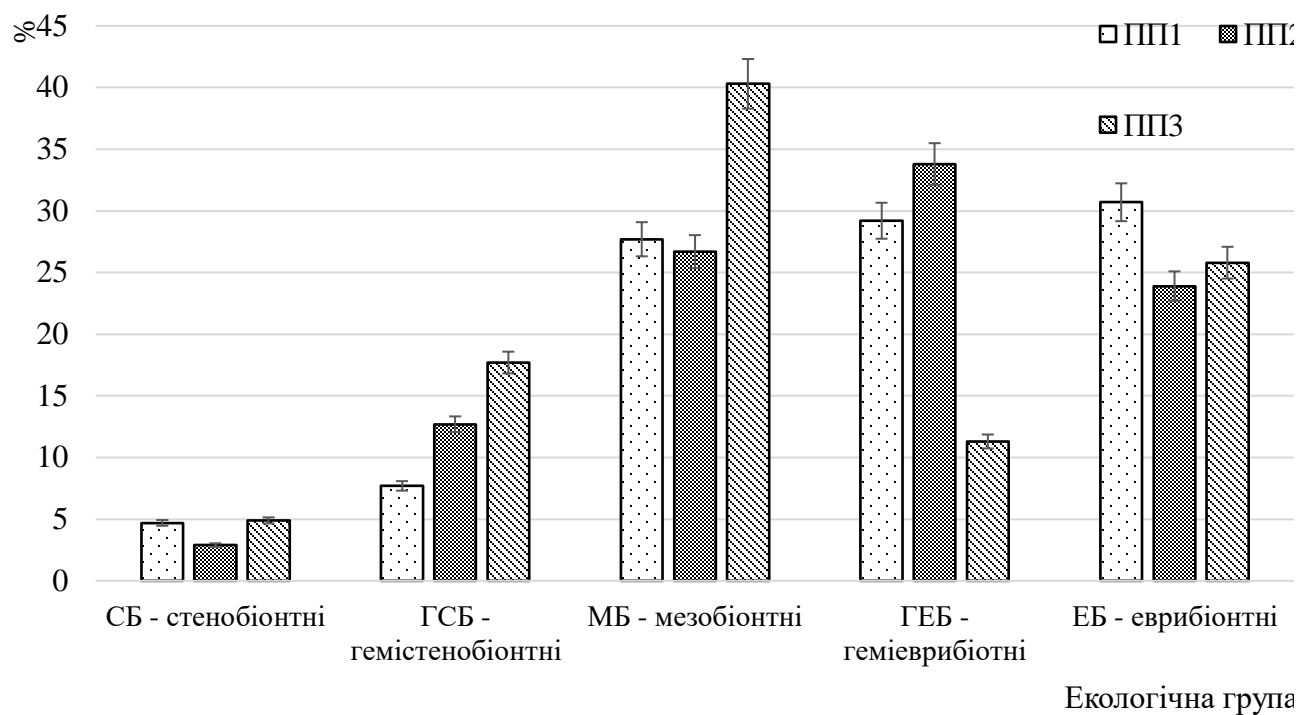
Дод. Р 9

Екологічна стратегія видів трав'янистого ярусу спонтанної флори БС

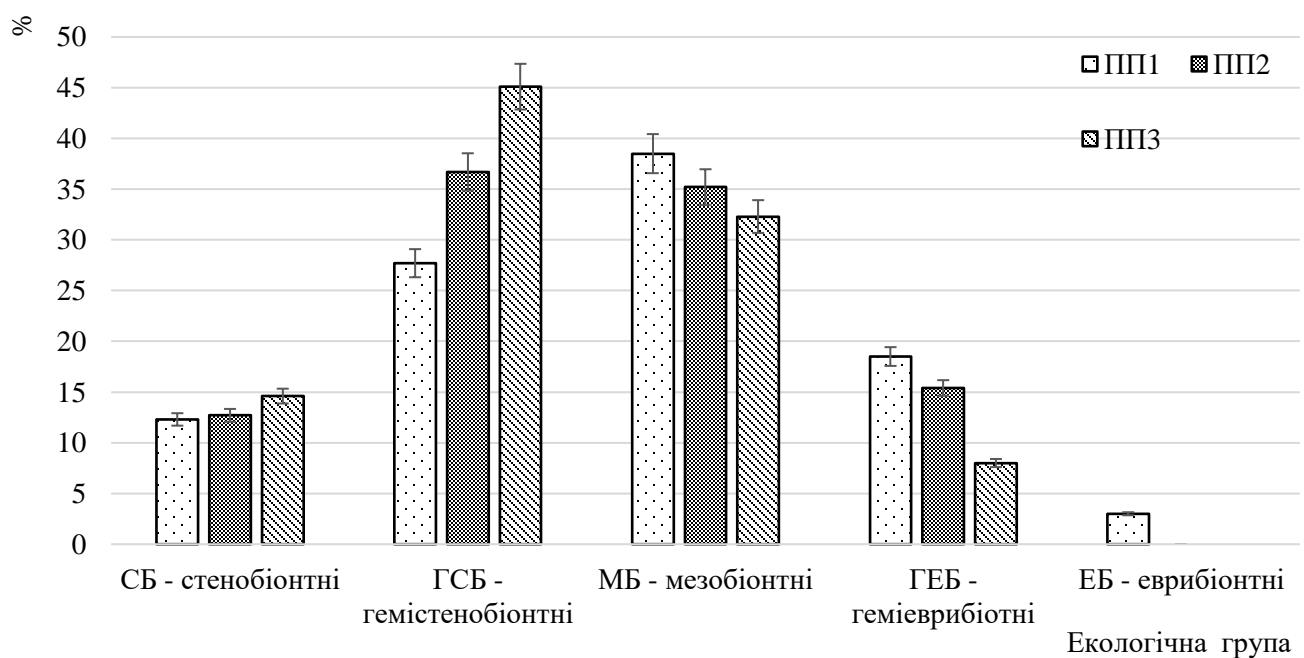
м. Києва та м. Вінниця



Співвідношення різновалентних екологічних груп трав'янистого ярусу спонтанної флори за відношенням до вологості (а) та аерації (б) ґрунту БС м. Києва та м. Вінниця



а)



б)

Додаток С

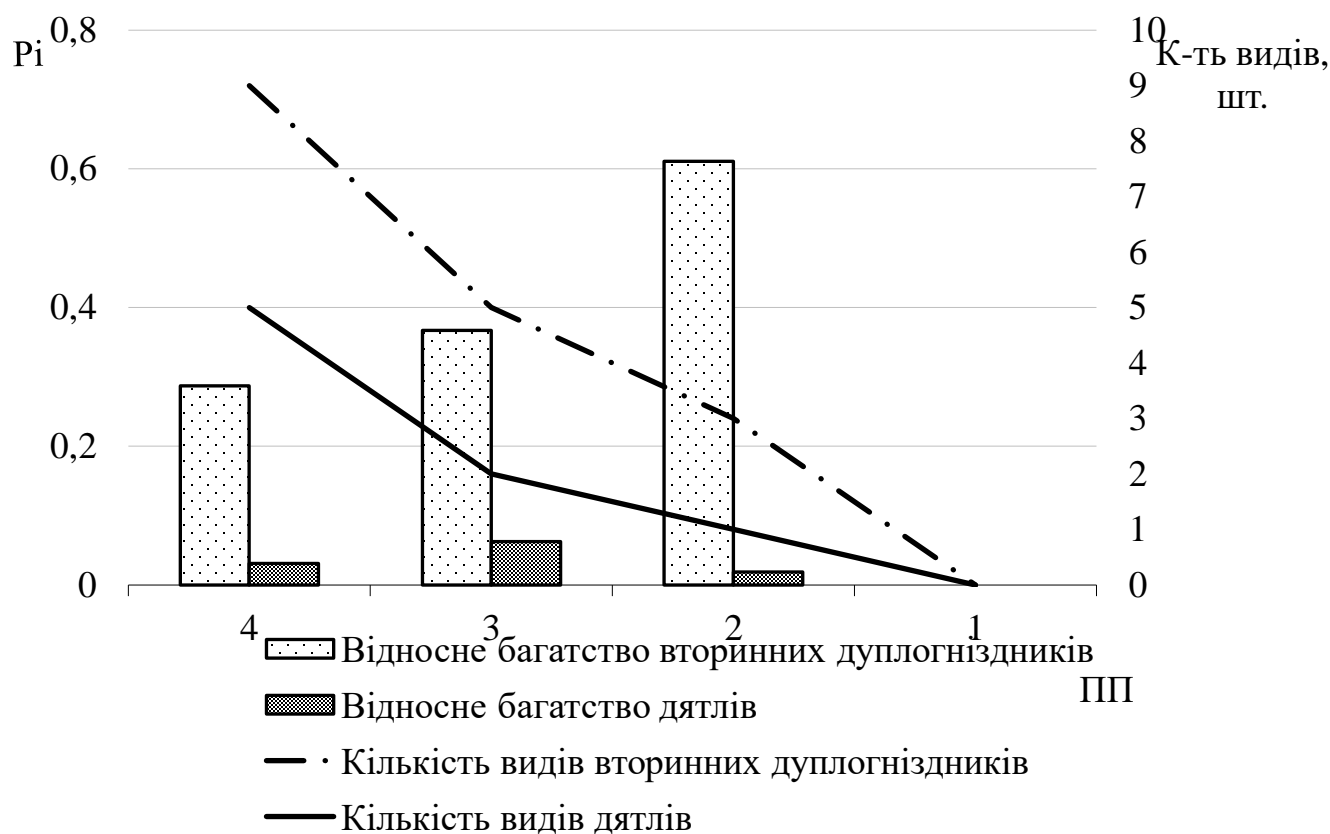
Дод. С 1

Екологічна структура авіфауни ПП зеленої зони м. Вінниця

На ПП3 трапляються 9 дендрофілів, з яких 4 дуплогніздники, 2 кампофіла (*Phylloscopus collybita*, *Luscinia luscinia*) та 1 склерофіл *Erithacus rubecula*. На ПП2 зазначені види відмічені на годуванні та вокалізації, ознаки гніздової поведінки немає. На ПП4 значно збільшується кількість дендрофілів – 26 видів, з яких 14 є дуплогнездники, 5 кампофілів, 3 склерофіли. Серед представлених дендрофілів збільшується частка видів, які облаштовують відкриті гнізда в кроні деревних рослин. Окрім склерофіла *Erithacus rubecula* відмічені *Motacilla alba* та *Alcedo atthis*, які гніздяться в ерозійних утвореннях лісових ярів. Таким чином, на градієнті трансформації виявлено різке зменшення числа видів, які гніздяться при збільшенні їх середньої щільності гніздування. Проте, при найбільш максимальному навантаженні, у зоні інтенсивного впливу, зменшується число видів та їх щільність до повного припинення гніздування. Навіть на ПП4 майже половина дендрофілів є дуплогніздниками. Таке домінування дуплогніздників пов'язано з топичною діяльністю дятлів. На екопрофілі відмічено 6 видів дятлів, які є типовими для Лісостепу України: *Picus canus*, *Dryocopus martius*, *Dendrocopos major*, *Dendrocopos syriacus*, *Dendrocopos medius*, *Dendrocopos minor*. На всіх ПП, окрім ПП1, дятли гніздяться, отже надають для вторинних дуплогніздників гніздові стації та сприяють збільшенню їх багатства. *Sturnus vulgaris*, *Parus major*, *Sitta europaea* на ПП1 не мають можливості облаштувати гнізда через відсутність гніздових стацій. На ПП2 характерно низьке відносне багатство дятлів, що пояснюється гніздуванням сіантропного адвентивного виду *Dendrocopos syriacus*, який при зменшенні рекреагенного впливу у зоні помірної та слабкої трансформації не гніздиться. Також у цих зонах не гніздяться типові гемісінантропи *Motacilla alba* та *Turdus pilaris*. Загалом, варто відзначити відсутність в орнітокомплексі типових лісових видів, які мають гніздитись: *Tringa ochropus*, *Alcedo atthis*, *Lullula arborea*, *Anthus trivialis*, *Motacilla alba*, *Troglodytes troglodytes*, *Sylvia atricapilla*, *Phylloscopus sibilatrix*, *Turdus pilaris*, *Aegithalos caudatus*.

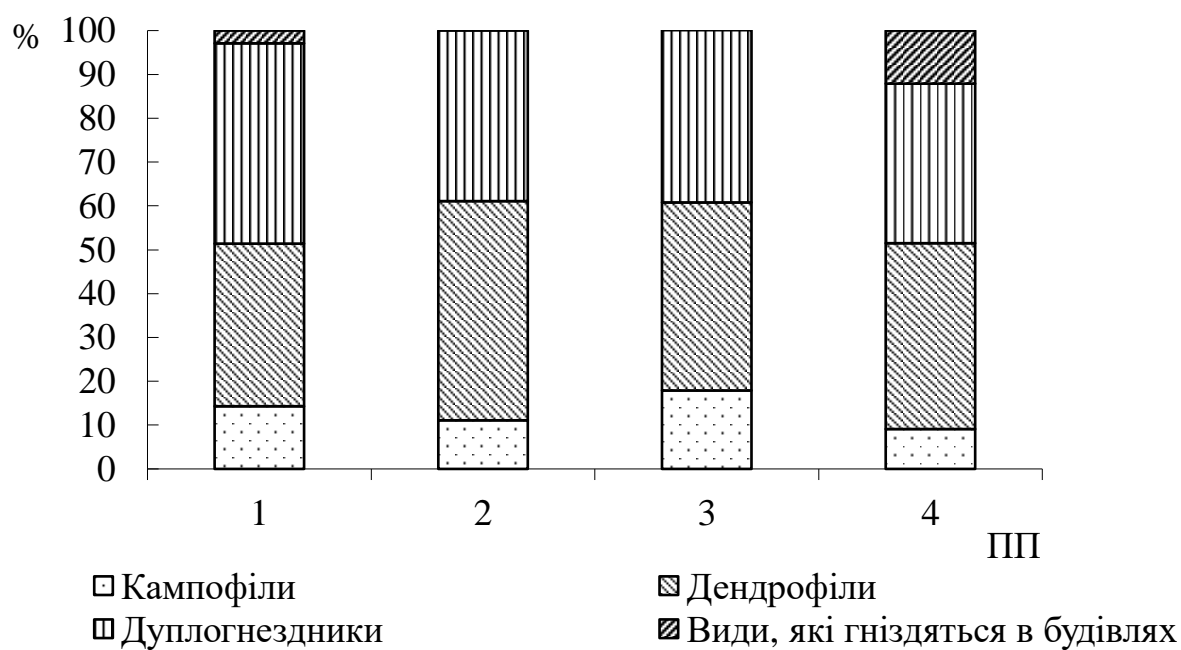
Дод. С 2

Структура угруповань птахів, які харчуються на території зеленої зони м. Вінниця



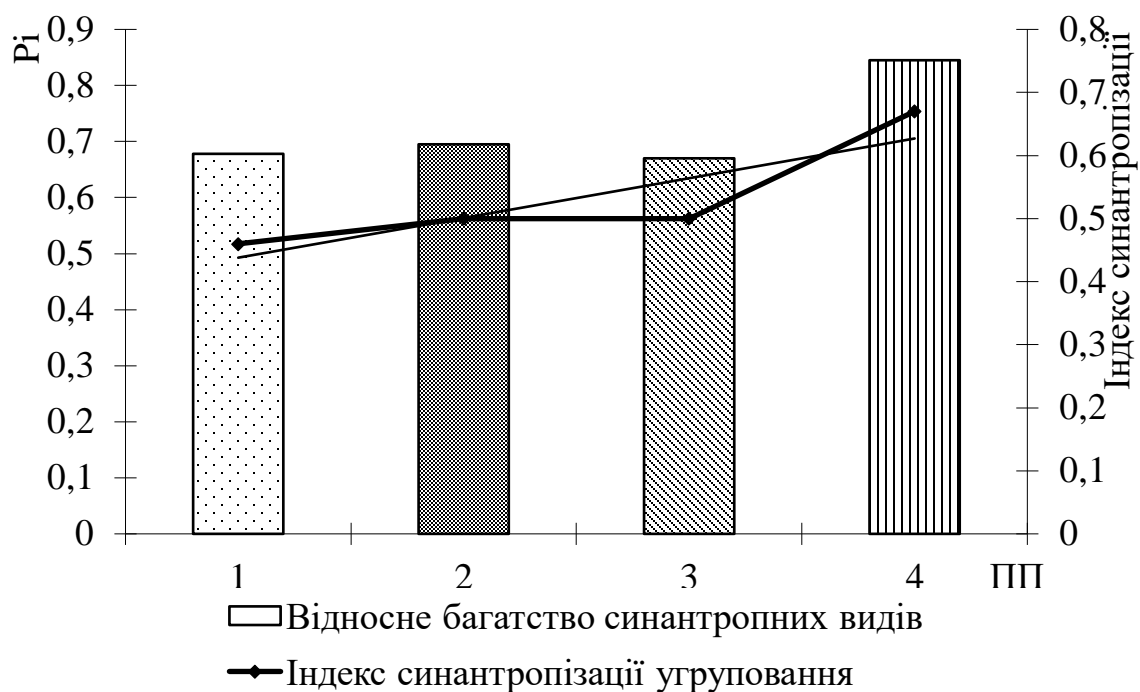
Дод. С 3

Розподіл птахів в угрупованнях за гніздовими стаціями природних та напівприродних лісів м. Києва



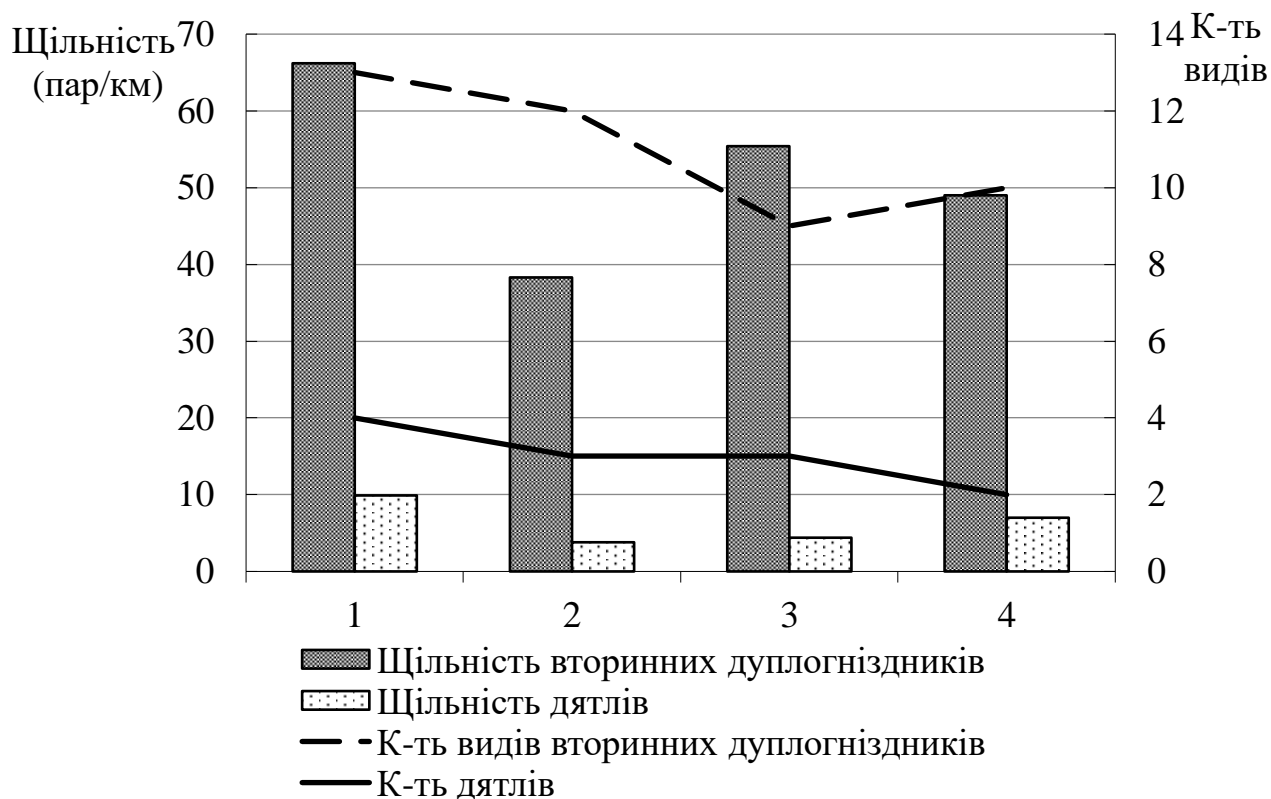
Дод. С 4

Синантропізація угруповань птахів, що гніздяться в природних та напівприродних лісах м. Києва

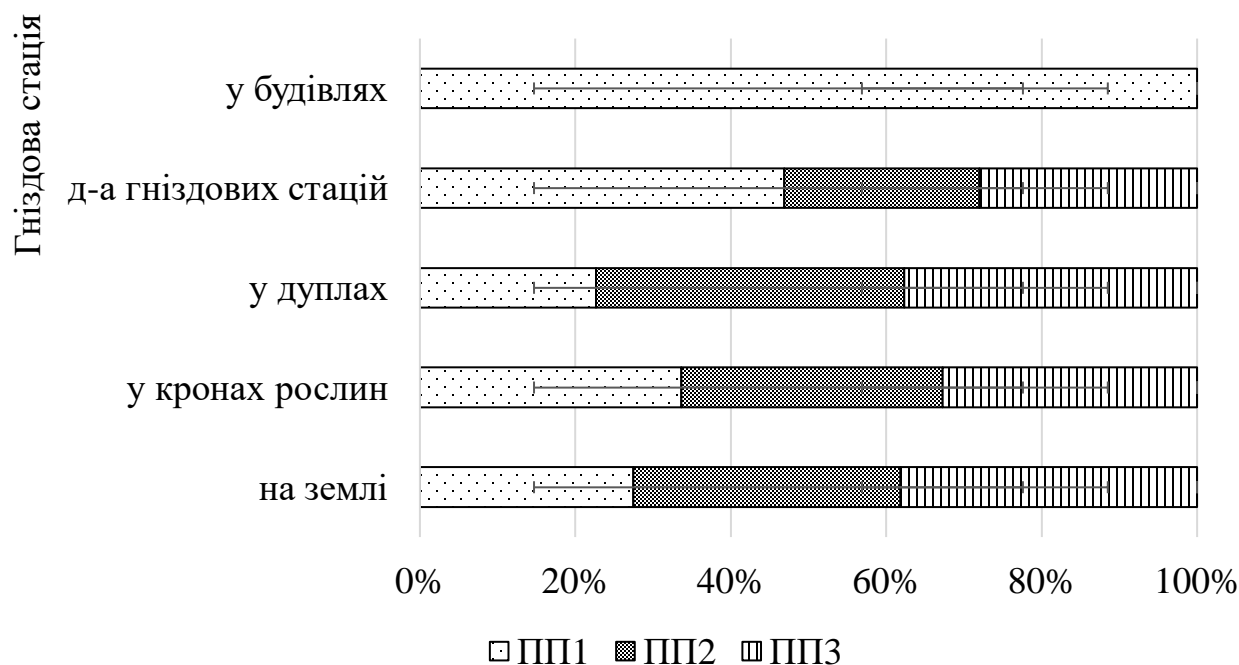


Дод. С 5

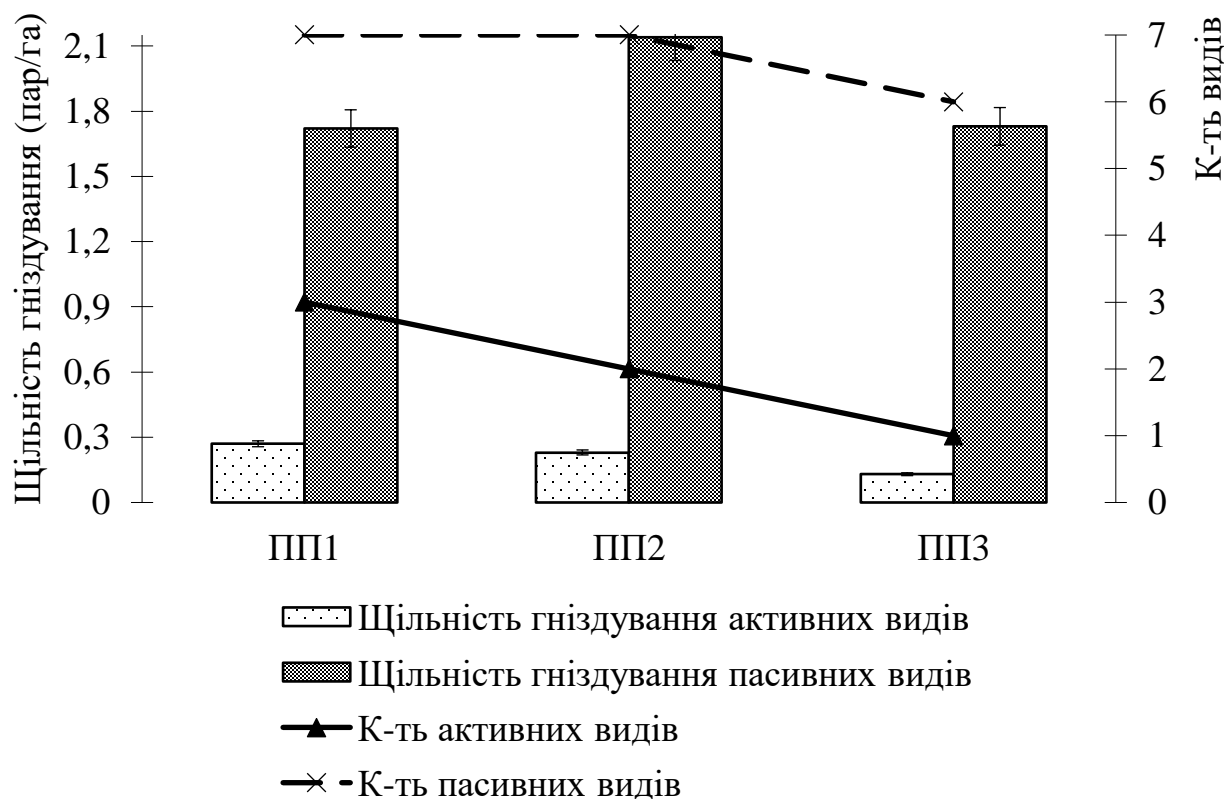
Співвідношення дятлів та вторинних дуплогнізників природних та напівприродних лісів м. Києва



Розподіл птахів угрупувань за гніздовими стаціями (%) ботанічних садів м. Києва та м. Вінниця



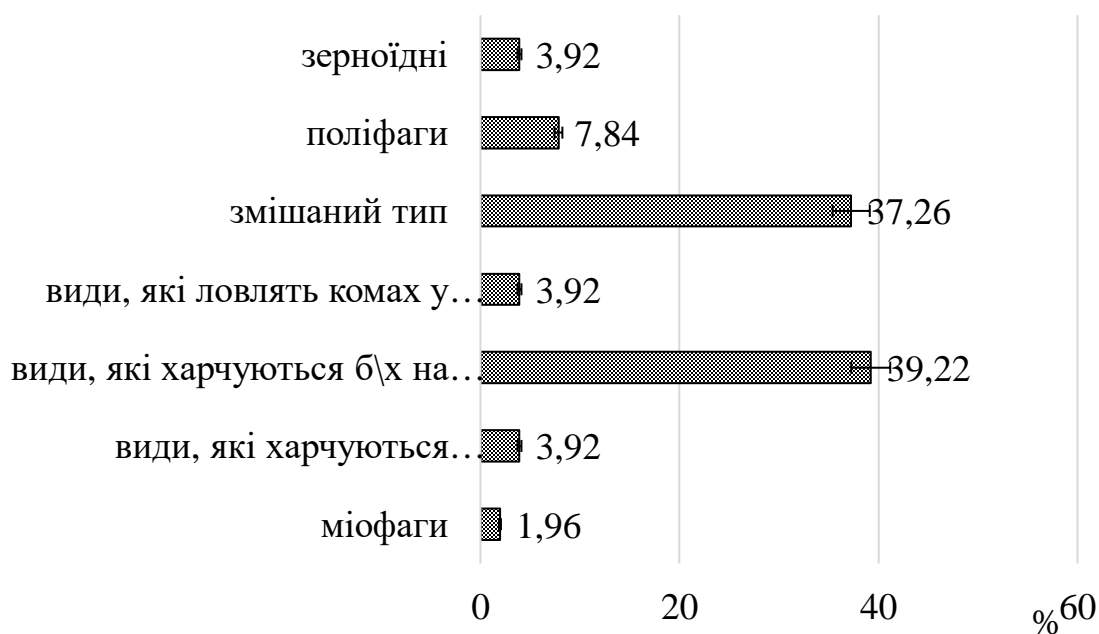
Співвідношення активних і пасивних дуплогнізників в угрупуваннях ботанічних садів м. Києва та м. Вінниця



Додаток Т

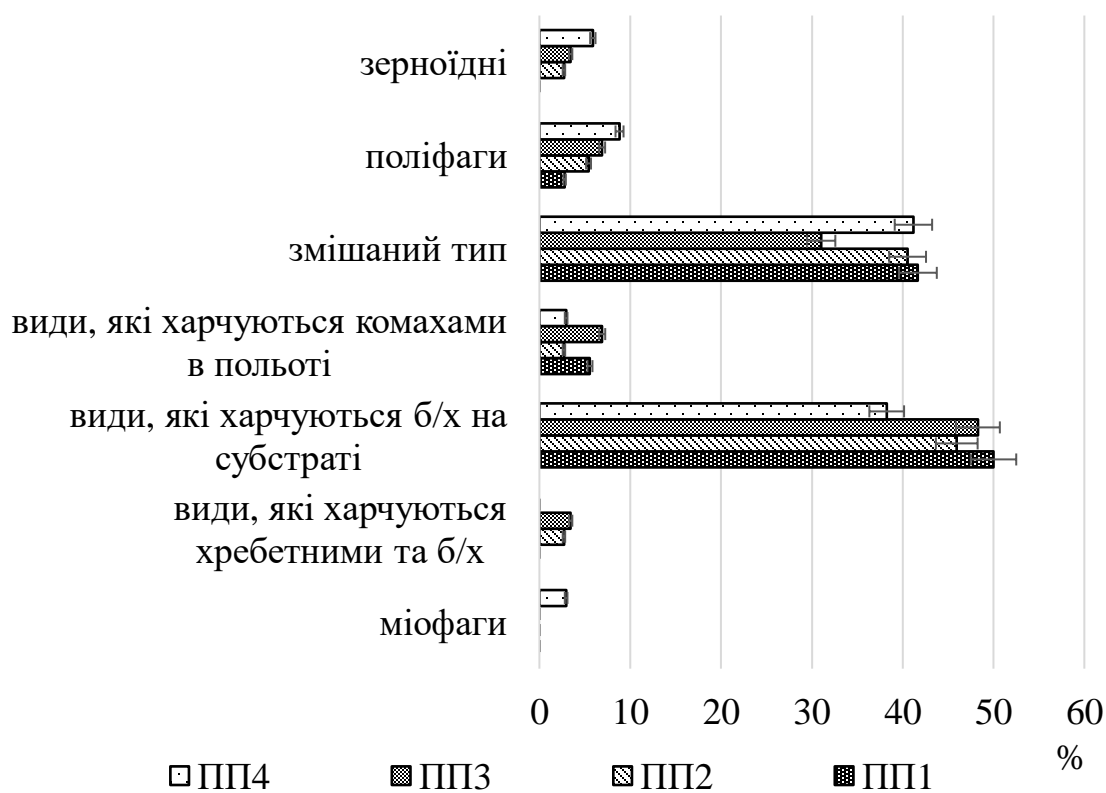
Дод. Т 1

Узагальнена трофічна структура авіфауни лісових екосистем м. Києва



Дод. Т 2

Розподіл птахів угруповань лісових екосистем м Києва за типами харчування



Додаток У

Перелік наукових праць, опублікованих за темою дисертації

Розділи у монографіях

1. Лавров В.В., Блінкова О.І., Мірошник Н.В., Задача С.О. Наукові основи сталого розвитку агроєкосистем України / за ред. О.І. Фурдичка. Київ, 2013. С. 651–665. (Особистий внесок: аналіз літератури, опрацювання матеріалів).
2. Бурда Р.І., Пашкевич Н.А., Блінкова О.І., Шупова Т.В. та ін. Адаптивна стратегія популяцій адвентивних видів / за ред. Р.І. Бурди. Київ, 2018. С. 58–94. (Особистий внесок: аналіз літератури, обробка результатів, формулювання висновків).
3. Фурдичко О.І., Алімов С.І., А.І. Андрющенко, О.І. Бондар, О.І. Блінкова та ін. Словник-довідник за агроєкологією і природокористування. Друге видання / за ред. О.І. Фурдичка. Київ, 2012. 336 с. (Особистий внесок: опрацювання літератури, частковий аналіз матеріалів, формулювання висновків).

Статті в наукових фахових виданнях України

4. Лавров В.В., Плугатар Ю.В., Блінкова О.І. Вплив рекреаційної діяльності на стан реліктових ялівцевих угруповань. *Агроєкологічний журнал*. 2010. № 1. С. 9–14. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
5. Коніщук В.В., Коніщук М.О., Гаврілов С.О., Блінкова О.І. та ін. Пан-Європейська екомережа в Україні: проблеми формування і перспективи функціонування. *Агроєкологічний журнал*. 2011. Спеціальний випуск. С. 116–125. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, часткове опрацювання матеріалів, формулювання висновків).
6. Блінкова О.І. Стан лісової екосистеми гідрологічного заказника «Хапхал» в умовах рекреаційного впливу. *Питання біоіндикації та екології*. 2011. Вип. 16. № 2. С. 72–83.
7. Лавров В.В., Блінкова О.І., Плугатар Ю.В. Синфітоіндикація рекреагенних змін екологічних умов реліктових ялівцевих фітоценозів Південного берега Криму. *Агроєкологічний журнал*. 2011. № 4. С. 76–81. (Особистий внесок: аналітичний

- огляд літератури, збирання та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
8. Блінкова О.І. Стан рослинного покриву ландшафтного заказника місцевого значення «Градіївський» в умовах антропогенного впливу. *Наукові доповіді НУБіП України*. 2012. 2 (31). 9 с. Режим доступу: http://www.nbu.gov.ua/e-journals/Nd/2012_2/12boi.pdf
 9. Блінкова О.І., Пашкевич Н.А., Козинятко Т.А. Екологічні особливості деградації лісових торфовищ під впливом пожеж. *Науковий вісник НЛТУ України: Збірник науково-технічних праць*. 2012. Вип. 22.10. С. 105–112. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
 10. Блінкова О.І. Оцінювання екологічних загроз екосистемам та біотичним комплексам Криму. *Науковий Вісник НЛТУ України: Збірник науково-технічних праць*. 2012. Вип. 22.11. С. 86–92.
 11. Пашкевич Н.А., Блінкова О.І., Козинятко Т.А. Еколого-ценотичні особливості популяції *Shoenus ferrugineus* L. на території Дермансько-Острозького Національного природного парку. *Заповідна справа в Україні*. 2013. №19. Вип. 1. С. 86–88. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
 12. Пашкевич Н.А., Блінкова О.І., Козинятко Т.А. Знахідка *Shoenus nigra* L. у Львівській області. *Український ботанічний журнал*. 2013. Т. 70. № 1. С. 74–75. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та обробка експериментальних даних, часткове формулювання висновків).
 13. Лавров В.В., Блінкова О.І., Білушенко А.А. та ін. Вплив рекреаційної діяльності на стан дубових насаджень проектного національного природного парку «Холодний Яр». *Науковий вісник НЛТУ України*. 2013. Вип. 23.7. С. 50–59. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

14. Блінкова О.І. Особливості адаптації інтродукційних популяцій *Quercus rubra* L. на території Київського Полісся. *Питання біоіндикації та екології*. 2013. Вип. 18. № 2. С. 42–53.
15. Блінкова О.І., Іваненко О.М. Стан дослідженості коадаптивної системи деревних рослин та ксилотрофних грибів. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2013. Вип. 23.13. С. 137–144. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
16. Блінкова О.І., Іваненко О.М. Аналіз консортивних зв'язків як біоіндикація стану трансформованих лісів на межі Київського Полісся та Київської височинної області. *Науковий вісник НУБіП України. Серія біологія, біотехнологія, екологія*. 2014. Вип. 204. С.15–23. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
17. Блінкова О.І. Синфітоіндикація рекреагенних змін екологічних умов заповідного урочища «Боржава» (Закарпатська низовинна область). *Вісник Одеського Національного університету. Серія: Біологія*. 2014. Т. 19. Вип. 2(35). С. 21–33.
18. Блінкова О.І., Іваненко О.М. Коадаптивна система деревних рослин та ксилотрофних грибів як біоіндикація стану лісів Київського Полісся та Київської височинної області. *Питання біоіндикації та екології*. 2014. Вип. 19, № 2. С. 15–30. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
19. Блінкова О.І. Адаптації інтродукційних популяцій *Quercus rubra* L. на території Закарпатської низовинної області. *Збірник наукових праць: Природа Західного Полісся та прилеглих територій*. 2015. № 12. С. 137–142.
20. Blinkova O. Analysis of synergies between the vegetation cover and the intensity of outwash in mountain conditions. *Ecology and noospherology*. 2015. Vol. 26, no. 1–2. P. 66–74.

21. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М. Консортивні зв'язки афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у місцях промислового добування граніту та рекреаційної діяльності. *Біологічні Студії / Studia Biologica*. 2016. Том 10. № 2. С. 163–175. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та обробка експериментальних даних, часткове формулювання висновків).
22. Лавров В.В., Блінкова О.І., Мірошник Н.В. та ін. Синекологічні засади діагностики трансформації структурно-функціональної організації лісових екосистем в аспекті еволюції. *Фактори експериментальної еволюції організмів*. 2016. Том 18. С. 186–190. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, формулювання висновків).
23. Лавров В.В., Блінкова О.І., Сагдєєва Т.Ю. та ін. Фітоіндикація антропогенних змін екологічних умов урочища «Голендерня» Державного дендрологічного парку «Олександрія». *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна. Серія: біологія*. 2016. Вип. 27. С. 19–30. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
24. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М. та ін. Методологічні аспекти діагностики рекреагенної трансформації дубових лісів за різноманіттям угруповань ксилотрофних грибів та фітобіоти. *Вісник Харківського національного аграрного університету. Серія біологія*. 2019. 1(46). С. 81–98. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
25. Блінкова О.І., Лавров В.В. Методологічні проблеми біотичної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем за рівнями організації життя. *Фактори експериментальної еволюції організмів*. 2018. Том 22. С. 368–373. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, формулювання висновків).
26. Блінкова О.І. Рекреаційна трансформація трав'яного ярусу лісів урбоекосистем Центрального Поділля. *Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія*. 2017. Том 25(2). С. 82–85.

27. Блінкова О.І. Еколого-фітоценотична оцінка постмеліоративної динаміки лісової рослинності Волинського Полісся. *Проблеми екологічної біотехнології*. 2017. №1. С. 1–20.
28. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М. Зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у рекреаційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані. *Екологія і ноосферологія*. 2017. Т. 28(3-4). С. 5–20. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
29. Блінкова О.І., Пашкевич Н.А., Васільєва Т.А. Особливості адаптації рідкісного виду *Schoenus ferrugineus* L. до трансформованих умов довкілля. *Науковий вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2017. Т. 9(2). С. 278–289. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, часткове формулювання висновків).
30. Блінкова О.І. Стан та оцінка структур денрофлори м. Трускавець. *Природа Західного Полісся та прилеглих територій. Серія Біологія*. 2017. № 14. С. 29–33.
31. Блінкова О.І. Особливості адаптації чужорідного виду *Lamium purpureum* L. у вторинному ареалі. *Вісник Черкаського університету. Серія: Біологічні науки*. 2018. № 1. С. 7–16.

Статті в іноземних наукових виданнях, що входять до бази Scopus або Web of Science (Q2 та Q3)

32. Blinkova O., Ivanenko O. Co-adaptive system of tree vegetation and wood-destroying (xylotrophic) fungi in artificial phytocoenoses, Ukraine. *Central European Forestry Journal*. 2014. Volume 60. Issue 3. P. 168–176. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
33. Blinkova O., Ivanenko O. Communities of tree vegetation and wood-destroying fungi in parks of the Kyiv city, Ukraine. *Central European Forestry Journal*. 2016. Volume 62. Issue 2 P. 110–122. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури,

збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

34. Blinkova O., Lavrov V. Study of soil water-erosion intensity and vegetation cover of an oak-spruce forest in the Pokutsko-Bukovina Carpathians, Ukraine. *Archives of Biological Sciences*. 2017. Vol 69. No 4. P. 627–636. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
35. Blinkova O., Shupova T. Bird Communities and Vegetation Composition in the Urban Forest Ecosystem: Correlations and Comparisons of Diversity Indices. *Ekologia (Bratislava)* 2017. 36(4). P. 366–387. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
36. Blinkova O., Ivanenko O. Communities of woody vegetation and wood destroying fungi in natural and semi-natural forests of Kyiv city, Ukraine. *Central European Forestry Journal*. 2018. № 64. P. 55–66. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
37. Blinkova O., Shupova T. Bird communities and vegetation composition in natural and semi-natural forests of megalopolis: correlations and comparisons of diversity indices (Kyiv city, Ukraine). *Ekologia (Bratislava)*. 2018. № 37(3). P. 259–288. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
38. Blinkova O., Shupova T., Raichuk L. Syn-ecological connections and comparison of α -diversity indices of plant and bird communities on cultivated coenoses. *Journal of Landscape Ecology*. 2020. Vol: 13. No. 2. P. 62–78. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

Науково-методичні та методично-навчальні рекомендації

39. Оптимізація систем захисних лісових насаджень степового Криму. Методичні рекомендації. [О.І. Фурдичко, Ю.В. Плугатар, В.С. Паштецький, А.П. Стадник.,

- В.В. Лавров, О.І. Блінкова]; упорядник В.В. Лавров. К.: ДІА, 2011. 40 с. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, часткове збирання та обробка експериментальних даних, формулювання висновків).
40. Лавров В.В., Стадник А.П., Блінкова О.І. та ін. Природно-ресурсний потенціал України: методичні вказівки до виконання лабораторно-практичних робіт для студентів екологічного факультету за кредитно-модульною системою організації навчального процесу. Біла Церква: РВІКВ, БНАУ, 2012. 120 с. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, часткова обробка даних, формулювання висновків).
41. Лавров В.В., Стадник А.П., Блінкова О.І. та ін. Прикладна екологія: методичні вказівки до проходження навчальної практики за кредитно-модульною системою організації навчального процесу для студентів екологічного факультету денної форми навчання. Біла Церква: РВІКВ, БНАУ, 2012. 58 с. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, часткова обробка даних, формулювання висновків).
42. Абдулоєва О.С., Блінкова О.І. Фіторесурсознавство: методичні рекомендації до практикуму. Київ, 2016. 163 с. режим доступ https://12f5b920-8262-bac7-2b6f-cbeecdc238a.filesusr.com/ugd/7c080b_387e056ec2504830abd9324ba064726b.pdf (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, часткова обробка даних, формулювання висновків).
43. Лавров В.В., Блінкова О.І., Грабовська Т.В. Системний аналіз якості навколишнього середовища: методичні вказівки до виконання практичних і самостійних робіт для студентів екологічного факультету освітнього рівня «магістр». Біла Церква: БНАУ, 2016. 105 с. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, часткова обробка даних, формулювання висновків).
44. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М. та ін. Методика оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням та активізацією ксилотрофних грибів. Біла Церква: БНАУ, 2018. 46 с. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/2005> (Особистий внесок: аналітичний огляд

літератури, часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків).

45. Грабовська Т.О., Блінкова О.І., Сагдєєва Т.Ю. та ін. Екологія рослин: методичні вказівки до виконання практичних робіт для студентів екологічного факультету за кредитно-трансферною системою організації освітнього процесу. Біла Церква, 2017. 55 с. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, часткова обробка даних, формулювання висновків).

Список публікацій які засвідчують апробацію матеріалів дисертації:

46. Блінкова О.І. Діагностика антропогенного порушення лісових екосистем об'єктів природно-заповідного фонду Південного берегу Криму на ландшафтно-екосистемних засадах. Заповідники Крыма. *Биоразнообразие и охрана природы в Азово-Черноморском регионе*. Материалы VI Международной научно-практической конференции (Симферополь, 20–22 октября 2011 г.). 2011. С. 22–25. (очна участь).
47. Блінкова О.І., Лисенко Д.І. Індекс внутрішньовидової конкуренції в лісових екосистемах. *Міжнародна науково-практична конференція «Розвиток країн в умовах глобалізації: технологічні, економічні, соціальні та екологічні проблеми»*. Тернопіль, 2012. С. 93–96. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків, заочна участь).
48. Блінкова О.І., Лисенко Д.І. Закордонний та вітчизняний досвід оцінки та ранжування загроз біорізноманіттю VII Міжнародна науково-практична конференція «Екологічний інтелект-2012». Дніпропетровськ, 2012. С. 113–114. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків, заочна участь).
49. Блінкова О.І., Лисенко Д.І. Трансформація дубово-грабово-ясеневого фітоценозу проектного НПП «Холодний Яр» під впливом рекреаційної діяльності Міжнародна конференція «Молодь у вирішенні екологічних та соціально-економічних проблем сьогодення. (Каменець-Подільський, 15–20 жовтня 2012). 2012. С. 147–148. (Особистий внесок: аналітичний огляд

літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків, заочна участь).

50. Blinkova O., Ivanenko O. Consorts connection of woody plants and xylomycobionts on the border of the Right Bank Polissya and the Right Bank Forest-Steppe of Ukraine (Kiev region). Biodiversity: Research and Conservation. *The 11-th International Conference «Synanthropization of Flora and Vegetation»* (11–13 September 2014, Poznań–Obrzycko, Poland). Poznań: «Kontekst», 2014. P. 38. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, формулювання висновків, заочна участь).
51. Блинкова Е.И. Оценка фундаментальной экологической ниши *Quercus rubra* L. на территории Украины. *Проблемы природоохранной организации ландшафтов*: Матер. межд. науч.-практ. конф., посвящ. 100-летию кафедры Лесоводства и лесных мелиораций (24–25 апр. 2014 г., г. Новочеркасск, Россия). 2014. С. 53–57. (заочна участь).
52. Blinkova O. Analysis of synergies between the vegetational cover and intensity of impact water erosion. *The Fifth International Symposium of the Ecologists of the Republic of Montenegro* (2–5 October 2013, Tivat, Montenegro). 2013. P. 69–70. (очна участь).
53. Блинкова Е.И. Научно-методологические основы эколого-экономической оценки лесных ресурсов Украины. *Проблемы природоохранной организации ландшафтов*: Материалы международной научно-практической конференции, посвященной 100-летию выпуска первого мелиоратора в России (г. Новочеркасск, 24–25 апреля 2013 г.). 2013. С. 76–81. (заочна участь).
54. Блінкова О.І., Іваненко О.М. Коадаптивна система *Quercus robur* L. та ксилотрофних грибів у природній віковій діброві Державного дендрологічного парку «Олександрія». *II Международная научно-техническая конференция «Современные проблемы физики, химии и биологии, ФизХимБио – 2013»*. (Севастополь, Украина, 27–29 ноября 2013 г.). 2013. С. 128–129. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків, очна участь).

55. Блинкова Е.И., Иваненко А.Н. Современное фитопатологическое состояние старовозрастных *Pinus sylvestris* L. и *P. strobus* L. в Государственном дендрологическом парке «Александрия», Украина. *II Всероссийская научно-практическая конференция «Человек и природа: грани гармонии и углы соприкосновения»*. Амурский гуманитарно-педагогический государственный университет" (ФГБОУ ВПО АмГПГУ, г. Комсомольск-на-Амуре, 26 ноября 2013 г.). 2013. С. 8–11. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків, заочна участь).
56. Блінкова О.І. Особливості адаптації *Quercus rubra* L. за градієнтом рекреагенної трансформації середовища в умовах м. Києва. *Актуальні проблеми наук про життя та природокористування*: матер. міжн. наук.-практ. конф. (м. Київ, 28-31 жовтня). 2015. С. 14–16. (очна участь).
57. Блінкова О.І., Иваненко О.М., Поліщук З.В. Консортивні зв'язки афілофороїдних гри-бів та деревних рос-лин вікової діброви урочища «Голендер-ня» державного дендрологічного парку «Олександрія» НАН України. *Міжнародна наукова конференція «Сучасні тенденції збереження, відновлення та збагачення фіторізноманіття ботанічних садів і дендропарків»*. (м. Біла Церква, 23–25 травня 2016 р.). 2016. С. 47–50. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків, очна участь).
58. Блинкова Е.И. Синэкологические основы диагностики антропогенной трансформации структурно-функциональной организации лесных экосистем. *Проблемы природоохранной организации ландшафтов*: материалы международной научно-практической конференции (г. Новочеркасск, 26 апреля 2016 г.). 2016. С. 99–103. (заочна участь).
59. Лавров В.В., Блінкова О.І., Иваненко О.М., Поліщук З.В. Угруповання ксилотрофних грибів та дерев урочища «Голендерня» Державного дендрологічного парку «Олександрія» НАН України в умовах рекреаційного впливу. *Вакалівщина: до 50-річчя біологічного стаціонару Сумського*

державного педагогічного університету імені А.С.Макаренка: зб. наук. праць за матеріалами II Всеукраїнської конф. «Біологічні стаціонари, їх історія та місце в науковій і освітній роботі», (Суми, 21–23 вересня 2018 р. Суми). 2018. С. 140–144. (Особистий внесок: аналітичний огляд літератури, збирання та часткова обробка експериментальних даних, формулювання висновків, заочна участь).

60. Блінкова О.І. Системи ознак (або індикаторів) стану та динаміки порушених лісових екосистем. VI Міжнародний конгрес «Сталий розвиток: захист навколишнього середовища. Енергоощадність. Збалансоване природокористування», (23-25 вересня 2020 р., Львів). 2020. С. 86. (заочна участь).
61. Блінкова О.І. Синекологічна оцінка стану лісових екосистем за рекреагенного впливу (на прикладі структурних елементів фітоценозу та угруповань птахів). Наукові основи збереження біотичної різноманітності: матеріали міжн. наук. конф. молодих учених, (Львів, 11-13 жовтня 2017 р.). 2017. С. 33–34. (заочна участь).
62. Блінкова О.І. Особливості синекологічної діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем. Біорізноманіття: теорія, практика та методичні аспекти вивчення у загальноосвітній школі: матер. Всеукраїнської міжнар. наук. конф. (м. Полтава, 2–3 листопада 2017 р.). 2017. С. 168–170 (заочна участь).

Статті в інших наукових виданнях

63. Блінкова О.І. Інформаційні ресурси екологічного управління. Журнал «Водне господарство України». №6 (132). 2017. С. 1–6.

Додаток Ф

Апробація та впровадження результатів дослідження в практику та освіту

АКТ

**про апробацію та впровадження у практику
методичних рекомендацій щодо оптимізації систем
захисних лісових насаджень степового Криму**

Ми, що нижче підписалися, склали цей акт про те, що Інститутом сільськогосподарства Криму НААН прийнято до впровадження у практику «Методичні рекомендації щодо оптимізації систем захисних лісових насаджень степового Криму» (2011 р.), розроблених в результаті науково-методичної співпраці лабораторії ландшафтно-екології Інституту агроекології і природокористування НААНУ, лабораторії лісових екосистем Нікітського ботанічного саду – ННЦ НААНУ та Інституту сільськогосподарства Криму НААН колективом авторів: д.е.н., проф., академік УААН О.І.Фурдичко (керівник розробки); д.с.-г.н., с.н.с., член-кореспондент ЛАНУ Ю.В.Плугатар (НБС-ННЦ НААН), к.е.н. В.С. Паштетький (ІСГ Криму НААН), д.с.-г.н., член-кореспондент ЛАНУ А.П.Стадник, д.с.-г.н., с.н.с. В.В.Лавров, к.б.н. О.І. Блінкова (ІАіП НААН)

У результаті виробничої перевірки науково-методичних рекомендацій, здійсненої в Інституті сільськогосподарства Криму НААН на площі 850 га, встановлено, що зазначені пропозиції сприяють ефективному впровадженню у практику ландшафтно-екологічних принципів управління лісовими ресурсами та удосконаленню системи ведення лісового господарства у степовій частині Криму на лісотипологічних засадах з урахуванням комплексу агротехнічних і лісгосподарських заходів лісомеліорації. Впровадження у діяльність підприємства зазначених пропозицій буде сприяти покращенню умов навколишнього природного середовища, зниженню небезпеки розвитку несприятливих природних та природно-антропогенних явищ у степовій частині Криму.

Отже, запропоновані методичні рекомендації доцільно застосовувати на підприємствах сільськогосподарства та лісового господарства степових районів Криму з урахуванням місцевих умов, характеристики лісового покриву.

Від Інституту сільськогосподарства
Криму НААН



Директор ІСГ Криму НААН

В.С. Паштетький

Від Інституту агроекології і
природокористування НААН
Директор, академік УААН



О.І. Фурдичко

Завідувач лабораторії
ландшафтно-екології,

к.б.н.

О.І. Блінкова

АКТ
про апробацію та впровадження у практику методичних рекомендацій
щодо оптимізації систем захисних лісових насаджень степового Криму

Ми, що нижче підписалися, склали цей акт про те, що Державним підприємством «Джанкойське лісомисливське господарство» Республіканського комітету Автономної республіки Крим з лісового і мисливського господарства Державного агентства лісових ресурсів України прийнято до впровадження у практику «Методичні рекомендації щодо оптимізації систем захисних лісових насаджень степового Криму» (2011р.), розроблених в результаті науково-методичної співпраці лабораторії ландшафтної екології Інституту агроекології і природокористування НААНУ, лабораторії лісових екосистем Нікітського ботанічного саду – ННЦ НААНУ та Інституту сільського господарства Криму НААН колективом авторів: д.е.н., академік УААН О.І.Фурдичко (керівник розробки); д.с.-г.н., с.н.с. член-кореспондент ЛАНУ Ю.В. Пługатар (НБС-ННЦ НААН), к.е.н. В.С.Паштецький (ІСГ Криму НААН), д.с.-г.н., член кореспондент ЛАНУ А.П.Стадник, д.с.-г.н., с.н.с. В.В.Лавров, к.б.н. О.І.Блінкова (ІАіП НААН).

В результаті апробації методичних рекомендацій встановлено, що зазначені методичні пропозиції забезпечують ефективне проведення залісення територій, раціональне використання малопродуктивних земель, непридатних для сільськогосподарського використання.

Запропоновані методичні рекомендації доцільно застосовувати на підприємствах сільського та лісового господарства Криму.

Від ДП «Джанкойське ЛМГ»
 Директор

Т.Г.Степанова



Від Інституту агроекології і природокористування НААН
 Директор, академік УААН

О.І.Фурдичко

Завідувач лабораторії
 ландшафтної екології,
 к.б.н.

О.І.Блінкова



Затверджую
 Проректор з освітньої, виховної
 та міжнародної діяльності
 Білоцерківського НАУ
 доктор с.-г. наук, професор
 Т.М. Димань
 «___» _____ 201__р.



АКТ

про впровадження результатів дисертаційної роботи Блінкової Олени Ігорівни в освітній процес на екологічному факультеті Білоцерківського національного аграрного університету

Даним актом стверджується, що теоретичні положення і практичні результати наукового дослідження з дисертаційної роботи Блінкової Олени Ігорівни на тему «Синекологічні основи діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем» використано на екологічному факультеті Білоцерківського національного аграрного університету у розробці методичних вказівок з навчальних дисциплін «Природно-ресурсний потенціал України» (2012), «Системний аналіз якості навколишнього середовища» (2016), «Екологія рослин» (2017) для практичних і самостійних робіт студентів ОР «Магістр», а також методичних вказівок «Прикладна екологія» (2012) для проходження навчальної практики студентами ОР «Бакалавр» – за кредитно-модульною системою організації навчального процесу денної форми.

У зазначених дисциплінах враховано результати дослідження змін ксиломікокомплексу лісових екосистем у зелених зонах Києва, Білої Церкви та Умані внаслідок рекреаційного впливу і кар'єрного добування граніту, а також наукові методи синекологічної індикації ступеня порушення зазначених екосистем. Це сприяє поглибленню теоретичних знань здобувачів освітніх послуг, набуття ними практичних навичок з питань інтегрованого управління біотичними ресурсами, більш ефективній підготовці магістрів і бакалаврів за спеціальністю 101 – «Екологія».

Декан екологічного факультету
 доктор с.-г. наук, професор

/_____ О.М. Мельниченко

Завідувач кафедри загальної екології
 та екотрофології
 доктор с.-г. наук, професор

/_____ В.В. Лавров