

БІЛОЦЕРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ АГРАРНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

ІНСТИТУТ ЗАХИСТУ РОСЛИН
НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ АГРАРНИХ НАУК УКРАЇНИ

Кваліфікаційна наукова
праця на правах рукопису

ПОЛІЩУК ЗОРЯНА ВІТАЛІЇВНА

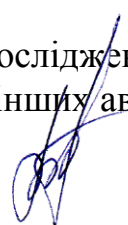
УДК 504.6:630.18/.22:582.28

ДИСЕРТАЦІЯ
**МІКОІНДИКАЦІЯ АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ ЛІСОВИХ
ЕКОСИСТЕМ У ПРАВОБЕРЕЖНОМУ ЛІСОСТЕПУ
І ПОЛІССІ УКРАЇНИ**

03.00.16 – екологія
(сільськогосподарські науки)

Подається на здобуття наукового ступеня кандидата
сільськогосподарських наук

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

 З. В. Поліщук

Науковий керівник: **Лавров Віталій Васильович**,
доктор сільськогосподарських наук, професор

Біла Церква – 2019

АНОТАЦІЯ

Поліщук З.В. **Мікоіндикація антропогенної трансформації лісових екосистем у Правобережному Лісостепу і Поліссі України.** – Кваліфікаційна наукова праця на правах рукопису.

Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата сільськогосподарських наук (доктора філософії) за спеціальністю 03.00.16 «Екологія». – Білоцерківський національний аграрний університет, Біла Церква, 2019.

Відповідно до програм міжнародної співпраці з розв’язання проблем охорони, відтворення та збалансованого використання природних ресурсів, Україна виконує низку зобов’язань щодо активізації досліджень наслідків антропогенних навантажень на навколишнє природне середовище, з’ясування особливостей деградації природних екосистем, удосконалення їх моніторингу та екологічного нормування негативних впливів людини на природу (Київ, 1994, 1997, 2005; BIO-Ua-2005-2025, EPTISA-2012-2020). Серед природних екосистем суходолу особливе місце відводиться лісам завдяки значної їх ємності і довговічності, істотної участі в забезпеченні колообігу речовини, енергії та інформації, екологічної ролі у підтриманні стабільності клімату, збереження біорізноманіття та розвитку ландшафтів на локальному, регіональному та глобальному рівнях. Ліси зелених зон населених пунктів відіграють важливу рекреаційно-оздоровчу і захисну роль щодо зниження негативного впливу антропогенних чинників на здоров’я людини і суміжні екосистеми. Водночас, за недотримання екологічних норм в економіці, недостатнього регулювання природокористування та інших негараздів ці ліси пошкоджуються, поступово втрачають стійкість, природну структуру, знижують продуктивність і екологічну роль.

Діагностика антропогенного порушення лісових екосистем наразі детально опрацьована на усіх рівнях організації живого. Проте, в умовах впливу комплексу різних за походженням і характеристикою чинників виявлення причинно-наслідкових зв’язків ускладнене, що гальмує

удосконалення лісового моніторингу та системи заходів щодо регулювання використання та збереження лісів. Досі є багато методичних питань на синекологічному рівні аналізу. Найменш дослідженими є еволюційно сформовані у лісах взаємозалежні консорційні зв'язки деревних рослин з ксилотрофними (дереворуйнівними) грибами. Передбачається, що в силу високої чутливості ксилотрофів до змін біотопів і характеристики субстратів лісу антропогенне порушення структурно-функціональної організації лісових екосистем має спричиняти зміни консорційних зв'язків «дерева – ксилотрофи», і, відповідно, видового складу і розвитку ксиломікокомплексу. З'ясування індикаційної ролі зазначених показників може стати певним вкладом в удосконалення діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем, розвитку моніторингу лісів та їх збереження.

З'ясувавши стан опрацьованості вибраного науково-практичного завдання, ми сформулювали робочу гіпотезу: структура, поширення у лісовій екосистемі та активізація ксилотрофних грибів мають залежати від ступеня антропогенного порушення лісового середовища і погіршення санітарного стану певних деревних порід, що може сприяти удосконаленню методики діагностики антропогенного впливу на ліси.

Метою дослідження було визначити, охарактеризувати й систематизувати мікоіндикаційні ознаки антропогенної трансформації лісових біотопів за особливостями зміни видового складу, поширення та дереворуйнівної активності ксилотрофних грибів у Правобережному Лісостепу і Поліссі України; розробити методику оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем з урахуванням ксило-мікокомпоненту.

Досліджували вплив на ліси рекреації, забудови та кар'єрного добування граніту. Встановлено ознаки дигресії рекреаційно-оздоровчих, захисних і природоохоронних лісів у зелених зонах Києва, Білої Церкви та Умані внаслідок впливу антропогенних чинників. Показано, що негативні наслідки зростають у міру наближення до джерел екологічних загроз – населених пунктів, місць відпочинку, промислових підприємств, транспортних

комунікацій. Найбільше порушені деревостани у зоні впливу кар'єру з поверхневого добування граніту. Менше деградовані насадження рекреаційно-оздоровчого і захисного призначення, особливо непривабливі і менш доступні для рекреантів щільніші деревостани з розвиненим підростом і підліском.

Погіршення умов росту і розвитку дерев, їх всихання і зрідження кронового намету, а також витоптування рекреантами живого надґрунтового покриву, лісової підстилки і верхнього шару ґрунту спричинюють ксерофітизацію умов лісового середовища, зміну температурного режиму. Про це свідчить зміна структур трав'яного покриву, індекс його адвентивізації зростає до 38,4%. Руйнація лісової екосистеми спричиняє зміну кількісних і якісних характеристик субстратів ксило-мікокомплексу та порушення умов його розвитку. Це проявляється у зміні видового складу і поширення афілофороїдних грибів, їх консорційних зв'язків з деревами.

В лісах Київського Полісся, навколо озера Ебісу поширено 28 видів ксилотрофних макроміцетів з 27 родів, 18 родин, 6 порядків відділу *Basidiomycota* (клас *Agaricomycetes*). Найбільше видів (8) та знахідок (35) виявлено на деревах *Betula pendula* Roth. З наближенням до озера (800–100 м), зі збільшенням порушення лісів кількість видів ксилотрофів і частота їх трапляння (знахідок) зменшується удвічі. І, навпаки, удвічі зростає частка біотрофних видів, які найактивніше розвиваються на ослаблених і сильно ослаблених особинах *Q. robur*. Найбільш поширеним є *Lycoperdon pyriforme* Schaeff. Серед ксиломікобіонтів-паразитів 8,5% складають середньо шкідливі *Laetiporus sulphureus* (Bull.) Murrill та *Phellinus robustus* (P. Karst.) Bourdot & Galzin. Ксилотрофи майже однаково поширені у кроні, на стовбурі та комелі *Q. robur*. На деревах *Pinus silvestris* L. та *B. pendula* ксилотрофів виявлено у 3 і 2 рази менше, ніж на *Q. robur*. Проте, деревина *B. pendula* більше пошкоджена трутовиками. Превалюють види I–II стадій деструкції деревини. Середню і сильну деструкції деревини спричиняють: *Crepidotus variabilis* (Pers.) P. Kumm., *Gloeoporus dichrous* (Fr.) Bres., *Lenzites betulina* (L.) Fr., *L. pyriforme*, *Ph. robustus*, *Fistulina hepatica* (Schaeff.) ex Fr.

У Правобережному Лісостепу (Центрально-Придніпровська височинна область), в лісовому масиві «Білогрудівська Дача» зеленої зони м. Умань виявлено 14 видів дереворуйнівних грибів з 11 родів, 9 родин, 7 порядків класів Agaricomycetes та Tremellomycetes відділу Basidiomycota. Зміни у видовому складі і поширені ксилотрофів, їх зв'язках з *Q. robur* свідчать про активізацію процесів деградації у лісових екосистемах. Найбільше поширені (40% знахідок) та розвинуті ксилотрофи на сильно ослаблених (середній ступінь пошкодження) деревах *Q. robur*, а також на ослаблених (слабкий ступінь) особинах (37,1%). Частка їх зростає зі збільшенням деградації деревостану: слабка дигресія – 23,7% знахідок, середня – 38,4%, сильна – 75,0% знахідок на сильно ослаблених деревах.

У зеленій зоні м. Біла Церква лісові урочища «Товста», «Кошик» і «Голендерня» дендропарку НАНУ «Олександрія» відрізняються за положенням відносно транспортних шляхів і населених пунктів, а також за санітарним станом та лісівничо-таксаційними показниками. В урочищі «Товста» виявлено 20 видів ксилотрофних грибів з 14 родів, 8 родин, 4 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. Вони поширені переважно у стовбуровому мікогоризонті ослаблених дерев *Q. robur* (44,5% із усіх видів, знайдених на дубі), *Acer platanoides* L. (75,5% видів ксилотрофів), *Ulmus foliacea* L. (46,8%). *Hymenochaete rubiginosa* (Dicks.) Lév. розвивалася лише на пеньках. На узліссях лісового масиву переважають (50–66%) сапротрофні ксилотрофи.

В урочищі «Голендерня» (дендропарк «Олександрія») на деревах *Q. robur* виявлено 10 видів ксилотрофів із 9 родів, 7 родин, 5 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. 90,0% їх поширені на всихаючому гіллі нижньої затіненої частини крон дерев II–IV категорій санітарного стану. Частка грибів-паразитів у приміській зоні становить 16,7%. Серед факультативних паразитів найбільш поширений індикатор значної трансформації дубових лісів *Ph. robustus*.

У лісовому масиві «Кошик» (зелена зона м. Біла Церква) виявлено 21 вид афілофороїдних грибів з 15 родів, 12 родин, 5 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota на деревах *Q. robur*, *A. platanoides*, *C. oxyacantha* та *P. sylvestris*. Найбільше їх у кронуовому горизонті (75% видів та 84% знахідок). Найчастіше на деревах *Q. robur* трапляється *Vuilleminia comedens* (Nees) Maire (59% знахідок). Виявлено види-паразити на *Q. robur*: *F. hepatica* – на пенях (65%) і комелях (35%) ослаблених дерев; *Ph. robustus* – на стовбурах (76%) та у кронах (25%) ослаблених дерев; *Neocutis dryophila* (Berk.) Fiasson & Niemela займає стовбури у сильно ослаблених деревостанах. Якщо у дубняках зеленої зони м. Умані 83% видів грибів та знахідок зосереджені у надґрунтовому мікогоризонті, то в зеленій зоні Білої Церкви – навпаки – 75–80% видів грибів і 84–90% їх знахідок поширені у кронах (ур. «Кошик» – 75% видів і 84% знахідок; ур. «Голендерня» – 80% видів і 90% знахідок).

В результаті дослідження підтверджено робочу гіпотезу щодо перспективності використання динаміки видового складу, поширеності і деструктивної активності ксило-мікокомплексу для удосконалення методів індикації антропогенного порушення лісових екосистем є перспективним і економічно рентабельним. Встановлено, що ксиломікоценоз менше реагує на рекреаційне і техногенне навантаження на відміну від більш вразливих компонентів лісової екосистеми – трав'яного ярусу, підросту, підліску, поверхні ґрунту.

За результатами дослідження вперше на прикладі зелених зон міст Києва (урочище «Лиман Ошитки» навколо оз. Ебісу), Білої Церкви (урочища «Кошик», «Товста» та «Голендерня» дендропарку «Олександрія») і Умані (урочище «Білогрудівська дача») охарактеризовано зміни видового складу, поширення дереворуйнівних грибів й порушення консорційних зв'язків «деревна порода – ксилотрофи» у захисних, рекреаційно-оздоровчих і природоохоронних лісах, що зазнають впливу рекреації, забудови та кар'єрного добування граніту. Не залежно від лісівничо-таксаційної характеристики і функціонального призначення пошкоджених лісів встановлено кореляційні

зв'язки між зменшенням частки гідроморф в екоморфічній структурі трав'яного покриву та збільшенням частки факультативних видів-паразитів у ксило-мікокомплексі ($r = 0,63$), а також між збільшенням частки трав'яних видів зі змішаним типом стратегії та збільшенням кількості ксилотрофів-паразитів ($r = 0,77$), що дозволяє застосовувати мікоіндикацію у синекологічній тріаді «деревостан – трав'яний покрив – ксило-мікокомплекс – деревостан». Залежно від особливостей і ступеня антропогенної трансформації лісових біотопів та зміни консортивних зв'язків «деревна порода – ксилотрофні гриби» встановлено і обґрунтовано 37 видів ксилотрофів-індикаторів порушень листяних та хвойних лісів. Розроблено методику оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням у біотопах екосистеми та активізацією афілорофороїдних грибів, визначено економічну ефективність її впровадження у практику та принципи застосування у моніторингу лісів. Удосконалено підходи щодо погодження принципів і методів фіто- та мікоіндикації антропогенних порушень лісових екосистем.

Впровадження результатів дослідження у практику в Правобережному Лісотепу (ДП «Хмельницький лісгосп» та ДП «Черкаський лісгосп») на площі 147 га забезпечило прибуток від збереження деревини дуба звичайного був у розмірі 287 тис. грн. Економічна ефективність становила 1,95 тис. грн/га, а рентабельність проведених вибірових санітарних рубок – 13–15%. Застосування методичних рекомендацій у Поліссі України (ДП «Городницький лісгосп») сприяє удосконаленню моніторингу лісів, точнішому визначенню причин погіршення їх санітарного стану, обсягів заходів лісозахисту, що забезпечує своєчасне їх проведення, збереження лісових ресурсів, біорізноманіття лісів, підвищення їх екологічної ролі у ландшафтах.

Теоретичні положення і практичні результати наукового дослідження використано також у розробці методичних вказівок до практичних занять з навчальних дисциплін «Екологія рослин», «Системний аналіз якості навколишнього середовища», «Основи міжнародної екологічної діяльності», «Стратегія сталого розвитку», які викладають на екологічному факультеті

Білоцерківського національного аграрного університету НААН для підготовки екологів освітнього рівня «бакалавр» і «магістр».

Ключові слова: лісові екосистеми, біотопи, антропогенне порушення, мікоіндикація, ксилотрофні гриби, видовий склад, поширення, консорційні зв'язки.

SUMMARY

Polishchuk Z.V. **Mikoindication of anthropogenic transformation of forest ecosystems in the Right-bank Forest-Steppe and Polissya of Ukraine.** – Qualifying scientific work on the manuscript copyrights.

The thesis for a degree of the Candidate of Agricultural Sciences (PhD) in the speciality 03.00.16 «Ecology». – Bila Tserkva National Agrarian University, Bila Tserkva, 2019.

In accordance with the programs of international cooperation on the solving problems of protection, reproduction and sustainable use of natural resources, Ukraine fulfills a number of commitments to intensify research on the consequences of anthropogenic pressures on the natural environment, to find out the features of natural ecosystems degradation, to improve their monitoring and environmental regulation of negative human effects on nature (Kyiv, 1994, 1997, 2005; BIO-Ua-2005-2025, EPTISA-2012-2020). Among the natural land ecosystems, a special place is allocated to forests due to their considerable capacity and longevity, substantial participation in ensuring the cycling of nutrient, energy and information, the ecological role of maintaining climate stability, preserving biodiversity and developing landscapes at the local, regional and global levels. Forests of green areas in settlements play an important recreational, healthy and protective role in reducing the negative impact of anthropogenic factors on human health and adjacent ecosystems. At the same time, non-adherence to the environmental rules in the economy, inadequate regulation of natural resources and other disadvantages lead to damaging these forests, they gradually lose stability, natural structure, reduce productivity and environmental role.

The diagnostics of anthropogenic disruption of forest ecosystems has now been elaborated in detail at all levels of the organization of living things. However, under the influence of a complex of different by origin and characteristics factors, identification of cause-effect relationships is complicated, which impedes the improvement of forest monitoring and measures to regulate the use and conservation of forests. There are still many methodological questions at the synecological level of analysis. The least investigated are evolutionarily formed in forests interconnected consortial relations of trees with xylotrophic (wood-destroying) fungi. It is supposed that due to the high susceptibility of xylotrophs to changes in biotopes and characteristics of forest substrates, anthropogenic disturbance of the structural and functional organization of forest ecosystems should lead to changes in the consortial relations “wood – xylotrophs”, and, accordingly, the species composition and development of the xylomycocomplex. Clarification of the indicative role of these indicators can be a definite contribution to improving the diagnostics of anthropogenic transformation of forest ecosystems, the development of forests monitoring and their conservation.

Having clarified the state of the chosen scientific and practical task elaboration, we formulated the working hypothesis: the structure, distribution in the forest ecosystem and the activation of xylotrophic fungi should depend on the degree of anthropogenic disturbance of the forest environment and deterioration of the sanitary state of certain tree species, which may contribute to the improvement of the methodology for diagnostics anthropogenic influences on the forests.

The purpose of the study was to identify, characterize and systematize the mycoindicatory signs of anthropogenic transformation of forest biotopes by the peculiarities of changes in species composition, distribution and wood-destroying activity of xylotrophic fungi in the Right-bank Forest-Steppe and Polissya of Ukraine; to improve the synecological determination methodics of the nature and degree of forest ecosystems anthropogenic transformation taking into account the xylomycocomponent.

The impact of recreation, construction and quarrying of granite on forests was studied. The signs of the degeneration of recreational and healthy, protective and nature protection forests in the green zones of Kyiv, Bila Tserkva and Uman as a result of the influence of anthropogenic factors have been established. It is shown that the negative consequences increase with the approach to the sources of environmental threats – settlements, recreation areas, industrial enterprises, transport communications. The most affected trees were in the zone of the quarry for the extraction of granite. Plantations of recreational-healthy and protective purposes, especially unsightly and less accessible to recreation dense stands with developed young and understory are less degraded.

The deterioration of the conditions for the trees growth and development, their withering and reduction of the canopy, as well as the stomping of the living above-ground soil cover, forest litter and upper layer of soil by recreants, cause xerophitization of the forest environment conditions, change temperature regime. This is evidenced by the change in the structure of grass cover; the index of its adventization grows to 38.4%. The destruction of the forest ecosystem causes a change in the quantitative and qualitative characteristics of the xylomycocomplex substrates and the violation of its development conditions. This is manifested in the species composition change and distribution of aphyllorphoroid fungi, their consortial relations with trees.

28 species of xylotrophic macromycetes from 27 genera, 18 families, 6 orders of the *Basidiomycota* (class *Agaricomycetes*) were distributed in the forests of Kyiv Polissya, around Lake Ebisu. Most species (8) and findings (35) were found on *Betula pendula* Roth trees. With approaching the lake (800-100 m), with increasing forest disturbance, the number of xylotrophs species and the frequency of their occurrence (findings) is reduced by half. On the contrary, the proportion of biotrophic species, which most actively develop on weakened and strongly weakened individuals *Q. robur*, doubles. The most common is *Lycoperdon pyriforme* Schaeff. Among the xylomycobiont-parasites 8.5% are moderately harmful *Laetiporus sulphureus* (Bull.) Murrill and *Phellinus robustus* (P. Karst.) Bourdot & Galzin.

Xylotrophs are almost equally distributed in the crown, on the trunk and in the butt of *Q. robur*. Xylotrophs on the trees *Pinus silvestris* L. and *B. pendula* were found in three and two times less than on *Q. robur*. However, *B. pendula* wood is more damaged by Polyporuses. I-II stages of wood destruction prevail. *Crepidotus variabilis* (Pers.) P. Kumm., *Gloeoporus dichrous* (Fr.) Bres., *Lenzites betulina* (L.) Fr., *L. pyriforme*, *Ph. Robustus*, *Fistulina hepatica* (Schaeff.) ex Fr. cause medium and severe degradation of wood.

In the Right-bank Forest-Steppe (Central Prydniprovskia Upland), in the forest area “Bilogrudivska Dacha” that in the green zone of Uman, 14 species of wood-destroying fungi from 11 genera, 9 families, 7 orders of Agaricomycetes and Tremellomycetes of the Basidiomycota Division were identified. Changes in the species composition and xylotrophs distribution, their relations with *Q. robur* indicate an activation of degradation processes in forest ecosystems. The most widespread (40% of the findings) and developed xylotrophs are on strongly weakened (average degree of damage) *Q. robur* trees, as well as on weak (weak degree) individuals (37.1%). Their share grows with an increase in the degradation of the tree-stands: weak digression – 23.7% of the findings, middle – 38.4%, strong – 75.0% of findings on strongly weakened trees.

In the green zone of Bila Tserkva, the forest tracts “Tovsta”, “Koshyk” and “Golendernia” of the arboretum of the National Academy of Sciences of Ukraine “Olexandria” differ in the position of transport routes and settlements, as well as in sanitary conditions, forestry and tax indicators. 20 species of xylotrophic fungi from 14 genera, 8 families, 4 orders of the Agaricomycetes class of the Basidiomycota Division were found in the tract “Tovsta”. They are distributed predominantly in the stem micohorizon of the weakened trees *Q. robur* (44.5% of all species found on oak), *Acer platanoides* L. (75.5% of xylotrophic species), *Ulmus foliacea* L. (46.8%). *Hymenochaete rubiginosa* (Dicks.) Lév. developed only on the stumps. Saprotrophic xylotrophs (50-66%) dominates on the edges of forest plantations.

10 species of xylotrophs from 9 genera, 7 families, 5 orders of the Agaricomycetes class of the Basidiomycota Division were identified in the

“Golendernia” tract (“Olexandria” arboretum) on the trees *Q. robur*. 90.0% of them are distributed on the dying branches of the lower shaded part of trees crowns with II-IV categories of sanitary condition. The share of parasitic fungi in the suburban area is 16.7%. *Ph. robustus* is the most common indicator of the significant transformation of oak forests among the facultative parasites.

21 species of aphyllophoroid fungi from 15 genera, 12 families, 5 orders of the Agaricomycetes class of the Basidiomycota Division on the trees *Q. robur*, *A. platanoides*, *C. oxyacantha* and *P. sylvestris* were identified in the forest tract “Koshyk” (green zone of Bila Tserkva). Most of them are in the crown horizon (75% of the species and 84% of the findings). *Vuilleminia comedens* (Nees) Maire (59% of the findings) most often occurs on *Q. robur* trees. Parasite species found on *Q. robur*: *F. hepatica* – on stumps (65%) and duffs (35%) of weakened trees; *Ph. robustus* – on the trunks (76%) and in crowns (25%) of weakened trees; *Neocutis dryophila* (Berk.) Fiasson & Niemela on trunks in much weakened tree stands. If 83% of the fungi species and findings are concentrated in the above ground mycohorizon in the oakeries of the green zone of Uman, on the contrary, 75–80% of the species of fungi and 84–90% of their findings are distributed in crowns in the green zone of Bila Tserkva (tract “Koshyk” – 75% of the species and 84% of the findings, “Golendernia” – 80% of the species and 90% of the findings).

As a result of the study, the working hypothesis regarding the promising use of the dynamics of species composition, the prevalence and destructive activity of the xylomycocomplex for improving the methods of indicating forest ecosystem anthropogenic disturbance is promising and cost-effective. It was established that xylomycocenosis react less to recreational and technogenic loading, in contrast to more vulnerable components of forest ecosystems – grassy tier, undergrowth, understory, soil surface.

According to the results of the study, for the first time, on the example of the green areas of cities Kyiv (the tract “Lyman Oshytsky” around Lake Ebisu), Bila Tserkva (tracts “Koshyk”, “Tovsta” and “Golendernia” of the “Olexandria” arboretum) and Uman (tract “Bilogrudivska Dacha”) we described the changes in the

species composition, the distribution and activity of wood-destroying fungi and also the violation of the consortial relations “wood species – xylotrophs” in protective, recreational-healthy and nature protection forests exposed to recreation, development and career extraction of granite. Regardless of the forestry-taxonomic characteristics and functional use of damaged forests, correlations between the decrease in the percentage of the hydromorph in the eco-morphic structure of the grass cover and the increase in the percentage of optional parasite species in the xylomycocomplex ($r = 0.63$) and between an increase in the proportion of grass species with a mixed type of strategy and an increase in the number of xylotrophic parasites ($r = 0.77$), which allows to use mycoindication in the synecological triad “forest stand – grass cover – xylo-mycocomplex – forest stand”. Depending on the peculiarities and degree of anthropogenic transformation of forest biotopes and the change of consortial relations “wood species – xylotrophic fungi”, 37 species of xylotrophs-indicators of violations of deciduous and coniferous forests were established and substantiated. The methodics of estimation of forest ecosystems anthropogenic disturbance according to the structure, distribution in biotopes of the ecosystem and activation of aphyllorphoid fungi has been developed, the economic efficiency of its implementation into practice and principles of application in forests monitoring have been determined. Approaches to harmonize the principles and methods of phyto-mycoindication of anthropogenic disturbances of forest ecosystems have been improved.

The implementation of research results into practice in the Right Bank Forest-Steppe (state enterprise “Khmelnyskyi forestry” and state enterprise “Cherkaskyi forestry”) on the area of 147 hectares provided profit from the preservation of oak wood in the amount of 287 thousand UAH. Economic efficiency was 1.95 thousand UAH/ha, and the profitability of sampling sanitary cuttings was 13–15%. The application of methodical recommendations in the Polissya of Ukraine (state enterprise “Horodnitskyi forestry”) contributes to the improvement of forests monitoring, to more precisely determine the causes of their sanitary state deterioration, the scope of forest protection measures that ensure their timely

implementation, conservation of forest resources, biodiversity of forests, and enhancement of their ecological role in landscapes.

Theoretical positions and practical results of scientific research have also been used in the development of methodical guidelines for practical classes on educational disciplines “Plant Ecology”, “System analysis of environmental quality”, “Fundamentals of international ecological activity”, “Strategy of sustainable development”, which are taught at the Faculty of Ecology, Bila Tserkva National Agrarian University of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine for preparation ecologists with educational level “Bachelor” and “Master”.

Key words: forest ecosystems, biotopes, anthropogenic disturbance, mycoindication, xylotrophic fungi, species composition, distribution, consortial relations.

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ

Статті в наукових фахових виданнях України, включених до наукометричної бази даних

1. Лавров В.В., Стадник А.П., Житовоз А.В., Сагдєєва Т.Ю., **Поліщук З.В.** Лісові насадження зеленої зони м. Біла Церква за впливу промислового добування граніту. *Агроекологічний журнал*. 2015. № 3. С. 25–32 (збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 25%).

2. Лавров В.В., Житовоз А.В., **Поліщук З.В.** Зміна дуба його супутниками у зеленій зоні м. Біла Церква під впливом поверхневої розробки корисних копалин і рекреації. *Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук. праць*. Львів: РВВ НЛТУ України. 2015. Вип. 25.6. С. 16–24 (аналіз матеріалу; участь – 25%).

3. 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. 163–174 (видання наукометричної бази WoS) (збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 20%).

4. Поліщук З.В. Поширення та структура дереворуйнівних грибів у

рекреагенно трансформованих судібровах Київського Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(6). С. 42–46.

5. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., **Поліщук З.В.** Зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у рекреаційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані. *Екологія та ноосферологія*. 2017. Т. 28, № 3–4. С. 5–20 (збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 20%).

6. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., **Поліщук З.В.** 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 (аналіз польового матеріалу; участь – 15%).

Тези наукових доповідей на конференціях

7. Поліщук З.В. Методичні особливості та перспективність мікоіндикації антропогенної трансформації лісових біотопів за ксилотрофним компонентом. *Наукові пошуки молоді у III тисячолітті. «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»: Державна наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, Біла Церква, 19 листопада 2015 р.* Біла Церква, 2015. С. 3–4.

8. Поліщук З.В. Видовий склад та вертикальна ярусність поширення ксиломікокомплексу в лісових екосистемах дендропарку «Олександрія». *Наукові пошуки молоді у третьому тисячолітті. Напрям «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»: Міжнар. наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, м. Біла Церква, 19 травня 2016 р.* Біла Церква, 2016. С. 37–38.

9. 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: Міжнар. наук. конф., Біла Церква, 23–25 травня 2016 р.* Біла Церква, 2016. С. 47–50 (збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 25%).

10. Поліщук З.В. Коадаптивна система *Quercus robur* L. та дереворуйнівних грибів лісових насаджень зеленої зони м. Біла Церква. *Аграрна наука –*

виробництву: Державна наук.-практ. конф., Біла Церква, 17 листопада 2016 р. Біла Церква, 2016. С. 20.

11. Полищук З.В. Видовой состав и особенности распространения ксилотрофных грибов в антропогенно нарушенных дубовых насаждениях зеленой зоны г. Белая Церковь. *Лесное хозяйство: тезисы докладов 81-й научно-техн. конф. профессорско-преподавательского состава, научных сотрудников и аспирантов Белорусского государственного технологического университета (с международным участием), Минск, 01–12 февраля 2017 г.; отв. за издание И.В. Войтов; УО БГТУ. Минск: БГТУ, 2017. С. 169–170. URL: https://www.belstu.by/Portals/0/userfiles/37/01-LHF-tezisi-2017_9.pdf*

12. **Поліщук З.В.**, Грабовська Т.О. Мікоіндикація ступеня рекреагенної трансформації судібровних типів лісу Київського Полісся. *Наукові пошуки молоді у третьому тисячолітті. Напрямок «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»: Державна наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, Біла Церква, 18–23 травня 2017 р. Біла Церква, 2017. С. 41 (збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 80%).*

13. Поліщук З.В. Вплив рекреації на консортивні зв'язки *Quercus robur* L. та афілофороїдних грибів у лісах зеленої зони м. Умані. *Проблеми екологічної безпеки та охорони навколишнього природного середовища у ландшафтній сфері: Державна наук.-практ. конф., Біла Церква, 23 листопада 2017 р. Біла Церква, 2017. С. 2–3.*

14. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., **Поліщук З.В.** Угрупування 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 (збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 20%).*

Науково-методичні видання

15. Інформаційно-аналітична система застосування в Україні еколого-економічних механізмів інтегрованого управління лісовими ресурсами агросфери (методичні рекомендації) / О.І. Фурдичко, В.В. Лавров, П.В. Маціборук, ..., **З.В. Поліщук**. К., 2015. 56 с. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/2011> (*збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 15%*).

16. Методика оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням та активізацією ксилотрофних грибів / В.В. Лавров, О.І. Блінкова, О.М. Іваненко, **З.В. Поліщук**. Біла Церква: БНАУ, 2018. 46 с. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/2005> (*збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 20%*).

ЗМІСТ

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ.....	21
ВСТУП.....	22
РОЗДІЛ 1. МІКОІНДИКАЦІЯ АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ.....	28
1.1. Структурно-функціональна організація та екологічна роль лісів зелених зон в умовах антропогенного впливу.....	28
1.1.1. Екологічна роль лісів та діагностика їх пошкодження комплексом екологічних чинників.....	28
1.1.2. Вплив рекреації на лісові екосистеми.....	31
1.2. Науково-методичні засади дослідження змін структури і стану біоти в антропогенно трансформованих лісах.....	36
1.3. Використання ксилотрофних грибів у біоіндикації стану лісів	39
1.4. Методичні особливості дослідження стану, розвитку і поширення афілофороїдних грибів як характеристики стану лісових екосистем.....	41
РОЗДІЛ 2. УМОВИ, МЕТОДИКА ТА ОБ’ЄКТИ ДОСЛІДЖЕННЯ.....	48
2.1. Природно-кліматичні умови та рослинність районів дослідження.....	48
2.2. Методика дослідження.....	60
2.3. Характеристика об’єктів дослідження.....	70
2.3.1. Зелена зона м. Києва.....	70
2.3.2. Зелена зона м. Біла Церква.....	70
2.3.3. Зелена зона м. Умань.....	77
РОЗДІЛ 3. ПОРУШЕННЯ КОНСОРЦІЙНИХ ЗВ’ЯЗКІВ «КСИЛОТРОФИ – ДЕРЕВА» У РЕКРЕАГЕННО ТРАНСФОРМОВАНИХ ЛІСАХ.....	80
3.1. Поширення та структура дереворуйнівних грибів у рекреагенно трансформованих судібровах Київського Полісся.....	80
3.2. Зміни консорційних зв’язків афілофороїдних грибів та <i>Quercus robur</i> L. у рекреаційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані.....	89
3.2.1. Лісова рослинність зеленої зони міста.....	89

3.2.2. Рекреаційний вплив на лісові екосистеми.....	90
3.2.3. Рекреагенне порушення консорційних зв'язків афілофороїдних грибів та <i>Quercus robur</i> L.....	100
РОЗДІЛ 4. МІКОІНДИКАЦІЯ КОМПЛЕКСНОГО АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ЗАХИСНІ, РЕКРЕАЦІЙНО-ОЗДОРОВЧІ ТА ПРИРОДООХОРОННІ ЛІСИ.....	
4.1. Вплив комплексу антропогенних чинників на урочище «Товста».....	111
4.1.1. Пошкодження деревостанів.....	112
4.1.2. Антропогенна трансформація трав'яного покриву.....	115
4.1.3. Мікоіндикація порушення екологічних умов лісового середовища.....	118
4.2. Еколого-фітоценотичні особливості антропогенних змін лісового середовища об'єкту природно-заповідного фонду.....	121
4.2.1. Рекреаційний вплив на урочище «Голендерня» дендропарку НАН України «Олександрія».....	121
4.2.2. Мікоіндикація порушення фітоценозу та екологічних умов лісового середовища.....	122
4.3. Консортивні зв'язки афілофороїдних грибів та <i>Quercus robur</i> L. у місцях промислового добування граніту та рекреаційної діяльності.....	125
4.3.1. Характеристика урочища «Кошик».....	125
4.3.2. Техногенна деградація деревостанів <i>Q. robur</i>	126
4.3.3. Вплив промислового добування граніту та рекреації на зв'язки «ксилотрофи – <i>Quercus robur</i> ».....	129
РОЗДІЛ 5. МЕТОДИКА ОЦІНЮВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО ПОРУШЕННЯ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ З УРАХУВАННЯМ КСИЛО-МІКОКОМПЛЕКСУ ТА ЕФЕКТИВНІСТЬ ЇЇ ЗАСТОСУВАННЯ	
5.1. Обґрунтування перспективності і досвід ксило-мікоіндикації антропогенного порушення лісових екосистем.....	143
5.2. Визначення методичних принципів, критеріїв та показників використання ксило-мікокомплексу в оцінці антропогенного порушення	

лісових екосистем.....	148
5.2.1. Особливості порушення взаємозв'язків «деревостан – ксилотрофи» під впливом негативних чинників та методи його виявлення....	148
5.2.2. Принципи, критерії та показники ксило-мікоіндикації антропогенного порушення лісових екосистем.....	151
5.3. Перелік афілофороїдних ксилотрофів-індикаторів антропогенних порушень лісових екосистем.....	154
5.4. Визначення ефективності впровадження практичних рекомендацій в ДП «Хмельницький лісгосп» та ДП «Черкаський лісгосп».....	157
5.5. Підвищення ефективності застосування в лісовій галузі України природоохоронних пропозицій: засади, проблеми, напрями та механізми.....	158
ВИСНОВКИ	172
РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ.....	176
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ	177
ДОДАТКИ	205

ПЕРЕЛІК УМОВНИХ ПОЗНАЧЕНЬ

А – вік деревостану, років.

Гз – граб звичайний.

Дз – дуб звичайний.

ДП – державне підприємство.

ЖНП – живий надґрунтовий покрив (види трав, мохів і лишайників).

ЗДН – зімкнутість деревного намету, частка від 1, яка означає 100% зімкнутість крон дерев.

ЗЛН – захисні лісові насадження.

Іс – індекс санітарного стану деревостану.

НПС – навколишнє природне середовище.

ПЛ – підлісок.

ПП – пробні площі.

ПР – підріст.

С – секції ПП за ступенем певного антропогенного впливу на лісові екосистеми (С1 – інтенсивний, С2 – середній та С3 – помірний).

Сз – сосна звичайна.

СКК – середньозважений клас Крафта дерев певної категорії санітарного стану деревостану.

Язв – ясен звичайний.

D – середній діаметр деревостану (дерева, пенька, гілки крони), см.

$d_{\text{сер}}$ – середній діаметр гілок лісового опаду, см.

G – сумарна площа перетинів стовбурів дерев на висоті 1,3 м, $\text{м}^2/\text{га}$.

H(h) – середня висота деревостану (групи дерев підросту, підліску, дерева), м.

KG – коефіцієнт фітоценотичної схожості травостою.

M – запас стовбурової деревини, $\text{м}^3/\text{га}$.

N – густина деревостану, кількість дерев на 1 га, шт./га.

S – проща механічних ран на стовбурах дерев (середня на дереві в см^2 ; сумарна на певній площі в $\text{м}^2/\text{га}$).

ВСТУП

Актуальність теми. Ліси зелених зон населених пунктів відіграють середовищеутворювальну, рекреаційно-оздоровчу і захисну роль щодо людини, багатьох видів біоти та суміжних екосистем. Внаслідок недотримання екологічних норм в економіці, містобудуванні та природокористуванні у світі та в Україні відбулося істотне порушення рослинного покриву, у т.ч. зелених зон, змінилася структура ландшафтів. Ці ліси пошкоджуються, втрачають стійкість, природну структуру, знижують продуктивність і екологічну роль [26, 42, 99, 136, 139, 147, 148, 182]. Погіршуються умови життя населення. Відповідно до програм міжнародної співпраці Україна має зобов'язання щодо активізації досліджень наслідків антропогенних навантажень на ландшафти, природні екосистеми, з'ясування особливостей їх деградації, удосконалення їх моніторингу та екологічного нормування негативних впливів людини на природу (Київ, 1994, 1997, 2005; BIO-Ua-2005-2025; EPTISA-2012-2020).

Діагностика антропогенного порушення лісових екосистем наразі детально опрацьована на усіх рівнях організації живого. Проте, в умовах впливу комплексу різних за походженням і характеристикою чинників виявлення причинно-наслідкових зв'язків ускладнене, що гальмує удосконалення лісового моніторингу, а також системи заходів щодо регулювання використання та збереження лісів [25, 42, 54, 88, 95, 99, 102, 132, 111, 122, 133, 134, 146, 218, 264]. Найменш дослідженими є еволюційно сформовані у лісах взаємозалежні консорційні зв'язки деревних рослин з ксилотрофними (дереворуйнівними) грибами [8, 18, 21, 23, 24, 28–31, 38, 61, 65, 92–94, 105, 129, 132–135, 155, 165–169, 188–193, 220, 225–228]. Передбачається, що антропогенне порушення біотопів і характеристики субстратів лісових екосистем має спричиняти зміни видового складу, поширення та консорційних зв'язків «дерева – ксилотрофи», розвитку ксило-мікокомплексу. З'ясування індикаційної ролі зазначених показників може стати певним вкладом в

удосконалення діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем, розвитку моніторингу лісів та їх збереження.

Отже, тема дослідження є актуальною в теоретичному і практичному сенсах.

Зв'язок роботи з науковими програмами, планами, темами. Дисертаційну роботу виконано відповідно до завдання 40.02.02.02.Ф. «Розробити методологічні засади інтегрованого управління лісовими ресурсами» (№ДР 0111U003182) Програми наукових досліджень ПНД 40 Інституту агроєкології і природокористування НААН, а також НДР за темою «Екологічні загрози біорізноманіттю лісових екосистем Північно-східного Придніпров'я» (№ДР 0113U004314), здійсненої у Білоцерківському національному аграрному університеті НААН.

Мета і завдання дослідження. *Метою* дослідження було визначити, охарактеризувати й систематизувати мікоіндикаційні ознаки антропогенної трансформації лісових біотопів за особливостями зміни видового складу, поширення та дереворуйнівної активності ксилотрофних грибів у Правобережному Лісостепу і Поліссі України; розробити методику оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем з урахуванням ксило-мікокомпоненту.

Для досягнення мети було визначено такі **завдання**:

- з'ясувати особливості поширення дереворуйнівних грибів у лісових екосистемах за категоріями субстратів залежно від лісівничо-таксаційної характеристики деревостанів певних функціональних категорій, що зазнали трансформації за різних антропогенних причин;

- охарактеризувати вертикальну ярусність ксило-мікокомплексу за мікогоризонтами та мертвим субстратом дерева-живителя лісових біотопів;

- встановити відмінності консорційних зв'язків «деревна порода – ксилотрофні гриби» в захисних і рекреаційно-оздоровчих лісах зелених зон міст досліджуваних регіонів залежно від функціонального призначення і характеристики деревостанів, виду і ступеня їх порушення людиною;

– встановити перелік афілофороїдних ксилотрофів-індикаторів антропогенних порушень лісових екосистем з урахуванням виду та ступеня негативного впливу;

– розробити методику оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням у біотопах екосистеми та активізацією афілорофороїдних грибів, визначити економічну ефективність її впровадження у практику та принципи застосування у моніторингу лісів.

Об’єкт дослідження – антропогенна трансформація біотопів різних категорій лісів Правобережного Лісостепу і Полісся України.

Предмет дослідження – видовий склад, особливості поширення і дереворуйнівна активність ксило-мікокомплексу в лісових екосистемах регіонів дослідження залежно від категорії лісу, виду і ступеня його антропогенної трансформації; консорційні зв’язки «ксилотрофи – деревна порода».

Методи дослідження. *Теоретичні* – системний, факторний, диференційований та порівняльний аналізи для: з’ясування стану опрацьованості науково-практичного завдання; виявлення розподілу у просторі лісової екосистем діагностичних ознак негативного впливу діяльності людини; оцінки синекологічних наслідків впливу екологічних чинників на структурні елементи лісових екосистем; аналізу причинно-наслідкових зв’язків; розробки системи принципів і критеріїв удосконалення методики діагностики антропогенного порушення лісових екосистем з урахуванням змін ксило-мікокомплексу; *польові* – методи лісознавства, екології, фітоценології, мікології, геоботаніки, біометрії, фіто- та мікоіндикації порушень екосистем на засадах порівняльної екології для закладки пробних площ, екологічних профілів та характеристики структури і стану фітоценозів, деревних рослин, грибів, їх поширення в екосистемі, стану і структури консорційних зв’язків «деревна порода – ксилотрофні гриби», трансформації лісових екосистем; *камеральні роботи* – мікоморфологічні методи для ідентифікації грибів та математично-статистична обробка даних за програмним забезпеченням «Statistica 6.0».

Наукова новизна одержаних результатів. У результаті проведених досліджень *вперше*:

- на прикладі зелених зон міст Києва (урочище «Лиман Ошитки» навколо оз. Ебісу), Білої Церкви (урочища «Кошик», «Товста» та «Голендерня» дендропарку «Олександрія») і Умані (урочище «Білогрудівська дача») охарактеризовано зміни видового складу, поширення та активності дереворуйнівних грибів, а також порушення консорційних зв'язків «деревна порода – ксилотрофи» у захисних, рекреаційно-оздоровчих і природоохоронних лісах, що зазнають впливу рекреації, забудови та кар'єрного добування граніту;

- не залежно від лісівничо-таксаційної характеристики і функціонального призначення пошкоджених лісів встановлено кореляційні зв'язки між зменшенням частки гідроморф в екоморфічній структурі трав'яного покриву та збільшенням частки факультативних видів-паразитів у ксило-мікокомплексі ($r = 0,63$), а також між збільшенням частки трав'яних видів зі змішаним типом стратегії та збільшенням кількості ксилотрофів-паразитів ($r = 0,77$), що дозволяє застосовувати мікоіндикацію у синекологічній тріаді «деревостан – трав'яний покрив – ксило-мікокомплекс – деревостан»;

- залежно від особливостей і ступеня антропогенної трансформації лісових біотопів та зміни консорційних зв'язків «деревна порода – ксилотрофні гриби» встановлено і обґрунтовано здатність 37 видів ксилотрофів бути індикаторами порушень листяних та хвойних лісів;

- розроблено методiku оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням у біотопах екосистеми та активізацією афілорофороїдних грибів, визначено економічну ефективність її впровадження у практику та принципи застосування у моніторингу лісів.

Удосконалено підходи щодо погодження принципів і методів фіто- та мікоіндикації антропогенних порушень лісових екосистем.

Практичне значення одержаних результатів. Результати досліджень використано у методичних рекомендаціях «Інформаційно-аналітична система застосування в Україні еколого-економічних механізмів інтегрованого

управління лісовими ресурсами агросфери» (2015) та «Методика оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням і активізацією ксилотрофних грибів» (2018). Впровадження їх у Правобережному Лісостепу (ДП «Хмільницький лісгосп» та ДП «Черкаський лісгосп») забезпечило економічний ефект у розмірі відповідно 240 та 47 тис. грн на площі 120 та 27 га завдяки своєчасному проведенню вибірових санітарних рубок, збереженню деревини та оздоровленню деревостанів. Застосування методичних рекомендацій у Поліссі України (ДП «Городницький лісгосп») сприяє удосконаленню моніторингу лісів, уточненню причин погіршення санітарного їх стану, планів та обсягів заходів лісозахисту, що забезпечує збереження лісів, їх біорізноманіття. Підтверджено актами (додатки А.1– А.5).

Теоретичні положення і практичні результати дослідження використано також у розробці методичних вказівок до практичних занять з навчальних дисциплін «Екологія рослин», «Системний аналіз якості навколишнього середовища», «Основи міжнародної екологічної діяльності», «Стратегія сталого розвитку», включених у Білоцерківському національному аграрному університеті МОН України до програми підготовки екологів освітнього рівня «бакалавр» і «магістр» (додаток А.6).

Особистий внесок здобувача. Вибір теми дослідження, обґрунтування її актуальності, розробку програми і методики досліджень, формулювання висновків проведено разом з науковим керівником. Здобувачем особисто здійснено пошук та аналіз інформаційних джерел, опановано методи досліджень, проведено теоретичні та експериментальні дослідження, обробку, аналіз і систематизацію результатів, підготовку наукових публікацій, дисертації та рекомендацій виробництву.

Апробація результатів дисертації. Основні положення дисертаційної роботи було представлено та схвалено на: Державних науково-практичних конференціях молодих учених, аспірантів і докторантів «Наукові пошуки молоді у III тисячолітті. Напрямок «Екологічні проблеми України та шляхи їх

вирішення»» (м. Біла Церква, 19 листопада 2015 р.; 19 травня 2016 р.; 17 листопада 2016 р.; 18–23 травня 2017 р.), Міжнародній науковій конференції «Сучасні тенденції збереження, відновлення та збагачення фіторізноманіття ботанічних садів і дендропарків», присвяченій 70-річчю дендрологічного парку «Олександрія» (м. Біла Церква, 23–25 травня 2016 р.), Международной 81-й научно-технической конференции профессорско-преподавательского состава, научных сотрудников и аспирантов Белорусского государственного технологического университета (г. Минск, 01–12 февраля 2017 г.), Державній науково-практичній конференції «Проблеми екологічної безпеки та охорони навколишнього природного середовища у ландшафтній сфері» (м. Біла Церква, 23 листопада 2017 р.), II Всеукраїнській конференції «Біологічні стаціонари, їх історія та місце в науковій і освітній роботі» (м. Суми, 21–23 вересня 2018 р.) (додаток А.7).

Публікації. За результатами досліджень опубліковано 16 наукових праць, з яких 6 статей у наукових фахових виданнях України, включених до міжнародних наукометричних баз даних, у т.ч. 1 стаття у науковому виданні наукометричної бази WoS, 8 тез наукових доповідей на конференціях, 2 методичні рекомендації (додаток Б).

Структура та обсяг дисертації. Дисертація складається з анотацій, вступу, 5 розділів, висновків, списку використаних джерел та 11 додатків. Роботу викладено на 257 сторінках комп'ютерного тексту, з яких основний текст становить 151 сторінку, містить 19 таблиць та 25 рисунків. Використано 308 джерел інформації, з яких 43 – латиницею.

РОЗДІЛ 1. МІКОІНДИКАЦІЯ АНТРОПОГЕННОЇ ТРАНСФОРМАЦІЇ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ

1.1. Структурно-функціональна організація та екологічна роль лісів зелених зон в умовах антропогенного впливу

1.1.1. Екологічна роль лісів та діагностика їх пошкодження комплексом екологічних чинників

Рослинний, особливо лісовий покрив має багатогранну роль щодо продукування значного переліку природних ресурсів та формування комплексу екологічних умов у ландшафтній сфері – середовищеутворювальних, водо-ґрунтозахисних, регулювальних, тощо. У наш час визнано, що лісовий покрив має значну екологічну роль як активний учасник колообігу речовин енергії та інформації на планеті Земля, а також як ємне і доволі стійке середовище існування багатьох видів живих організмів. Завдяки збереженню біорізноманіття та глобальному впливу на клімат планети ліси певною мірою забезпечують стабільність біосфери і сприятливі умови життя для всього живого (Ріо-1992). Лісові фітоценози мають важливе значення в підтриманні стабільності екосистем, виконуючи водо- і кліматорегулювальну роль, забезпечуючи господарські, санітарно-гігієнічні, рекреаційні та інші функції [7, 14, 40, 66, 67, 81, 97, 120–122, 126, 128, 162, 176, 177, 195, 209, 237, 243, 260]. Тому питання дослідження, збереження та збалансованого використання лісів залишаються одними з найвагоміших аспектів природокористування. Вони відображені у багатьох наукових працях, сучасних нормативно-правових і програмних документах ЄС, а також України, що регулюють впровадження у практику засад сталого розвитку, охорони і збалансованого використання природних ресурсів [7, 32, 85–87, 100, 116, 198, 223, 230, 242, 244, 267, 281, 308].

Внаслідок значного недостатку лісових ресурсів (25–30% від потреби) і низької лісистості території (15,7% за оптимуму – 20,0%), в Україні, порівняно з економічним значенням лісів, пріоритет надається їх екологічній ролі, що закріплено у Лісовому Кодексі (1994) та інших законодавчо-нормативних

документах (додаток В). Відбувається переорієнтація управління лісовими ресурсами з економічних засад на еколого-економічні з наданням пріоритету природоохоронним цінностям лісів. Проте, в урбанізованих і промислово розвинених районах ліси зазнають комплексного антропогенного навантаження багатьох чинників різного походження, механізмів та режимів впливу у просторі і часі, що ускладнює діагностику певних порушень екосистем та визначення частки негативних наслідків кожного з чинників в інтегральному ефекті змін лісових екосистем. Це зумовлено тим, що різні за природою негативні екологічні чинники по-різному призводять до значного переліку порушень лісових екосистем: зміни ґрунтів, породного складу, структури та форми лісових насаджень, лісового середовища, структури його біотопів, впливають на екосистемні зв'язки та функціональні властивості, порушують цілісність лісових масивів [42, 95, 99, 101, 111, 113, 122, 124, 127, 137–146, 148, 193, 202, 208, 217, 264].

Іншою науково-методичною проблемою є дослідження ефектів накладання гострих або інтенсивних антропогенних пошкоджень лісових екосистем на хронічні та порівняно помірні пошкодження. Якщо гострі пошкодження екосистем виявити порівняно нескладно, є доволі напрацьовані наукові методи й численний інформаційний фонд, то відносно слабкі впливи негативних чинників, зазвичай хронічні їх дії візуально виявити значно важче [1, 4, 6, 42, 52, 59, 88, 95, 101, 102, 122, 140, 141, 144, 150, 182, 202, 218]. Належна діагностика скритих симптомів деградації лісових екосистем, особливо пошкодження рослин не завжди забезпечується застосуванням хімічних, біометричних та інших методів, які дають відповіді лише на частину питань. Для оцінки стану екосистеми необхідний синекологічний аналіз та системний підхід, застосування спеціальних методів біоіндикації та/або використання належного обладнання для ранньої діагностики [88, 218]. Останнє є доволі вартісним і часто малодоступним в сучасних умовах недостатнього ресурсного забезпечення наукової роботи. Тому українські дослідники ширше застосовують широкий спектр методів біо-, а частіше фітодіагностики антропогенної трансформації лісів.

Відомо, що рослинний покрив, особливо живий надґрунтовий покрив (ЖНП – трави, мохи, лишайники) є хорошим індикатором стану природного довкілля. Завдяки зазвичай багатому видовому складу ЖНП, широкому спектру екологічних чинників, від яких залежать ці рослини, і високій їх лабільності, цей покрив чутливо реагує на зміну екологічних режимів середовища та доволі об'єктивно, швидко та інтегровано віддзеркалює характер цих змін [19, 20, 27, 41, 69–71, 78, 80, 82–84, 123, 125, 126, 133, 135, 139, 143, 147, 159–161, 174, 179, 185, 193, 200, 201, 205–207, 210, 216, 240, 258, 277]. Зазначені залежності дають змогу пояснити – порушення яких структурних компонентів лісової екосистем призводять до певних змін лісового середовища, оскільки в екосистемі біотичні та абіотичні складники тісно взаємозв'язані.

Загалом у світі, і в Україні наразі доволі глибоко на екосистемному рівні опрацьовані науково-методичні підходи до оцінки стану лісів в умовах антропогенного впливу, особливо щодо їх аеротехногенної деградації [2, 4, 23, 42, 60, 72–76, 88, 95, 99, 101, 111, 113, 122, 131, 139, 143–148, 202, 218, 231, 264]. Певний вклад у порушення ландшафтів вносить агропромислове виробництво, транспортні мережі, добувна промисловість [11, 59, 99, 127, 132, 136, 139, 212, 217]. Зокрема, одним із негативних екологічних наслідків поверхневої розробки корисних копалин, видобування природних ресурсів кар'єрним способом, крім вилучення та руйнації певної природної території, є зниження рівня ґрунтових вод в результаті їх відкачування. Це порушує гідрологічний режим територій та умови існування деревостанів. Крім соціально-економічних втрат, це знижує екологічну роль лісів, зменшує потенціал збереження біотичного і ландшафтного різноманіття тощо [59, 98, 131, 136, 139, 144]. Наслідки істотно відрізняються залежно від характеристики підприємств, природних умов ландшафтів та лісів [11, 98, 130, 139, 212]. Загалом, йдеться про комплексну міжгалузеву проблему, яку досі не вдається розв'язати.

У зелених зонах навколо міст і населених пунктів, порівняно з іншими антропогенними чинниками, найбільший вплив на природне довкілля, у тому

числі на ліси спричиняє рекреація, оскільки вони є доволі привабливими об'єктами, значною мірою мають оздоровче призначення, використовуються населенням для пізнання природи, збору грибів, ягід, лікарських рослин, березового соку, тощо [3, 10, 12, 16, 19, 20, 23, 26, 27, 34, 42, 44, 47, 49, 73, 81, 107, 110, 123, 125, 132–135, 140, 143, 147, 148, 150, 151, 187, 191, 203, 205–207, 232]. Розглянемо цей антропогенний чинник детальніше.

1.1.2. Вплив рекреації на лісові екосистеми

В умовах сучасного інтенсивного розвитку суспільства для нормальної участі людини у суспільному житті все більше зростає необхідність у підтриманні її здоров'я, відновленні творчого потенціалу. Значну роль у відпочинку людей відіграють ліси зелених зон, яких в Україні понад 1,5 млн га (більше 20% площі держлісфонду), у тому числі об'єкти і території природно-заповідного фонду. В останні роки їх відвідують понад 25 млн осіб. Цим типом лісокористування охоплено до 50% (або 3 млн га) лісів рівнинних районів України. Проте, внаслідок неналежного регулювання використання рекреаційних ресурсів ці лісові екосистеми зазнають негативного впливу, часто деградують, що призводить до зниження їх природноресурсного потенціалу, у т.ч. рекреаційної та соціологічної ролі і навіть втрати цінних таксонів біотичного і ландшафтного різноманіття [10, 12, 16, 19, 20, 23, 26, 27, 34, 42, 44, 47–50, 73, 81, 107, 110, 123, 130–136, 140, 143, 148, 150, 151, 194, 203, 205–207, 232, 245].

Ступінь впливу рекреантів на ліс залежить від: характеру рекреаційної діяльності – організована чи неорганізована; тривалості перебування у лісі та культури поведінки людей; стійкості лісових екосистем тощо [10, 12, 16, 34, 42, 47, 50, 73, 81, 107, 110, 125, 130, 135, 137–139, 142, 143, 145, 148–150, 151, 155, 187, 190, 193, 203, 205–207, 210, 232, 256]. Зазначені дослідження показали, що нерегульоване відвідування лісу численними групами рекреантів призводить до знищення лісової підстилки, живого надґрунтового покриву, підросту, а з часом – до розпаду деревостану. М.А. Бондарук [26, 27] запропоновано класифікацію типів лісорослинних умов за стійкістю до рекреаційних навантажень. В.І. Парпан [181] відносить рекреацію до глобального виду антропогенного впливу на лісові

екосистеми: постійна урбанізація веде до подальшого зростання лісової рекреації як форми лісокористування. Поряд із забрудненням повітря, саме рекреація є одним з факторів «екологічного ризику» для лісових екосистем. Так, на ущільненому, позбавленому підстилки ґрунті спостерігається ослаблення та відмирання дерев, погіршується структура ґрунту, що призводить до зниження життєдіяльності ґрунтової мікрофлори у 2–3 рази, спостерігається ослаблення дихання коренів на 30–60%, знижується вологість ґрунту, збільшується глибина його промерзання [12, 73, 107, 110, 121, 151, 207]. А.Ф. Поляковим і Ю.В. Плугатарем [187, 195] встановлено рекреаційну ємність певних типів лісу, комплекс показників її оцінки за регульованої і нерегульованої рекреації, а також систему критеріїв рекреагенної дигресії.

Н.В. Багровою та ін. [10] розраховано ємність туристичної стоянки в лісі. За даними Н.В. Ромашова [210], основними чинниками від яких залежить стійкість лісової екосистеми до рекреаційних навантажень, є тип умов місцезростань, порода та структура насаджень. Найбільшою рекреаційною стійкістю характеризуються типи лісу C_2 – C_4 і D_2 – D_4 (лісоутворювальна порода – дуб), а найменшою – A_1 (ялина, сосна). За даними Е.А. Репшаса [203], найстійкішими є насадження з груповим розташуванням дерев, менш стійкими – з рівномірним їх розподілом. В.М. Шаталовим та ін. [250] обґрунтовано 3–5 стадій рекреаційної дигресії в природних комплексах залежно від коефіцієнта рекреації, стану деревостану, підліску, ЖНП, лісової підстилки.

Унаслідок рекреації механічний вплив людини на лісові екосистеми проявляється перш за все у вигляді витоптування підстилки і живого надґрунтового покриву, ущільнення верхніх горизонтів ґрунту, зміні його водно-повітряних, температурних показників і хімічних властивостей, механічного пошкодження рослин деревостану (стовбурів, коріння і крон дерев) та трав'яного ярусу. Крім порушення життєдіяльності поранених органів, ці ушкодження сприяють заселенню дерев через їх рани шкідливими комахами і ураженню збудниками хвороб [3, 10, 12, 16, 19, 20, 23, 26, 27, 34, 42, 44, 47–50, 73, 81, 107, 110, 123, 125, 132–135, 142, 145, 148–151, 193, 203, 205–207, 233, 256]. Листяні

породи порівняно з хвойними є стійкішими до рекреаційного навантаження [195, 210].

З часом відбувається погіршення санітарного стану та зрідження деревостану. Зазначені порушення в сукупності призводять до змін екологічних режимів у лісовій екосистемі, які в свою чергу зумовлюють структурно-функціональні зміни рослинних угруповань [1, 3, 10, 16, 26, 27, 34, 42, 81, 107, 110, 123, 125, 130–137, 140, 143, 146–148, 151, 187, 203, 205–207, 210]. Зрідження деревного намету призводить до зміни екологічних умов всередині лісової екосистеми, що часто стимулює активний розвиток підліску і живого надґрунтового покриву, що перешкоджає природному поновленню лісоутворювальних порід, а також змінює умови функціонування мікокомплексу. Внаслідок розмежовування стежками та іншими витоптаними ділянками нижніх ярусів відбувається фрагментація фітоценозів і зміна їх видового складу і будови, що ще більше змінює лісове середовище.

Науково-методичні підходи щодо дослідження наслідків рекреагенної трансформації лісових екосистем наразі доволі опрацьовані. Частина дослідників віддає перевагу інтегральним показникам – біологічній стійкості, продуктивності та видовому складу лісових фітоценозів [1, 3, 26, 27, 42, 75, 107, 130–141, 144–146, 187, 203, 210, 250]. Інші зосереджують увагу на ознаках, які легко виявляються візуально. Зокрема, найвиразнішим показником рівня деградації деревостану є ступінь його механічного пошкодження. Кількість ушкоджень дерев залежить не від чисельності рекреантів, а від форми рекреаційної діяльності й культури поведінки людей [10, 16, 34, 44, 47, 48, 130, 131, 134, 140, 187]. На посилення рекреаційних навантажень деревостан реагує зменшенням приросту деревини, збільшенням фаутності, зниженням повноти й запасу, гіршим розвитком асимілюючих органів. Реакція насадження на рекреаційний вплив визначається не тільки характером й інтенсивністю навантажень, але й особливостями ґрунтів, віком й еколого-біологічними властивостями лісоутворювальних порід. Живий надґрунтовий покрив є одним із самих чутливих компонентів лісової екосистеми до рекреаційного впливу. За

інтенсивного рекреаційного лісокористування змінюється співвідношення трав'янистої рослинності різних екологічних груп, відповідно збільшується кількість мезобіонтних та еврібіонтних видів особливо групи ґрунтових шкал [16, 19, 20, 23, 26, 27, 69, 71, 83, 84, 120, 122, 124, 130, 133, 134, 139, 143, 147, 159-161, 200, 201, 207, 240, 243]. Зникають типово лісові види; замість різнотрав'я з'являються злаки й бур'янисті види. На сильно порушених ділянках вони становлять близько 80–85% видового складу трав'яного покриву. Зі збільшенням навантажень проєктивне покриття й маса ЖНП поступово зменшується до його повного знищення на певних ділянках [19, 20, 23, 26, 27, 139, 142, 147]. У лісах з інтенсивною відвідуваністю скорочується загальна кількість підросту, переважає крупномірний підріст, оскільки відпад відбувається за рахунок молодших вікових груп, низькорослого підросту та зберігається переважно найвіддаленіших від стоянок туристів і стежок місця. Але навіть у цих випадках значна частка підросту має механічні ушкодження. Підлісок стійкіший до рекреаційного впливу порівняно з підростом. Найчастіше паростки чагарників обламуються в період цвітіння або плодоношення, що призводить до зниження порослевої здатності. Внаслідок збільшення мережі стежок знижується проєктивне покриття підліску [19, 20, 23, 26, 27, 130, 136, 139, 139, 145]. В деяких типах лісу на початкових стадіях рекреаційної дигресії лісових екосистем зміни певною мірою стимулюють відновлювальний процес, оскільки порушується ЖНП і підстилка, що часом перешкоджають появі сходів деревних видів [20, 26, 27].

Зі збільшенням інтенсивності рекреаційного впливу лісова підстилка ущільнюється, подрібнюється, зменшується її потужність і зрештою вона майже повністю руйнується. Зміна властивостей лісової підстилки (морфологічної будови) та її знищення призводить до різкого зменшення надходження в ґрунт поживних речовин, зміни багатьох властивостей ґрунту, зниження його родючості, а видалення підстилки спричиняє зростання інтенсивності водної ерозії ґрунту [1, 2, 20, 26, 27, 51, 58, 67, 75, 79, 81, 121, 123, 130, 141, 148, 187]. Істотне збільшення твердості й зменшення порозності

лісового ґрунту призводить до погіршення його структурних характеристик та як наслідок зменшує його водопроникність й водно-повітряний режим. Водопроникність на стежках і сильно деградованих ділянках може скоротитися в 20–30 і навіть 100 разів залежно від властивостей ґрунту. Рекреаційний вплив призводить також до зміни хімічних властивостей ґрунту: зменшується вміст гумусу, істотно міняється його якісний склад, зменшується кількість азоту в 1,5–2 рази, фосфору в 1–2 рази, калію на 10–20% [12, 187].

Методика комплексних досліджень впливу антропогенезу на лісові екосистеми зелених зон населених пунктів, промислових підприємств та інші ліси з використанням методів системного, ретроспективного аналізу та порівняльної екології розроблена в УкрНДІЛГА [42]. Особлива увага приділяється фітоценозу, оскільки він має визначальне трофічне, середовищевірне та діагностичне значення в лісовій екосистемі та у ландшафті. На видовому рівні особливо виділяється роль лісотвірних видів. Вони відіграють вирішальну роль у формуванні стійких лісових екосистем. Надґрунтовий живий покрив є інформативним індикатором антропогенних змін екологічних умов та структури лісової екосистеми. Стадії рекреаційної та аеротехногенної дигресії, а також пірологічна небезпека визначаються за системою діагностичних показників, які описують всі структурно-функціональні блоки лісової екосистеми. Крім визначення сучасного стану лісової екосистеми, методика дає змогу провести ретроспективний та прогнозний аналіз її змін.

Отже видно, що цей вид природокористування спричиняє великий перелік негативних наслідків порушення лісових екосистем, що ускладнює їх виявлення, оцінку та аналіз. Для підвищення точності діагностики зазначених змін в антропогенно трансформованих лісах їх доцільно аналізувати на синекологічних засадах з урахуванням системного ефекту – емерджентності – для коректного вибору для дослідження найбільш інформаційних рівнів організації живого, певних консорційних взаємозв'язків між біотичними видами екосистеми. Перш за все заслуговують уваги кількісні і якісні зміни системоутворювальних

компонентів різних ієрархічних рівнів організації екосистеми та їх причинно-наслідкові зв'язки [23, 42, 102, 130–136, 140–143, 155]. Зручним, актуальним та інформативним об'єктом для дослідження комплексного впливу людини на лісові екосистеми є їх біотичний компонент завдяки його значному різноманіттю та визначальній ролі у структурі та функціонуванні екосистем.

1.2. Науково-методичні засади дослідження змін структури і стану біоти в антропогенно трансформованих лісах

Біоценози лісових екосистем формуються впродовж тривалого часу і тому є доволі цілісними угрупованнями різних таксономічних груп тварин, рослин, грибів, які взаємно пристосовані одна до одної. Їхня єдність підтримується численними і різними за змістом контактними, трансабіотичними, трансбіотичними зв'язками та залежностями, які проявляються у конкуренції за ресурси життя, в алелопатії, симбіозі, а також різного роду консортними зв'язками [23, 28, 61, 64, 132–137, 142–144, 168, 174, 190, 192, 193, 200, 214, 228, 234, 241, 262]. Від кількості і тісноти цих зв'язків істотно залежить біотичне різноманіття, складність структури і біологічна стійкість екосистем. Загальновідомо, що стійкість, продуктивні та інші функції екосистем істотно залежать від їхнього віку, етапу розвитку – загалом від ступеня відповідності їх біоти певному екоотопу, яка формується впродовж всього періоду розвитку екосистем [39, 42, 43, 53, 54, 62, 63, 71, 89, 114, 115, 118, 142, 155, 174, 180, 246–249, 253–256, 261, 262, 276, 282–284, 285, 291, 301]. Значною мірою це віддзеркалюється ступенем наповненості екологічних ніш відповідними таксонами різноманіття біоти та різноманітністю взаємозв'язків між ними, що забезпечують певну цілісність і живучість екосистем [62–64, 79, 80, 82, 90, 91, 102, 130–137, 140–142, 155, 180, 254, 268, 294, 303]. Тому нині загальновизнаним є наукове положення, що дослідження будь-яких змін лісової біоти слід ґрунтувати на концепції системної організації біосфери, тобто на властивій їй структурно-функціональній єдності компонентів, цілісності біотичної та абіотичної її складових.

В умовах постійного зростання антропогенного навантаження на природне довкілля та інтенсивної трансформації НПС, особливо в економічно розвинених і густозаселених регіонах України та навколо промислових міст все актуальнішими стають дослідження трансформації структурно-функціональної організації лісових екосистем. Вони спричинені комплексом змін, що відбуваються у лісі: пошкодженням і відпадом, елімінацією менш стійких видів, послабленням та порушенням екосистемних зв'язків, адаптацій популяцій екосистеми, зміною їхньої стійкості, продуктивності та ролі в екосистемі [14, 27, 53, 54, 95, 101, 121, 122, 127, 130, 136–139, 163, 181, 182, 190, 202, 218, 224, 237, 238]. Деструкція та фрагментація лісового покриву призводить до погіршення умов існування біоти, зниження екологічної ролі лісів у ландшафтах, зростання інших екологічних та економічних ризиків.

Попри численні дослідження, досі в науковій літературі недостатньо висвітлено проблему діагностики антропогенної трансформації лісових екосистем на синекоекологічному рівні, особливо за мікокомпонентами [19, 20, 42, 49, 54, 101, 111, 122, 127, 129, 136, 139, 141, 143–147, 155, 182, 193, 237, 238, 246, 264]. Не вирішеною залишається проблема міждисциплінарного погодження методологічних засад застосування ландшафтно-екосистемного підходу до дослідження лісових екосистем, а також реалізації міжвідомчо гармонізованого управління лісовими ресурсами та супутніми екологічними загрозами [102, 140, 141, 144, 146, 224, 237, 238]. Потребують уточнення можливості проникнення у трансформовані ліси видів із суміжних екосистем, особливості зміни видового складу угруповань [21, 24, 28, 33, 38, 60, 82, 91, 105, 122, 143–145, 159–161, 169, 200, 276]. Не повною мірою досліджені механізми і напрями динаміки у часі і просторі лісових консорцій [8, 131, 228, 240, 241]. Якщо гострі або інтенсивні антропогенні пошкодження екосистем виявити порівняно нескладно, є доволі напрацьовані наукові методи й численний інформаційний фонд, то відносно слабкі впливи негативних чинників, зазвичай хронічні їх дії виявити значно важче. Належна діагностика скритих симптомів деградації лісових екосистем, особливо пошкодження

рослин не завжди забезпечується застосуванням хімічних, біометричних та інших методів, які дають відповіді лише на частину питань. Для оцінки стану екосистеми необхідний синекологічний аналіз та системний підхід, застосування спеціальних методів біоіндикації та/або використання належного обладнання для ранньої діагностики [88, 139, 144, 142, 144, 193, 218]. Останнє є доволі вартісним і часто малодоступним в сучасних умовах недостатнього ресурсного забезпечення наукової роботи.

Дослідження біоти, у тому числі лісової слід ґрунтувати на концепції системної організації біосфери та її підсистем, яким характерна структурно-функціональна єдність взаємопов'язаних компонентів та цілісність біотичної та абіотичної складових [17, 36, 39, 62–64, 70, 71, 90, 91, 102, 112, 115, 140, 144, 146, 176, 200, 201, 218, 253, 255, 267]. Найдосконалішим методологічним підходом щодо вивчення природи є екосистемний підхід, в основі якого лежить адекватне віддзеркалення особливостей структурно-функціональної організації природних систем [62, 64, 102, 138, 142, 144]. В 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 оцінці ступеня їх сформованості [8, 39, 62, 64, 112, 115, 117, 119, 137, 141, 144, 146, 157, 158, 161, 175, 180, 200, 218, 234, 262]. Тому, відповідно до принципу емерджентності, важливо коректно визначити рівень аналізу вибраного предмету дослідження та враховувати вплив на результат суміжних рівнів організації екосистеми.

Для пізнання біотичного різноманіття і закономірностей історичного розвитку певних екосистем, зміни структури угруповань, перетворення їх на інші біоценози актуальними є дослідження консортивних зв'язків як специфічних екологічних явищ [240]. Вирішення цих питань наразі перебуває на початковому етапі [8, 18, 21, 24, 228, 241, 276–278]. Особливо розвинені і поширені у лісових екосистемах зв'язки деревних рослин з ксилемікобіонтами, зокрема афілофороїдними грибами (додатки Д, Е). Уваги заслуговують аспекти формування і розвитку їх консорційних взаємозв'язків «дерева – ксилотрофи»

[8, 18, 21, 24, 36, 103, 166, 167, 200, 201, 216, 228, 234, 241, 276–278]. Ксилотрофні гриби є найважливішою функціональною ланкою лісових екосистем як активні організми-деструктори рослинної органіки, руйнівники лігніну та целюлози. Вони визначально впливають на інтенсивність колообігу речовин і хімічних елементів у лісах і пройшли з ними тривалу коеволюцію [108, 266, 279, 281, 292]. З іншого боку, ксилотрофні базидіоміцети, зокрема паразитичні агарикоїдні та афілофороїдні гриби є збудниками корневих і стовбурних гнилей, погіршують санітарний стан лісу [65, 168, 252] (додаток Ж).

Як відомо, абіотичні екологічні чинники суттєво впливають на видову, таксономічну, трофічну, просторову та екологічну структури ксилотрофних грибів [18, 21, 24, 138, 225]. Цей гетеротрофний еволюційний механізм кількісно і якісно поєднує різні процеси послаблення дерев, ураження деревостанів, накопичення деревного відпаду і швидкість його розкладання грибами в цілісний збалансований процес, який відображає відповідні структурні та динамічні характеристики лісової екосистеми [8, 18, 21, 24, 226–228, 274–278]. Ця тісна взаємозалежність дерев і ксилотрофів спонукає до активізації синекологічного дослідження питань індикації антропогенної трансформації лісових біотопів за ксилотрофним компонентом. Одержані знання сприятимуть удосконаленню системи методів діагностики трансформації лісів з урахуванням порушення лісового середовища та особливостей розподілу негативного впливу у лісовій екосистемі.

1.3. Використання ксилотрофних грибів у біоіндикації стану лісів

З'ясувалося, що ці питання досліджують на наших теренах з початку ХХ століття. У 1915 році флору гіменоміцетів окраїн Києва описав Л.А. Яворський [263]. Починаючи з 20-х років, в Україні стали досліджувати різноманіття дереворуйнівних грибів у контексті оцінки стану лісових екосистем у різних регіонах та типах лісу різного функціонального призначення [55–57, 61, 219, 222, 235, 239]. На цей час у нашій країні добре розвинена мікобіотична фітопатологія лісу, висвітлена у працях М.Я. Зерової [92–94], З.Г. Лавітської [129], Є.В. Ісаєвої [104], С.Ф. Морочковського [164,

165], А.Ф. Гойчука та ін. [61], І.М. Солдатової [220]. Менше освітлені питання коадаптації деревних рослин та ксилотрофних грибів [18, 21–24, 144, 164, 165, 219, 220, 222, 288]. Ще менше – аспекти ксилемікоіндикації антропогенного порушення лісів різного цільового призначення [137, 138, 144, 194, 288, 293].

Російські дослідники вплив грибів на здоров'я лісу стали враховувати з 30–40-х років ХХ століття [35, 265]. У подальшому дослідниками доволі детально було вивчено видову, трофічну та формаційну структури мікобіоти [28, 31, 166–169, 214], систематику та флористику афілофороїдних грибів [8, 23, 30, 35, 99, 114, 166, 169, 183, 214, 219, 225–227, 259]. Фізіологічний вплив ксилотрофних грибів на деревні рослини викладено у працях Н.Т. Степанової та В.А. Мухіна [225], В.М. Шмідта [258]. В останні три десятиліття дослідників цікавили анатомічні, морфологічні та функціональні показники структури лісового мікокомплексу у контексті еволюційного розвитку лісових екосистем [28, 31, 166, 169, 227, 228], а також питання коеволюції дереворуйнівних грибів і лісових екосистем [28, 108, 169, 214, 219]. В екологічних дослідженнях все частіше стали розглядати питання системи коадаптації деревних рослин та ксилотрофних грибів [34, 167, 214, 225–227]. Уже накопичений певний досвід щодо використання ксилотрофів для оцінки антропогенного впливу на лісові екосистеми [30, 38, 105, 167, 259].

В інших країнах увага дослідників зосереджена на питаннях систематики ксилотрофних грибів [269–273, 286, 288, 289, 294], їх різноманітті [271, 284], фізіологічного впливу ксилотрофів на дерева [279, 305], особливостях їхнього розвитку і поширення у різних регіонах світу залежно від характеристики лісів і управління ними [295, 296, 303, 304, 306, 307]. Лише поодинокі праці частково висвітлюють здатність ксилотрофних грибів бути індикаторами певних змін лісу [292, 297, 298]. Загалом мікоіндикація порушення лісових екосистем наразі розвинена у напрямках: врахування чутливості ксилотрофних грибів до змін середовища [204, 225, 292, 297, 298, 305]; використання ксилотрофів для оцінки антропогенного впливу на лісові екосистеми [8, 18, 21, 24, 30, 38, 183, 194, 214, 275–277, 287]; використання системи коадаптації деревних рослин та

ксилотрофів для оцінки впливу людини на ліси [18, 21, 24, 28, 29, 275–277, 292, 296].

Аналіз літератури показав, що дослідниками уже визначено перелік показників деревостану та мікокомплексу, які певною мірою віддзеркалюють структурно-функціональну організацію системи коадаптації дерев і ксилотрофів. До уваги беруть співвідношення в лісовому мікокомплексі різноманітних груп базальних та маргінальних видів дереворуйнівних грибів, які за відповідними екологічними індексами характеризують стан і процеси розвитку деревостану. За різноманіттям, чисельністю і частотою трапляння у лісі ксилотрофних видів, показниками їхньої структури дослідники визначають мікологічні індекси характеристики деревостану. Зокрема, видовий склад дереворуйнівних грибів певною мірою характеризує стан лісової екосистеми, рівень її стійкості у конкретних умовах місцезростання. І, навпаки, основні лісівничо-таксаційні показники деревостану (вік, породний склад, середні висота і діаметр, індекс зімкнутості крон, бонітет, запас деревини, тощо) дають змогу оцінити параметри деревних рослин на різних вікових стадіях розвитку, що сприяють поширенню та розвитку дереворуйнівних грибів [8, 18, 21, 24, 28–30, 38, 183, 194, 204, 214, 275–277, 287, 292, 296–298, 305].

Встановлено, що спричинене негативними чинниками всихання деревостану зазвичай супроводжується розвитком транскортикальних маргіналів, які вносять певний вклад в інтегральний ефект руйнації або зміни лісової екосистеми. Тому еволюційно сформовану структуру ксилотрофів у певних типах лісу доцільно визначати в непошкоджених лісових екосистемах, де дерева всихають за природних причин.

Отже, зазначені питання потребують детальнішого аналізу.

1.4. Методичні особливості дослідження стану, розвитку і поширення афілофороїдних грибів як характеристики стану лісових екосистем

Загальновідомо, що афілофороїдні гриби, крім умов середовища, по-різному залежать від категорії, характеристики субстрату: виду і стану рослини, розміру та стану її органів (додаток Ж). Це спричинило поділ мікологами

ксилотрофів на три групи. Евритрофи 1 порядку розвиваються як на листяних, так і на хвойних породах дерев. Евритрофи 2 порядку розвиваються або на листяних породах, або на хвойних. Лише стенотрофи розвиваються на певному виді дерева. Тобто трофічна ніша ксилотрофів визначається характеристикою субстратів (насамперед – роду рослин) та екологічними умовами, що впливають на формування субстратів та розвиток і поширення грибів – екотопом або типом лісорослинних умов [28, 31, 102, 157, 179].

Зважаючи на тісну взаємозалежність дерев і ксилотрофів, закономірно очікувати, що система їх коадаптації і взаємовплив мають істотно залежати від типу лісу, що вбирає в собі єдність екотопу і лісової біоти, а також від потічного стану і структурно-функціональної організації певної лісової екосистеми. Останні характеристики є, зазвичай, результатом цільового призначення певних лісових об'єктів (додаток В), а також впливу на них комплексу природних та антропогенних чинників. Адже відомо, що один і той же тип лісу трансформується по-різному у різних природних умовах, якщо на їх фон накладаються різні за характеристиками антропогенні чинники [25, 130, 133, 144, 158, 163, 172, 179, 181, 195, 221, 237]. Тому, на наш погляд, під час мікодіагностики змін лісових біотопів важливо враховувати зазначені відмінності досліджуваних об'єктів лісу, а також дані інших авторів щодо цих особливостей. Зокрема, мікорізноманіття лісів зелених зон міст України певною мірою досліджено Л.А. Яворським [263], З.К. Гіжицькою [55–57], О.І. Блінковою та ін. [18, 21], В.В. Лавровим та ін. [132–135, 155], фітопатологічний вплив на них мікобіоти – М.Я. Зеровою [92–94], О.І. Блінковою та ін. [276–278]. Є певні напрацювання щодо видового складу мікокомплексу у природних та штучних лісах різного функціонального призначення і структури у різних природних зонах України: в масивних експлуатаційних лісах і полезахисних лісонасадженнях Степу [104, 220, 239] та Лісостепу України [129, 164, 165, 235], в Криму [105], в букових лісах Закарпаття [219], у лісах природно-заповідного фонду Київського Полісся та Київської височинної області [18, 21, 222]. Дані щодо мікобіоти України

синтезовано у праці [288]. Є дані, що видова, трофічна і систематична структури ксилотрофів, їх поширення та функціонування можуть змінюватися залежно від змін структури лісового деревостану, ступеня його антропогенного пошкодження, структури та величина деревного відпаду, лісового опаду [18, 21, 24, 276–278]. Характеристика афілофороїдних грибів певною мірою залежить від типу лісу.

Зазвичай дослідники аналізують ксилотрофи за різноманітними показниками структури і розвитку їхніх угруповань [8, 28, 31, 166, 169, 214, 227, 228]. Проте, досі недостатньо досліджені процеси формування і розвитку системи коадаптації деревних рослин та ксилотрофних грибів. Певною мірою це зумовлено тим, що біоценози лісових екосистем формуються впродовж тривалого часу і тому є складними за структурою, доволі цілісними угрупованнями різних таксономічних груп тварин, рослин, грибів, які взаємно пристосовані одна до одної. Їхня єдність підтримується численними і різними за змістом контактними, трансабіотичними, трансбіотичними зв'язками та залежностями, які проявляються у конкуренції за ресурси життя, в алелопатії, симбіозі, а також у різного роду консортивних зв'язках [108, 144, 200]. Від кількості і тісноти цих зв'язків істотно залежить біотичне різноманіття, складність структури і біологічна стійкість екосистем [62, 64, 110, 144, 218].

Дослідження зазначених вище проблем вирізняються, з одного боку, методичними підходами та глибиною опрацювання лише певних структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми або, з іншого боку, стосуються здебільшого систематики та флористики грибів (див. п.п. 1.2, 1.3). Це може призводити до отримання неповної інформації про зміни ксило-мікокомплексу та системи його коадаптації з деревними рослинами, особливо в умовах впливу комплексу чинників різного походження, інтенсивності, небезпеки, тощо [18, 21, 24, 131, 132, 142, 144, 146].

Незважаючи на накопичений науковцями певний досвід щодо використання взаємозв'язків ксилотрофних грибів та деревних рослин в якості індикаторів стану лісів досі залишаються недостатньо дослідженими особливості поширення дереворуйнівних грибів у різних природних зонах

України за антропогенного впливу [21, 61, 131, 132] (додаток Ж). Дослідження питань щодо врахування трансформації консортивних зв'язків «дерева – ксилотрофи» у поглибленні знань про антропогенні зміни стану, продуктивності і розвитку лісових екосистем, виконання ними цільових функцій наразі знаходяться на початковому етапі [18, 24, 61, 131, 132, 276–278]. Виконання зазначених завдань особливо актуальне у лісах зелених зон навколо великих міст, які займають майже 15% площі лісового фонду України і зазнають істотного впливу комплексу чинників рекреації (див. п. 1.1). Це спричиняє прискорення всихання едіфікаторів, зміну породного складу, структури та форми деревостанів, консортивних зв'язків та їх функціональних властивостей, порушує цілісність лісових масивів [18, 19, 21, 22, 24, 49, 50, 75, 81, 131–134]. Серед лісоутворювальних порід особливої уваги заслуговує *Quercus robur* L., деревостани якого займають 27,5% від площі лісів України (<http://dklg.kmu.gov.ua>), а також види-супутники *Q. robur* у певних типах лісу.

Під час мікоіндикації антропогенних порушень лісів варто враховувати особливості лісових культур, часта яких в Україні сягає половини лісів. У культурфітоценозах умови природного лісу значно змінені. Це істотно обмежує поширеність факультативних видів ксилотрофів, які мають високий ступінь патогенності та приймають значну участь у формуванні більш стійких лісових угруповань [204]. У зв'язку з цим, закономірності системи коадаптації ксилотрофи-дерева, слід виявляти в природних непорушених лісах. Ці знання можуть стати основою для виявлення механізмів антропогенних змін консортивних зв'язків ксилотрофів з деревними видами внаслідок порушення структури лісової екосистеми та її середовища. Врахування ж ксилотрофного компонента в діагностиці трансформацій лісових екосистем, вірогідно, сприятиме удосконаленню цих методів аналізу їхньої динаміки.

ВИСНОВКИ

1. Серед природних екосистем суходолу особливе місце відведено лісам завдяки їх екологічній ролі на локальному, регіональному і глобальному рівнях. В Україні, порівняно з економічним значенням, пріоритет надано екологічній

цінності лісів. В урбанізованих і промислово розвинених районах ліси зазнають комплексного антропогенного навантаження багатьох чинників різного походження, серед яких значну частку має рекреаційний вплив.

2. Методика діагностики антропогенного порушення структурно-функціональної організації лісових екосистем потребує удосконалення в умовах впливу комплексу чинників різного походження, природи, з відмінними режимами і механізмами дії. Наявність адитивних, сумативних та синергічних ефектів пошкодження лісів ускладнює з'ясування частки впливу певного чинника в інтегральному ефекті та унеможлиблює належне екологічне регулювання відповідних видів діяльності людини, оптимізації стратегії розвитку міст, промисловості, структурної організації ландшафтів, тощо.

3. Серед арсеналу методів дослідження змін структури і стану біоти в антропогенно трансформованих лісах перспективними є синекологічні підходи, у т.ч. на рівні еволюційно сформованих консортивних зв'язків «певна деревна порода – ксилотрофні гриби». Ксило-мікокомплекс формується і розвивається разом з деревними рослинами, має відповідну морфологічну, екологічну та функціональну структуру, є чутливим до змін компонентом лісової екосистеми.

4. Мікоіндикація порушення лісових екосистем наразі розвинена у напрямках: врахування чутливості ксилотрофних грибів до змін середовища; частково – для використання ксилотрофів і системи коадаптації їх з деревними рослинами в оцінці антропогенного впливу на лісові екосистеми. Потребують уточнення зміни у видовому складі та поширенні дереворуйнівних грибів у лісових екосистемах зелених зон міст, що зазнають різних видів негативного впливу людини. Дотримуючись засад лісознавства та екології, для встановлення закономірностей та ступеня змін ксило-мікокомплексу у цих лісах потрібно синекологічно поєднувати мікологічні та лісознавчі підходи.

5. Робоча гіпотеза дослідження полягає у тому, що структура, поширення у лісовій екосистемі та активізація ксилотрофних грибів мають залежати від ступеня антропогенного порушення лісового середовища і погіршення санітарного стану певних деревних порід, що може сприяти удосконаленню

методики діагностики антропогенного впливу на ліси. Це зумовлено коеволюційно сформованою єдністю ксило-мікокомплексу з деревними рослинами, забезпечену взаємозв'язками на різних ієрархічних рівнях організації екосистеми. Слід очікувати, що порушення таксономічної структури деревостанів (породного складу, зімкнутості деревного намету, структури відпаду, тощо) буде зумовлювати зміну поширення і видового складу грибів-ксилотрофів, рівні ураження ними дерев, швидкість їх подальшого відмирання (або відновлення), деградації чи відновлення лісової екосистеми. Зазначені характеристики можуть залежати від функціональної категорії або цільового призначення лісів (захисні, рекреаційно-оздоровчі, природоохоронні чи експлуатаційні ліси), що впливає на їх просторове розміщення, формування й розвиток, антропогенне навантаження на них, а також від типу лісу в межах зазначених категорій. З іншого боку, відмінність у наведених характеристиках визначає структуру, у т.ч. ксиломікологічну, і продуктивність лісових екосистем, у т.ч. деревостанів, а також їх біологічну стійкість до негативних біотичних, абіотичних та антропогенних чинників.

6. Напрями та механізми змін зв'язків «ксилотрофи – деревні породи» необхідно досліджувати в межах лісотипологічних таксонів з урахування характеристики впливу негативних чинників: їх видом, режимом, інтенсивністю, та адресністю. Порівняльна оцінка відмінностей формування консорційних структур фітоценозів і мікоценозів у різних природних зонах, типах лісу в умовах певних видів і рівнів антропогенних навантажень може сприяти виявленню додаткової інформації щодо механізмів, просторових і часових, кількісних та якісних характеристик антропогенних змін досліджуваних лісів.

Результати аналізу викладено у наукових працях здобувача.

1. Лавров В.В., Стадник А.П., Житовоз А.В., Сагдеева Т.Ю., Поліщук З.В. Лісові насадження зеленої зони м. Біла Церква за впливу промислового добування граніту. *Агроекологічний журнал*. 2015. № 3. С. 25–32.

2. Лавров В.В., Житовоз А.В., Поліщук З.В. Зміна дуба його супутниками у зеленій зоні м. Біла Церква під впливом поверхневої розробки корисних копалин і

рекреації. *Науковий вісник НЛТУ України*: зб. наук. праць. Львів: РВВ НЛТУ України. 2015. Вип. 25.6. С. 16–24.

3. 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. 163–174 (видання наукометричної бази WoS).

4. Поліщук З.В. Поширення та структура дереворуйнівних грибів у рекреагенно трансформованих судібровах Київського Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(6). С. 42–46.

5. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., Поліщук З.В. Зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у рекреаційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані. *Екологія та ноосферологія*. 2017. Т. 28, № 3–4. С. 5–20.

6. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., Поліщук З.В. 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.

7. Поліщук З.В. Методичні особливості та перспективність мікоіндикації антропогенної трансформації лісових біотопів за ксилотрофним компонентом. *Наукові пошуки молоді у III тисячолітті. «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»*: Державна наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, Біла Церква, 19 листопада 2015 р. Біла Церква, 2015. С. 3–4.

РОЗДІЛ 2. УМОВИ, МЕТОДИКА ТА ОБ'ЄКТИ ДОСЛІДЖЕННЯ

2.1. Природно-кліматичні умови та рослинність районів дослідження

Дослідження проведено у Правобережному Лісостепу і Поліссі України. За особливостями поєднання ландшафтів Українське Полісся фахівці поділяють на такі фізико-географічні області: Волинське Полісся, Житомирське Полісся, Київське Полісся, Чернігівське Полісся, Новгород-Сіверське Полісся [236]. Увагу було зосереджено на Київському Поліссі у межах зеленої зони м. Київ, що зазнає істотного антропогенного впливу. У Правобережному Лісостепу досліджували зелені зони м. Біла Церква (Київська обл.) та м. Умань (Черкаська обл.). За фізико-географічним районуванням [153, 236] – це Центрально-Придніпровська височинна область (III) Подільсько-Придніпровського лісостепового краю лісостепової зони помірного поясу південно-західної частини Східноєвропейської рівнини.

Київська область. За лісорослинним районуванням та ґрунтово-кліматичними умовами Київська область знаходиться в межах двох природних зон – Полісся і Лісостепу, межа між якими проходить за умовною лінією північніше Фастова – Києва – Ніжина. Лісостеп займає південну і південно-східну частини області, де ліси чередуються зі степовими просторами. Лісові масиви в основному розміщені в річкових долинах та підвищених вододілах. Західна межа Київського Полісся проходить по виходах на денну поверхню докембрійських кристалічних порід, характерних для Житомирського Полісся. Її проводять на схід від населених пунктів Народичі, Малин, Радомишль, Холодків. Східна межа проходить по лівому березі Дніпра [54].

Геологічна будова Київської області різноманітна. Південна та південно-західна частини області знаходяться на Українському кристалічному щиті (Київське плато), складеному дислокованими кристалічними породами докембрію, які залягають на невеликій глибині, або виходять на денну поверхню, відшаровуючись переважно на схилах долини річок і балок. Межа Київського плато на півночі співпадає з межею лісостепової зони, зі сходу

обмезоване р. Дніпро, на півдні та південному заході – р. Рось. Найдавніші архейські граніти виходять на поверхню на півдні області (р-н міста Біла Церква). У геологічній будові території беруть участь юрські, крейдові, палеогенові, неогенові та антропогенові відклади [197, 236].

Поверхня області – це горбиста рівнина із загальним нахилом до долини Дніпра. За характером рельєфу ділиться на три орографічні області. Правобережна частина території має загальний похил на північний схід і схід [170]. У будові поверхні Київського Полісся велике значення мають антропогенні відклади потужністю 15–20 м. Ландшафтна мозаїчність зумовлена різноманітням складу антропогенних відкладів, рельєфу і ґрунтового покриву. Переважають ландшафти водно-льодовикових та алювіально-водно-льодовикових рівнин з дерново-слабопідзолистими ґрунтами, боровими та суборовими лісами, болотними комплексами. Підвищені лесові ерозійно-денудаційні рівнини, що зустрічаються невеликими ділянками майже по всій території Київського Полісся, порізані ярами і вкриті світло-сірими еродованими ґрунтами. У ландшафтній структурі велику роль відіграють заплавні лучно-болотні рівнини [197, 236].

Клімат Київської області помірно континентальний, м'який. На півночі він порівняно вологіший з кількістю опадів на рік від 600 до 650 мм. У південній частині області опадів менше – від 450 до 500 мм на рік. Середня температура січня -6°C , липня $+19,5^{\circ}\text{C}$. Тривалість вегетаційного періоду 198–204 дні. Сума активних температур поступово збільшується з Півночі на Південь від 2480 до 2700 $^{\circ}\text{C}$ [171, 236].

За рік земна поверхня області одержує близько 100 ккал/см² сонячного тепла, четверта частина якого втрачається внаслідок відбиття. Узимку, коли поверхня вкривається снігом, альbedo становить 75% і більше, навесні, під час танення снігу і зволоження ґрунту, знижується до 40–45%, а влітку, в період вегетації сільськогосподарських культур, становить 20–25%. Радіаційний баланс на території Київщини в середньому за рік майже не перевищує 40

ккал/см². Внаслідок достатнього зволоження ґрунту понад 60% сонячного тепла витрачається в процесі випаровування із земної поверхні [197, 236].

Погодні процеси на Київщині упродовж року формуються й під впливом циклонів та антициклонів. Панують циклони атлантичного походження, що надходять із заходу або північного заходу. Територія області характеризується різноманітністю видів діяльних поверхонь: лісові масиви, болота та їх осушені ділянки, сільськогосподарські угіддя, значні водні простори, а також численні населені пункти. Це створює сприятливі умови для формування місцевих особливостей клімату, які виявляються в контрастах освітлення і радіаційного режиму, температури і вологості повітря, швидкості вітру тощо. Узимку вплив земної поверхні на погодні умови спричиняє охолодження приземного повітря, улітку поверхня інтенсивно прогрівається, що зумовлює значне прогрівання приземного повітря і підвищення його температури [197, 236].

Зима на Київщині тривала, але порівняно тепла. Багаторічна січнева температура повітря для Києва становить -6 °С, максимуми -34 – -36 °С. Характерні відлиги, коли температура повітря іноді підвищується до +10 °С, а сніговий покрив зникає. Узимку в області випадає від 70 до 90 мм опадів, висота снігового покриву становить у середньому 25–30 см, на півдні області – 15–20 см. Він утримується 90–100 діб, якщо рік без відлиг. Весна на південь області приходить на кілька днів раніше, у стислі строки, на північ дещо повільніше – впливає лісистість території. У березні-квітні погода нестійка, із значними перепадами температури повітря. На початку квітня морози можуть сягати -10 – -12 °С, наприкінці – температура стає +25 – +28 °С. За весну на півночі області випадає 120–130 мм, на півдні 100–110 мм. В окремі посушливі роки на півдні бувають пилові бурі [197, 236].

Літо тепле і вологе, починається з кінця (іноді з середини) травня і закінчується на початку – у середині вересня, коли температура повітря падає нижче +15 °С. Середньомісячна температура повітря всіх літніх місяців перевищує +18 °С; випадає 200–250 мм опадів [236].

Специфічними є особливості теплового і вітрового режиму в лісових масивах. Їх тепловий режим залежить від породного складу деревостану, що, у свою чергу, визначає режим сонячної радіації. Улітку крізь крону дерев листяного лісу її проникає близько 10%. Унаслідок цього температура повітря в листяному лісі вдень на 2–3 °С нижча, ніж на відкритих ділянках. Уночі на відкритих ділянках повітря охолоджується інтенсивніше, через те в лісі температура повітря на 1–2 °С вища. Узимку нічне охолодження повітря домінує над його денним прогріванням, і тепловий режим лісових ділянок характеризується нижчими температурами, ніж відкритих територій. У соснових лісах, які природно менш зімкнуті, ніж листяні, сонячна радіація вільно проходить крізь крони і добре прогріває як лісове повітря, так і земну поверхню. Лісові масиви різко знижують швидкість вітру. Якщо на відкритих ділянках вона становить 4–5 м/с, то в лісовому масиві вже на відстані 50 м – 1,5–2 м/с, а ще через 100 м зовсім спадає [197, 236].

Детальніше, подекадно розглянемо структуру метеорологічних показників вегетаційного періоду у Білоцерківському районі Київської області у період досліджень (2015–2017 рр.) порівняно з середніми багаторічними даними (табл. 2.1). Аналіз динаміки свідчить про істотне зростання посушливості погодних умов (відносної вологості повітря) та нерівномірності випадання атмосферних опадів. Температурні показники мали менші відхилення від норми. Так, у 2015 р. температура повітря поточного року у 1-й декаді квітня на 44% була нижчою середньої багаторічної, проте, у 3-й декаді, навпаки, вона збільшилася на 25%. У травні вона у 3-й декаді збільшилася на 29%. У червні проявилася протилежна тенденція – перевищення температури повітря поточного року зменшувалось з 1-ї до 3-ї декади від 20 до 6%. У липні перевищення цих значень показника було лише у 1-й до 3-й декадах – відповідно на 19 та 17%. Подібна ситуація була і у серпні – весь місяць температура повітря перевищувала середню багаторічну на 8–12–22%. В цілому середньомісячна температура повітря впродовж вегетації (IV–X місяці) була вищою від середньомісячної багаторічної від 0,9 °С в квітні до 4,1 °С у вересні.

Таблиця 2.1

Метеорологічні умови 2015-2017 рр. Білоцерківського району Київської області (дані метеостанції м. Біла Церква)

Показники	Квітень			Травень			Червень			Липень			Серпень		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
2015 р.															
Температура повітря, С ⁰															
а) поточного року	5,2	9,8	13,0	13,4	15,0	20,2	20,6	19,8	18,4	21,8	19,1	22,0	21,7	19,7	20,4
б) середня багаторічна	9,2	10,0	10,4	13,1	15,2	15,7	17,1	17,1	17,3	18,3	19,1	18,8	19,4	18,3	16,7
Відносна вологість повітря, %															
а) поточного року	62	59	55	66	57	58	55	60	64	63	63	67	59	63	53
б) середня багаторічна		63			67			74			76			68	
Сума опадів, мм															
а) поточного року	1,2	10	3	28	9,1	0,4	7	17	8,3	0,7	22	50	0,8	1,6	0
б) середня багаторічна	27	4	10	16	14	24	24	32	29	41	25	31	22	26	20
2016 р.															
Температура повітря, С ⁰															
а) поточного року	11,9	13,1	10,9	14,0	12,8	17,5	16,0	19,3	24,2	19,5	22,6	21,5	21,6	17,5	21,0
б) середня багаторічна		8,4			14,9			17,8			19,0			18,4	
Сума опадів, мм															
а) поточного року	0	55,6	3,8	24,7	61,8	8,7	13,2	14,2	10,3	7,0	0,5	17,0	4,2	11,3	6,5
б) середня багаторічна		47,0			46,0			73,0			85,0			60,0	
2017 р.															
Температура повітря, С ⁰ а)															
поточного року	12,7	13,8	10,8	13,5	12,8	17,4	16,1	19,8	24,3	20,3	24,0	22,3	22,7	18,9	21,5
б) середня багаторічна	9,2	10,0	10,4	13,1	15,2	15,7	17,1	17,1	17,3	18,3	19,1	18,8	19,4	18,3	16,7
Відносна вологість повітря, %															
а) поточного року	57	68	59	66	82	74	64	76	72	66	58	68	61	73	66
б) середня багаторічна		63			56			74			76			68	
Сума опадів, мм															
а) поточного року	3,0	57	6,5	26	66	16	3,8	44	20	2,1	2,0	15	0,7	28	7,8
б) середня багаторічна	27	4	10	16	14	24	24	32	29	41	25	31	22	26	20

Діапазон відхилення температури від норми становив 84,6–129,7 %.

Відносна вологість повітря у квітні і травні 2015 р. лише в 1-й декаді була близько до середньої багаторічної. Проте, у 2-й і 3-й декадах вона була нижчою відповідно на 4 та 8%. Посуха найбільшою була у червні – подекадно вологість знизилась – на 26, 23 та 15%. Вона трохи зменшилась у липні (до 12–17%) і серпні (до 7–22%) (див. табл. 2.1). Зростання посушливості клімату ще більше проявилось за показником «сума опадів». Насамперед варто відмітити значне зростання нерівномірності її значень за декадами. Так, у 1-й декаді квітня 2015 р. сума опадів була в 22,5 разів нижчою, у 2-й декаді вона в 2,5 разів перевищила середню багаторічну, а в 3-й знову різко в 3,3, рази знизилася. У 1-й декаді травня знову зросла сума опадів в 1,8 рази, у 2-й, навпаки, знизилася в 1,5 рази, а в 3-й декаді знову зріс дефіцит опадів аж в 60 разів. У червні брак суми опадів зберігався на рівні 1,9–3,5 рази. У липні коливання значення показника знову стало різко меншим подекадно: в 1-й – в 59 разів; 2-й – в 1,1 рази; проте в 3-й, навпаки, зросло в 1,6 рази. У кінці серпня цей розрив порівняно з нормою ще збільшився: 1 декада – у 27,5 рази менше опадів, 2-а – в 16,3, а 3-я – в 20 разів менше. Тобто метеорологічні умови 2015 р. року характеризувалися дефіцитом опадів, особливо в період вегетації. За вегетаційний період випало на 52% менше опадів від норми (179,7 проти 379,0 мм), а всього за рік – на 63,0% менше опадів (354,4 проти 562,0 мм). Діапазон відхилення суми опадів від середньої багаторічної у бік їх зменшення в період вегетації становив 7,0–70,0%, а в бік перевищення (IX, X місяці) – відповідно 104,5 та 122,0% (див. табл. 2.1).

Середньомісячна температури повітря у 2016 р. з квітня по серпень становила: 11,9; 14,8; 19,8; 21,2 та 20,0 °С. Крім травня, який лише на 0,1 °С був прохолодніший, в усі місяці температура була вищою від норми відповідно на +3,5; +2,0; +2,2; +1,6 °С, тобто на 141,6; 111,2; 111,6; 108,7%. Середньомісячна температура повітря впродовж вегетації була значно вищою середньомісячної багаторічної у діапазоні від +3,5 °С у квітні до +1,6 °С у серпні і лише в травні показник був на рівні норми (див. табл. 2.1).

В цілому метеорологічні умови у 2016 р. характеризувалися достатньою кількістю опадів в осінньо-зимовий період (листопад – березень), а також у квітні 126,4% і травні 206,9% від середньої багаторічної. У літні і осінні місяці спостерігався дефіцит опадів. За вегетаційний період загалом випало опадів на 70,3% менше від середньої багаторічної (243,4 проти 379,0 мм), а всього за рік – на 92,0% менше опадів (517,1 проти 562,0 мм). Діапазон відхилення суми опадів від норми у бік їх зменшення в період вегетації становив 28,8–51,6%, а в бік перевищення (IV, V місяці) – відповідно 126,4 та 206,9% (див. табл. 2.1).

У 2017 р. теж було недостатньо опадів як у вегетаційний, так і в осінньо-зимовий період. За вегетаційний період загалом випало опадів на 68,1% менше від норми (258,0 проти 379,0 мм), а всього за рік – на 75,2% менше опадів (422,6 проти 562,0 мм). Діапазон дефіциту суми опадів відповідно до норми в період вегетації становив 27,0–97,8%. Лише в жовтні їх перевищення склало 215,7%. Середньомісячна температура повітря впродовж вегетації була значно вищою від середньомісячної багаторічної у діапазоні від +3,5 °C у серпні до +1,9 °C у квітні і лише в травні показник був на рівні норми. Діапазон відхилення температури від норми становив 100,0–129,6 % (див. табл. 2.1).

Отже, клімат Київської області сприятливий для вирощування цінних порід дерев: сосни, дуба, ясеня, клена, берези, липи і інших деревних та чагарникових порід. Проте, у деякі роки на півдні області рослини іноді потерпають від нестачі вологи. Зокрема, за період 2015–2017 рр. у Білоцерківському районі спостерігався брак атмосферних опадів як у вегетаційний, так і в осінньо-зимовий період. За вегетаційний період випало опадів за цими роками відповідно на 52, 70 та 68 %, а всього за рік – на 63, 92 та 75 % менше від норми. Дефіцит суми опадів відповідно до норми зростав з 2015 р. до 2017 р. від 7,0–70,0% до 27,0–97,8%. Діапазон відхилення від норми температури повітря у ці роки коливався в межах 84,6–141,6 %. Найтепліше було в 2016 р. – на 108,7–141,6 % вище норми.

Гідрографічна мережа на території області розвинута – протікає три великі ріки (Дніпро, Прип'ять, Десна; в межах області 377 км), вісім середніх річок

(Уж, Тетерів, Рось, Ірпінь, Трубіж, Супій, Гірський Тікич, Гнилий Тікич; 833 км) та 177 річок довжиною більше 10 км, а також 1511 малих річок (загальною довжиною 7535 км). Річки області належать, переважно, до басейну Дніпра. Найгустіша річкова сітка в басейні Росі ($0,3\text{--}0,5\text{ км/км}^2$). Природний режим річок значною мірою змінений внаслідок їх зарегульованості, створенню великої кількості штучних водойм. В області створено 58 водосховищ (без врахування дніпровських) з повним і корисним об'ємом відповідно 185,7 і 161,7 млн м^3 води. Найбільшими є Київське та Канівське водосховища, більша частина площі яких розташована в межах території Київщини. В області побудовано також 2389 ставків з об'ємом 259,1 млн м^3 . Довжина берегової лінії річок і водойм в межах області складає 17,8 тис. км [197].

Територія має різноманітний ґрунтовий покрив. Для північної частини області характерні дерново-підзолисті, в долинах річок – дерново-глейові, лучні та болотні ґрунти. У лісостеповій частині Київщини поширені сірі лісові ґрунти, які сформувались під широколистими лісами, і чорноземи, сформовані під лучними степами [197]. У районах Правобережного Лісостепу (Київське плато) давні відклади майже повсюдно перекриті лесовими породами, середня потужність яких 2–4 м на вододілах, 6–10 м і більше на схилах і в западинах. Тут переважають ландшафти височенного підкласу різного ступеня розчленування, з лучно-степовими та широколистяно-лісовими рослинними угрупованнями, з сірими та темно-сірими ґрунтами, чорноземами глибокими малогумусними та чорноземами опідзоленими. На схилах балок та річкових долин поширені змиті різновиди ґрунтів. Особливості геологічної будови, зокрема, наявність лесових порід, що легко піддаються розмиванню, значні відносні висоти поверхні над місцевими базисами ерозії, кліматичні та гідрогеологічні умови сприяють розвитку ерозійних і зсувних процесів. Найбільш інтенсивним ерозійним розчленуванням характеризуються досить широка придніпровська смуга у межах Обухівського, Кагарлицького, Миронівського районів, у зв'язку з чим ця частина Київщини є одним з ерозійно небезпечних районів України. Внаслідок

аварії на Чорнобильській АЕС значна частина ґрунтового покриву області зазнала забруднення радіонуклідами [171, 197].

Рослинність Київської області поєднує характерні риси поліського та лісостепового типів рослинного покриву. Крім того, у річкових долинах розвинена інтрозональна рослинність. Лучно-степові угруповання приурочені переважно до крутих схилів балкових систем та ярів, трапляються у верхніх частинах на еродованих схилах стрімких берегів річок, на горбах, курганах, узліссях, галявинах. Лучні угруповання представлені справжніми, остепненими та болотними луками. Зустрічаються псамофітні угруповання, невеликі ділянки боліт, водна та прибережно-водна рослинність річок і озер [171, 197].

На території області зростає 65 видів рослин та грибів (59% від загальної чисельності видів України), що охороняються законодавством. У зв'язку із значним ступенем антропогенної трансформованості території до Червоної книги України включено 129 видів рослин та грибів, два із них – занесені до додатків Конвенції про охорону дикої флори і фауни і природних середовищ існування в Європі, а 30 – до додатків Конвенції про міжнародну торгівлю видами дикої фауни і флори, що перебувають під загрозою зникнення (CITES) [78]. Особливій охороні підлягають: 242 види вищих судинних рослин, мохоподібних – 24, водоростей – 32, лишайників – 36, грибів – 65 видів. Уже зник червонокнижний вид *Meesia longiseta* Hedw. До Зеленої книги України занесене 21 рослинне угруповання [77]. Структура рослинного покриву Київського плато зазнає антропогенного впливу, відбувається синантропізації флори, збагаченні її адвентивними видами [78].

У результаті господарської діяльності природна лісова рослинність значно скоротилась, уступаючи місце сільськогосподарським угіддям. Ступінь розораності території перевищує 60%. Лісові біоценози території області поширені вкрай нерівномірно. Значно залісеною є центральна частина області (до 23%), в якій збереглися великі за площею лісові масиви. На перших надзаплавних піщаних терасах Дніпра та деяких його приток (Рось, Тясмин, Сула) розвинені двоярусні сосново-дубові деревостани, а на найвищих

елементах рельєфу – соснові ліси, зрідка невеличкими масивами трапляються грабово-дубово-соснові ліси. Загальна площа лісів Київщини становить близько 649 тис. га. Для північної частини області характерні масиви переважно хвойних, а також мішаних лісів. Південна частина значною мірою розорана, на ділянках, які не зазнали сильного антропогенного впливу, переважають широколистяні ліси [171].

Черкаська область розташована на Східноєвропейській рівнині, у басейні середньої течії Дніпра. Досліджуваний об'єкт (зелена зона м. Умань) розташований в Умансько-Маньківському ландшафтному районі, якому характерний широко хвилястий долинно-балковий тип рельєфу. За лісорослинним районуванням територія Черкащина віднесена до Дністровсько-Дніпровського та Лівобережно-Дніпровського лісогосподарських округів.

За даними Черкаського обласного центру з гідрометеорології, клімат області помірно-континентальний, за Д.В. Воробйовим [171] відповідає 2d. Регіон характеризується різким перепадом температури, нестачею опадів і наявністю посушливих періодів у весняно-літні місяці. Сумарна сонячна радіація складає в північно-східній частині Правобережжя 95, а в південно-західній частині 100 МДж/м². Найхолоднішим місяцем є січень (середня температура $-5,9^{\circ}\text{C}$), а найтеплішим – липень ($+20,1^{\circ}\text{C}$). Середня річна температура повітря складає $+7,0$ – $7,7^{\circ}\text{C}$, абсолютний мінімум (-34 – -38°C), максимум приходить на липень-серпень ($+36$ – $+39^{\circ}\text{C}$). Перехід середньодобової температури через 0°C відбувається 22–24 листопада та 15–18 березня. Значне відхилення температур від середніх багаторічних спостерігається лише у деякі роки. За останні десять років зменшується повторюваність холодних зим від 6–12 до 2 [197, 236].

Вегетаційний період становить 200–212 днів, починається 4–8 квітня і закінчується 1 листопада. Температура вище $+10^{\circ}\text{C}$ буває 160–170 днів на рік, а вище $+15^{\circ}\text{C}$ – 112–126. Сума позитивних температур (вище $+10^{\circ}\text{C}$) за вегетаційний період дорівнює $+2650$ – 2900°C . Приморозки припиняються в середньому з 18 квітня до 2 травня, найпізніше – 21–25 травня. Вони можуть

початися з 10 жовтня. Середня тривалість безморозного періоду 159–171 днів. Зима несувора, переважає похмура погода з частими незначними опадами, іноді з відлигами. У холодний період року бувають дощі інтенсивністю 100–130 мм, або 20–25% річної суми опадів [171].

Залежно від орографічних умов і близькості до Кременчуцького водосховища на території області випадає від 255–390 мм до 670–784 мм на рік атмосферних опадів. Найбільше їх у червні – липні (90–100 мм), а найменше в січні – лютому (до 100 мм). За рік з атмосферними опадами буває 130–150 днів: 24 % весною, 40 влітку, 22 восени і 18 % взимку. Із сніговим покривом – від 30 до 125 днів. Він утворюється 14–22 грудня і сходить 21–23 березня, триває 82–95 днів. Сніготанення починається 10 квітня, подекуди 15–20 квітня [236].

В останні два десятиліття на території області майже щорічно (у 1992, 2001, 2003 рр.) спостерігалися несприятливі для лісів метеорологічні ситуації: пізні весняні (у квітні, травні) і ранні осінні (у вересні, жовтні) заморозки, великі річні амплітуди температур, малосніжні зими, штормові вітри, грози, град, туман з ожеледдю, посухи (від 2 до 36 днів у році) [236]. В Уманському районі в 2016–2018 рр. пізні весняні заморозки траплялися у кінці квітня, а перші осінні – в 1-й декаді жовтня (дані метеостанції м. Умань).

Гідрографічна мережа Черкаської області також різноманітна, середня її густота 0,3 км/км². Основу її становлять ріки, водно-болотні угіддя, водосховища та ставки. По території області протікає 1037 річок, найбільша – р. Дніпро (в межах області – 150 км). Середні річки: в басейні Дніпра (довжина в межах області 150 км) – Супій (45 км), Рось (101 км), Тясмин (133 км); у басейні Південного Бугу – Велика Вись (80 км), Гнилий Тікич (115 км), Гірський Тікич (161 км), Ятрань (68 км), а також 1030 малих річок, струмків і водотоків загальною довжиною 6882 км. Найбільше ставків (357 шт.) знаходиться на території Уманського району [197].

Ріки області рівнинні із змішаним режимом живлення: снігові води (70–80 % річного стоку), підземні води (10–20 %), решта – дощове живлення. Їх водний режим визначається кліматичними, гідрографічними,

гідрогеоматичними та орографічними характеристиками території, характеризується весняним водопіллям і літньо-осінньою меженню, що порушена паводками та відлигами. Спостерігається незначне осіннє підвищення рівня води і низька зимова межень, яка в деякі зими під час тривалих і глибоких відлиг порушується повенями. За період весняної повені проходить 60–80 % річного току. У засушливе літо ріки переходять на ґрунтове живлення. Середньорічна величина стоку становить на заході і в центрі області 2–2,5 л/с км², на сході – 1–2 л/с км² [197].

Територія Черкаської області має складний і строкатий ґрунтовий покрив (719 ґрунтових різновидностей). Ґрунтоутворювальними породами є: льодовикові, делювіальні, алювіальні відклади, леси і лесоподібні суглинки. Наявність карбонатів кальцію та багатий мінеральний склад створюють сприятливі водно-фізичні й фізико-хімічні властивості, що сприяють формуванню на них родючих ґрунтів. Переважають чорноземи (3/4 загальної площі Черкащини) типові мало гумусні та чорноземи деградовані, які охоплюють 73,6% загальної площі ґрунтів. На підвищених ділянках трапляються темно-сірі й світло-сірі опідзолені ґрунти, які становлять 13,4 га, або 7,3%. Досліджувана зелена зона м. Умань розташована в Умансько-Маньківському ландшафтному районі, якому характерний широко хвилястий долинно-балковий тип рельєфу, світло-сірі опідзолені ґрунти [236].

Область недостатньо забезпечена лісовими ресурсами, рівень її лісистості – 16,1 % (338,57 тис. га). Найбільш поширені деревостани дуба звичайного (139 тис. га), сосни звичайної (89), робінії звичайної (30), ясена звичайного (13), граба звичайного (11), вільхи чорної (10), берези повислої (4), клена гостролистого (3), липи серцелистої (3 тис. га). Частка хвойних насаджень складає 29 %, твердолистяних – 63, м'яколистяних – 8 %. Акумулятивні типи екосистем (болота, луки) межують з денудативними (борова тераса). На цій території збереглися старі насадження листяних і хвойних лісів, піщані комплекси, болота, луки та водна рослинність [68].

Загалом природне середовище Середнього Придніпров'я (Київської та Черкаської областей) протягом історичного часу відзначалося сприятливими ґрунтово-кліматичними умовами. Тут росте 2009 видів судинних рослин, які відносяться до 667 родів та 129 родин [78]. Проте, у цих областях зосереджена велика кількість промислових підприємств, об'єктів комунального господарства, транспортні магістралі міжнародного та загальнодержавного значення. Діяльність цього комплексу призводить до інтенсивного забруднення навколишнього природного середовища, у тому числі лісів [101, 137, 139, 171]. Крім того, Київщина – одна з областей, що найбільше постраждали від радіаційного забруднення після Чорнобильської катастрофи. Антропогенно порушений гідрологічний та гідрохімічний режим річок, особливо малих [171].

На ліси Черкащини найбільше негативно впливає зміна гідрологічного режиму, спричиненого частішими посухами, надмірне рекреаційне навантаження. Ліси навколо м. Черкаси зазнають аеротехногенного забруднення фітотоксикантами. Комплексний вплив на ліси негативних екологічних чинників різної природи та механізмів взаємодії є складним для дослідження та їх регулювання, оскільки це проблема надгалузева, а наслідки можуть бути результатом нейтралізуючого, сумарного чи синергічного ефектів [139]. Розв'язання екологічних проблем гальмується також тим, що не вдалося повністю завершити у регіоні розбудову екологічної мережі, не скрізь винесено в натуру різні буферні зони та смуги – уздовж транспортних магістралей, водоохоронні зони і прибережні захисні смуги, тощо [91, 144, 171, 209].

2.2. Методика дослідження

Наукова гіпотеза дослідження. В результаті аналізу теоретичних, науково-методичних, фондових та статистичних джерел, стану опрацьованості вибраного науково-практичного завдання сформулювали робочу гіпотезу: структура, поширення у лісовій екосистемі та активізація ксилотрофних грибів мають залежати від ступеня антропогенного порушення лісового середовища і погіршення санітарного стану певних деревних порід, що може сприяти удосконаленню методики діагностики антропогенного впливу на ліси.

Теоретичні методи дослідження. З'ясування стану питання за оглядом літературних, статистичних та обліково-фондових джерел, а також теоретичне опрацювання одержаних результатів здійснювали з використанням системного, факторного, диференційованого та порівняльного аналізів. За «причинно-наслідковими зв'язками» 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 за їх змінами, наслідками впливу чинників.

Для ознайомлення з дендропарком «Олександрія» та лісовими масивами зелених зон Києва, Білої Церкви та Умані досліджено обліково-фондові, лісовпорядні матеріали та проведено ретроспективний аналіз з урахуванням наукових праць про ці об'єкти [13, 44–50, 72–76, 110, 130–134, 136, 137, 140, 141, 145, 185, 186, 208, 209, 211]. Характеризували рельєф території, її рослинний і ґрунтовий покрив, лісові масиви, їх рекреаційну привабливість, доступність для відвідувачів та навантаженість, а також відповідний просторовий розподіл проявів антропогенних порушень екосистем. З'ясовували загальні риси сучасного їх стану та причини певного погіршення екологічної ситуації. Охоплювали основні структурні елементи територій: гідрографічну мережу, усі об'єкти рекреації різної привабливості, мережу планово сформованих прогулянкових доріг та майданчиків відпочинку і огляду декоративних ландшафтних композицій, а також мережу стихійно утворених відпочивальниками належно необладнаних стежок та майданчиків, суміжні із зазначеними об'єктами та потоками рекреантів території.

Досліджувані лісові екосистеми не є експлуатаційними лісами, розвиток яких обмежується віком головної рубки: для дуба звичайного – 160 років, сосни звичайної – 110 років. Це ліси природоохоронно-екологічного призначення, їх розвиток залежить від природних особливостей головної породи деревостану та лісорослинних умов. Тому вони, за відсутності якихось катаклізмів, можуть розвиватися в 2–3(4) рази довше зазначених вікових періодів. Їх стан підтримують лише санітарними рубаннями за потреби. Тому лісові екосистеми

(на відміну, наприклад, від агроценозів) упродовж кількох десятиліть акумулюють весь спектр впливів екологічних чинників, що й визначає їх певну результативну структурно-функціональну організацію, у тому числі видовий склад фітоценозу та ксило-мікокомплексу, які є предметом дослідження. Вони не змінюються щорічно, як агроценози. Зміни видової, систематичної, трофічної, екологічної, просторової та інших структур лісових рослин і грибів відбуваються упродовж кількох десятиліть [8, 15, 33, 69, 71, 78, 166]. Тому базовим принципом дослідження є не порівняння даних, зібраних на конкретній ділянці лісу у різні роки, а порівняння даних зібраних на різних пробних ділянках певного екологічного профілю, закладеного в лісознавчо ідентичних лісових екосистемах, які відрізняються, насамперед, лише за досліджуваним показником їхньої характеристики. Проте, саме це є методично найскладнішою проблемою. Оскільки в природних умовах екологічних фон доволі мозаїчний та динамічний, особливо за наявності рельєфу та антропогенного впливу.

На прикладі рекреаційної діяльності, забудови лісових ділянок, кар'єрного способу добування граніту та ерозії ґрунту антропогенний вплив на лісові екосистеми виявляли на градієнтах змін, які оцінювали упродовж у 2015–2018 рр. за показниками прямої і опосередкованої дії відповідно до двох схем досліджень (рис. 2.1; 2.2):

1) виявляли структурні (кількісні і якісні) зміни в основних компонентах екосистеми: едифікаторному ярусі, нижніх ярусах деревостану, живому надґрунтовому покриві, лісовій підстилці і ґрунті;

2) за цими даними з'ясовували – як змінилися умови лісового середовища і як це вплинуло на видовий склад і поширення ксилотрофів, формування консорційних зв'язків «певна деревна порода – ксилотрофи»;

3) одержані результати використовували для удосконалення методики оцінки антропогенного порушення лісових екосистем з урахуванням змін ксило-мікокомпоненту, виду і ступеня негативного впливу.

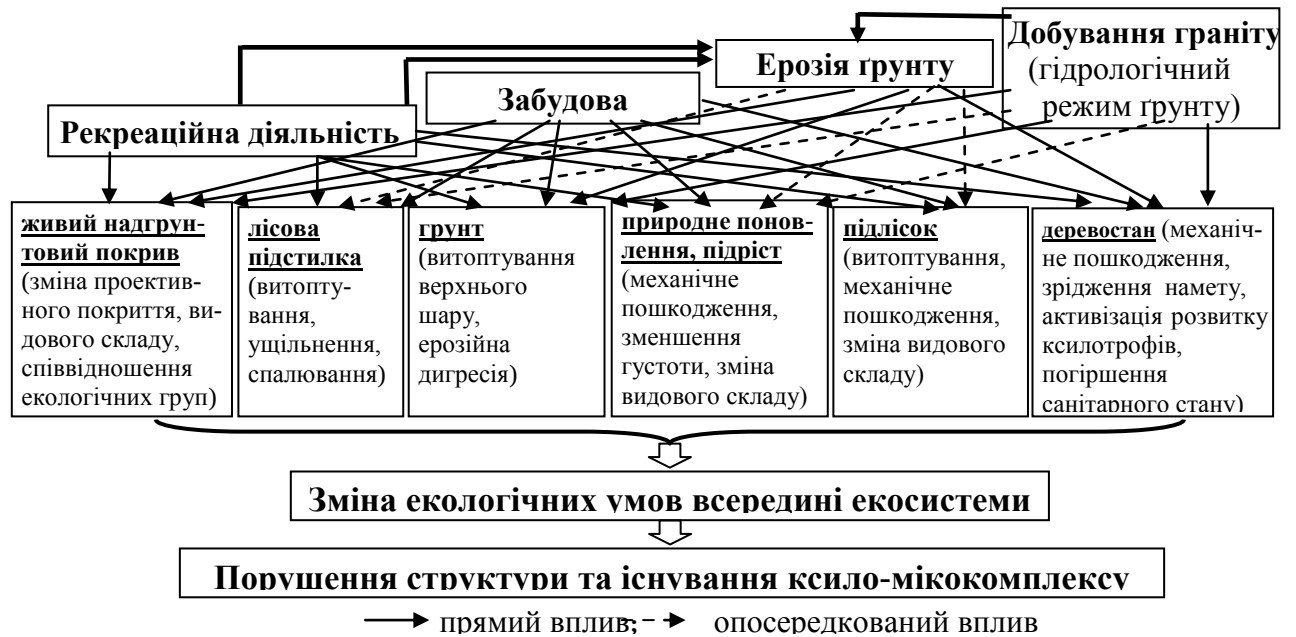


Рис. 2.1. Діагностичні ознаки впливу чинників діяльності людини на структурні компоненти лісових екосистем як причини порушення умов існування ксило-мікокомплексу

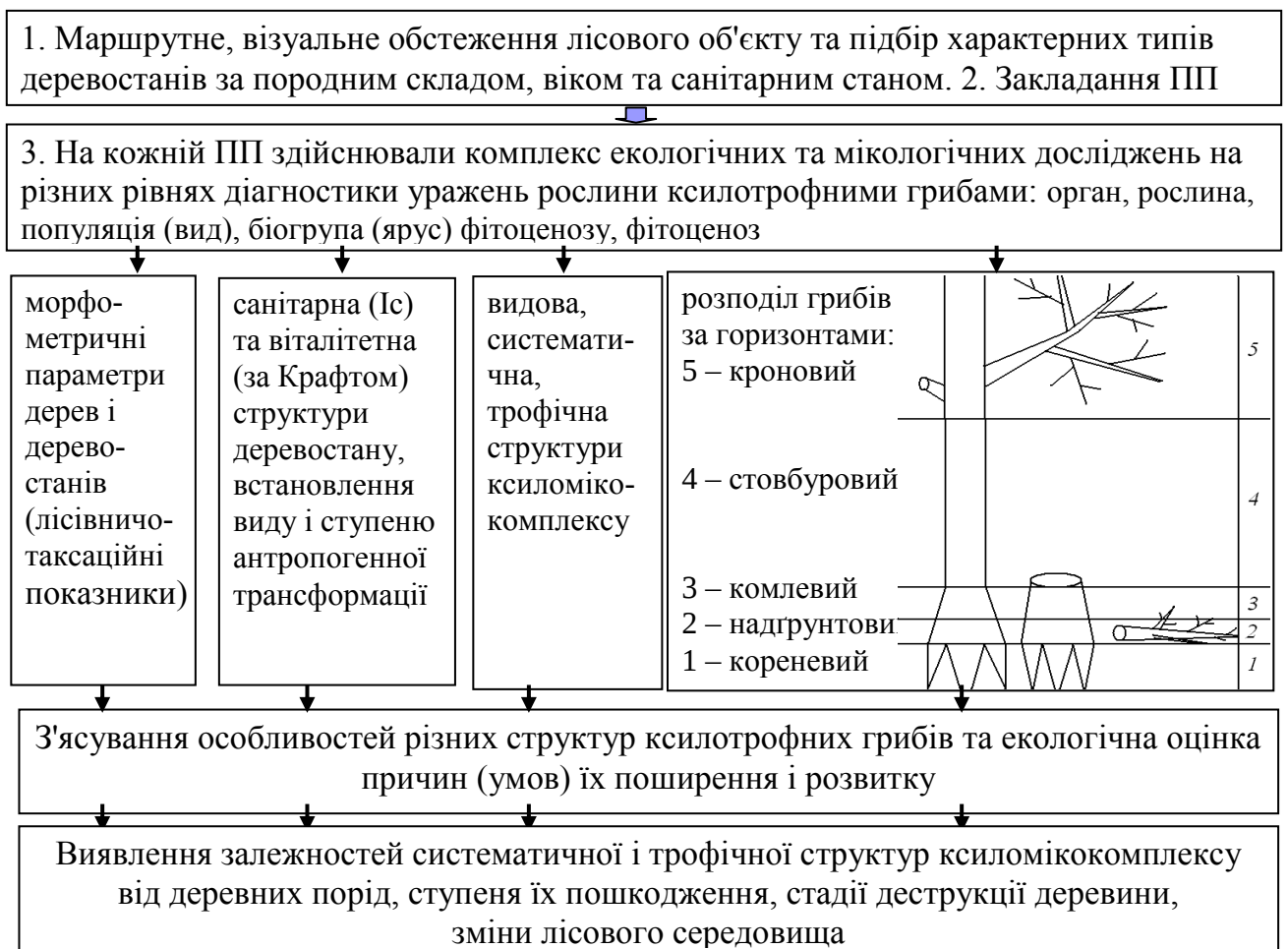


Рис. 2.2. Схема мікологічних досліджень (за О.І. Блінковою та ін. [18, 277])

Польові дослідження здійснювали за методами лісознавства, екології, фітоценології, мікології, геоботаніки, біометрії, фіто- та мікоіндикації порушень екосистем на засадах порівняльної екології. Для виявлення просторових зон поширення певних рівнів негативного впливу діяльності людини та оцінки змін екологічних умов у ландшафтах маршрутним методом, візуально вибирали репрезентативні просторові об'єкти (урочища, лісові масиви) та лісові екосистеми (ділянки лісу, парку, лісосути). Місцезнаходження підібраних об'єктів, їх таксономічний таксон, таксаційну і екологічну ідентичність та ступінь антропогенної дигресії попередньо визначали за матеріалами лісовпорядкування (якщо такі були) або польовими таксаційними і лісоекологічними методами. Для картографічного аналізу територій – просторового орієнтування, оцінювання структури ландшафту, розміщення лісових масивів та конкретних лісових ділянок відносно населених пунктів, мереж доріг чи інших джерел екологічних загроз, визначення відстаней між об'єктами, у т.ч. між виділеними зонами деградації лісу та розрахунку їхніх розмірів використано карти Google Earth, навігаційну систему позиціонування GPS та програму «Х-КАРТА» [196].

Відповідно до принципів порівняльної екології і фіто- та мікоіндикації, в лісівничо-таксаційно ідентичних і характерних деревостанах (екосистемах) на різній відстані від джерела певної загрози закладали екологічні профілі (екопрофілі) – за градієнтами зниження певного негативного впливу від джерел екологічних загроз (від міста, вулиці, промислового підприємства, привабливих центрів скуплення рекреантів, відвідувачів, тощо) з урахуванням рельєфу, характеристики фітоценозів та інших ландшафтознавчих умов. Екопрофіль – це низка тимчасових пробних площ (ПП) на ділянках візуально визначеного різного впливу певного чинника: інтенсивний – ПП1, середній – ПП2, помірний – ПП3 (контроль). За необхідності деталізації дослідження в межах певних ПП закладали ще 1–3 секції (С) на ділянках з різним ступенем їх деградації. У лісових масивах, складених таксаційно різними деревостанами, закладали по одній ідентичній ПП у кожному доцільному деревостані, що зазнає різних видів негативного впливу, для порівняння наслідків залежно від характеристики певної лісової екосистеми.

Площа секцій та ПП становила від 0,045 до 0,24 га, на кожній із цих ділянок досліджували від 67 до 188 шт. дерев (залежно від густоти деревостанів і мети дослідження).

Антропогенну порушеність лісової екосистеми, її середовища оцінювали та аналізувати взаємозалежно у тріаді «деревостан – трав'яний покрив – ксило-мікокомплекс – деревостан» і поверхні ґрунту, встановлюючи причинно-наслідкові зв'язки між показниками стану, видового складу, поширення і розвитку цих елементів лісу. Дослідження структурно-функціональних компонентів фітоценозу (деревостан, підріст, підлісок, трав'яний ярус) проводили комплексно й одночасно на екопрофілі за загальноприйнятими у лісознавстві та ботаніці методами фітоіндикації [5, 41, 71, 156, 157, 173, 179, 200, 201, 243] (див. рис. 2.1; додаток 3). Таксаційні і біометричні показники деревостану вимірювали на ПП і секціях подеревно. Інші показники діагностичних ознак впливу людини на лісову екосистему, що потребували статистичного опрацювання, оцінювали троекратно і фіксували середнє значення. Стан деревостанів встановлювали за «Санітарними правилами...» [213]. Для цього категорію санітарного стану усіх дерев ПП/С визначали візуально за сукупністю біоморфологічних ознак: густота крони і наявність сухих гілок; колір і характер розподілу листків, пошкодженість їх комахами і ураженість збудниками хвороб; стан стовбурів. Структуру санітарного стану дерев оцінювали залежно від їхнього розвитку за класами Крафта як середньозважені величини у межах певних категорій стану. Віталітетний аналіз деревостанів здійснювали також за Крафтом, розраховуючи середньозважений клас Крафта (СКК) певної категорії стану деревостану за В.В. Лавровим [139]. Зони погіршення санітарного стану та структури деревостанів унаслідок впливу певного негативного чинника визначали за таксаційними показниками деревостанів на ПП, категоріями дерев і середньозваженими індексами (I_c) санітарного стану деревостанів: I – неушкоджені дерева ($I_c = 1,00-1,50$); II – ослаблені ($I_c = 1,51-2,50$); III – сильно ослаблені ($I_c = 2,51-3,50$); IV – такі, що всихають ($I_c = 3,51-4,50$); V – свіжий сухостій (дерева, що всохли у поточному

році) та VI – старий сухостій (дерева, що всохли понад рік тому) ($I_s = 4,51 - 6,00$) [213].

Крім індексу санітарного стану деревостанів візуально встановлювали зімкнутість деревного намету – едіфікатора умов екосистеми, а також визначали зміни структури видового складу, життєвих форм трав'яних рослин, їх проективного покриття методами Б.М. Миркина та ін. [159–161], Д.Н. Доброчаєва та ін. [178], С.К. Черепанова [245], А.Е. Magurran [299]. Види рослин визначали за С.Л. Мосякіним, М.М. Федорончуком [301]. Із флористичного складу трав'яного ярусу виділяли види, які підлягають особливій охороні на території України як таксони біорізноманіття за К. Чопик [247], С.М. Чумаченко та ін. [248]. Біоморфологічну структуру наведено за А.Є. Васильєвим [37], І.Г. Серебряковим [216]. Екоморфічний аналіз здійснювали методами [15, 233] з доповненнями за «Екофлора України» [69]. Типи екологічних стратегій описували за схемою Раменського-Грайма [69, 201, 300]. Ступінь фітоценотичної подібності рослинних угруповань на певних секціях екопрофілів встановлювали за коефіцієнтом Г. Глізона [71]. Зміну екологічних умов лісового середовища оцінювали візуально за зімкнутістю деревного намету як едіфікатора екосистеми, а також виявляли за зміною екологічної структури трав'яного ярусу методами фітоіндикації [15, 37, 71, 160, 161, 233, 243, 245, 302]. Індекс адвентизації травостою встановлювали як частку заносних видів від загальної чисельності видів на певній тестовій ділянці за Р.І. Бурда [33]. Природне поновлення деревостанів оцінювали за В.Г. Нестеровим [173].

Як додаткову інформацію для визначення ступеня рекреаційного впливу на лісові екосистеми використовували також візуальні його ознаки: розміри та частота трапляння ділянок засмічення, витоптування, випалювання лісової підстилки і поверхні ґрунту, механічні рани стовбурів дерев. Ранами вважали виражені ознаки цих пошкоджень стовбура до камбію незалежно від часу їх нанесення. Ступінь механічного пошкодження дерев оцінювали за показниками: частка пошкоджених дерев (%), висота розміщення ран на стовбурах від поверхні ґрунту (м), середня площа рани на ПП/С (м^2) і сумарна їх площа на 1 га ($\text{м}^2/\text{га}$).

Стадію рекреаційної дигресії ґрунту на ПП/С встановлювали за методикою А.Ф. Полякова та ін. [195], 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. Зони стадій рекреаційної дигресії – помірну (I), середню (II) та інтенсивну (III) – виділяли за показниками «відсоток витоптаності живого надґрунтового покриву, лісової підстилки і поверхні ґрунту» (стежки та інші деградовані ділянки), «ступінь еродованості поверхні ґрунту». Бнали до уваги причини виникнення нерегульованої рекреації та структуру доріжково-стежкової мережі та ділянок деградації ґрунту: її поширення по території, елементах рельєфу, співвідношення довжини та щільності доріг і доріжок з різним покриттям, доцільних і недоцільних стежок. Лінійні розміри і площу ланок гідрографічної мережі, доріг, алей і стежок, елементів ерозії ґрунту, ран дерев, забур'янілих ділянок, місць кострищ, вимірювали рулеткою. За межами ПП еродованість території лісових масивів визначали маршрутним методом відповідно до принципів ерозієзнавства, за Г.І. Швєбсом [251] і О.І. Пилипенком та ін. [184].

Забудову лісових об'єктів оцінювали за площею, яку займають різні споруди нелісогосподарського призначення. Вплив промислового добування граніту кар'єрним способом досліджували методами порівняльної екології залежно від просторового розміщення деревостанів щодо кар'єра, їх лісівничо-таксаційної за П.П. Анучиним [5], Д.В. Вороб'євим [41] і санітарної [213] характеристики з використанням показників ландшафтної екології за М.А. Глазовською [59]. За візуальними ознаками (суховершинністю дерев першого ярусу деревостану та іншими лісівничо-таксаційними показниками) маршрутним і камеральними методами визначали залежність санітарного стану і структури насаджень різних типів лісу, а також таксаційно відмінних за

характеристикою насаджень одного типу лісу від просторового розміщення щодо кар'єра. Використовували матеріали лісовпорядкування (2003 р.).

Поширеність у лісі ксилімікобіонтів на рівні органу, деревної рослини, популяції (виду), біогрупи (або ярусу), фітоценозу досліджували за О.І. Блінковою та ін. (див. рис. 2.2). Аналізували видову і трофічну структури дереворуйнівного мікокомплексу. Визначення дереворуйнівних видів, їх номенклатури проводили за актуальними он-лайн базами даних (mycobank.org) і методикою Н. Clemenson [280]. Поширеність паразитичних грибів оцінювали за часткою дерев з характерними плодовими тілами від загальної кількості дерев на ПП/С. Стадії деструкції деревини визначали за шкалою П.В. Гордієнка [65] (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

Шкала діагностики стадій деструкції деревини

Стадія деструкції	Візуальні ознаки
Слабка (I)	деревина зі щільною корою, видимі ознаки деструкції є лише подекуди
Середня (II)	верхній шар деревини м'який, кора місцями відпала, розкладання помітне візуально, гострі предмети проникають на значну глибину в деревину, гниль пластинчаста або призматична
Сильна (III)	залишається тільки форма стовбура, кора місцями відпала, на поверхні зазвичай добре розвинуті синузії мохів і лишайників

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. Види, що легко ідентифікуються «*in oculo nudo*» та не потребують додаткових мікроморфологічних досліджень, до гербарію не відбирали. Видову належність знахідок афілофороїдних грибів визначали за А. Bernicchia, А. Gorjon [271, 273], Н. Clemenson [280], а номенклатуру видів – за MycoBank.

Аналіз трофічної структури афілофороїдних грибів здійснено за їхньою приуроченістю до деревних порід за трофічними групами: евритрофи I-го

порядку (ЕІ, консорти як листяних, так і хвойних дерев), евритрофи II-го порядку на листяних (ЕІл) та стенотрофи (С, консорти переважно одного роду деревних рослин). Мертвий субстрат дерева-живителя розвитку дереворуйнівних грибів кількісно і морфометрично характеризували за категоріями – 1) лісовий відпад (сухостійні дерева та опад мертвого біоматеріалу) і 2) пеньки. 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 (див. рис. 2.2).

Схожість сформованих консорційних зв'язків «певна деревна порода – афілофороїди» досліджували за допомогою кластерного аналізу (OriginPro 9.0) середньозважених значень кількісних та якісних показників на кожній ПП/С екопрофілю. Для оцінки дистанції зв'язку було вибрано Евклідову відстань.

Математично-статистичну обробку даних здійснювали за програмним забезпеченням «Statistica 6.0». Математичний аналіз різноманіття угруповань рослин і ксилотрофів проводили за індексом Шеннона (2.1), індексом домінування Бергера-Паркера (2.2) та індексом вирівненості Макінтоша (2.3), дотримуючись рекомендацій А.Е. Magurran [299]:

Індекс різноманіття Шеннона:

$$H = - \sum p_i \log_2 p_i , \quad (2.1)$$

де p_i – частка кожного виду.

- індекс домінування Бергера-Паркера:

$$d = \frac{N_{\max}}{N} , \quad (2.2)$$

де $N_{\max}$ – кількість особин домінуючого виду; N – загальна кількість особин;

- індекс вирівненості Макінтоша:

$$U = \sqrt{\sum n_i^2}, E = \frac{N - U}{N - \frac{N}{\sqrt{S}}}, \quad (2.3)$$

де U – індекс різноманіття Макінтоша; n_i – чисельність кожного виду; N – загальна кількість особин; S – загальна кількість видів.

Ступінь антропогенної трансформації лісової екосистеми на досліджених екопрофілях, ПП та їх секціях синекологічно визначали за інтегральними даними стану і структури фітоценозу, ксило-мікоценозу та станом поверхні ґрунту. На картах лісових масивів виділяли відповідні просторові зони – інтенсивного (I), середнього (II) та слабкого (III) антропогенного впливу або деградації лісової екосистеми. Межі зазначених зон проводили згладжено посередині найвіддаленіших від джерел загроз таксаційних виділів лісу з відповідною характеристикою.

2.3. Характеристика об'єктів дослідження

2.3.1. Зелена зона м. Києва

Рекреагенно трансформовані судіброви Київського Полісся досліджували у 2016–2017 рр. на прикладі рекреаційно-оздоровчих лісів державного підприємства (ДП) «Вищедубечанський лісгосп» (50 км від м. Київ), в одному з найпоширеніших типів лісу – свіжа грабово-дубово-соснова судіброва (С₂-гдС), що сформувався на темно-сірих опідзолених ґрунтах та чорноземах опідзолених (рис. 2.3) [191, 194]. Судячи з документів лісовпорядкування, ці ліси певною мірою відображають характер рекреаційної дигресії лісової рослинності регіону.

Екологічний профіль з трьох пробних площ, розміщених на різній відстані від організованих місць відпочинку навколо озера Ебісу (ПП1 – 100 м; ПП2 – 400 м; ПП3К – 800 м), закладали в ідентичних одноярусних 100–120-річних, середньо продуктивних деревостанах дуба звичайного (*Quercus robur* L.) із зімкнутістю деревного намету 0,65–0,80 (табл. 2.2).

2.3.2. Зелена зона м. Біла Церква

Ця територія розташована у північно-східній частині Правобережного Лісостепу. Найбільш поширені лісорослинні умови, в яких формуються типи лісу D₂-гд та С₂-гдС. Досліджували захисні і рекреаційно-оздоровчі ліси та

об'єкти природно-заповідного фонду, які зазнають комплексного антропогенного впливу [22, 132–134, 188, 189, 192] (рис. 2.4).



Рис. 2.3. Екологічний профіль, закладений у свіжій грабово-дубово-сосновій судіброві у міру віддалення від озера Ебісу (урочище «Лиман Ошитки» Вишгородського р-ну Київської обл.; рекреаційно-здоровчі ліси ДП «Вищедубечанський лісгосп»): ПП1 – 100 м; ПП2 – 400 м; ПП3К – 800 м

Таблиця 2.2

Лісівничо-таксаційна характеристика деревостанів екопрофіля в урочищі «Лиман Ошитки» (2016–2017 рр.)*

ПП	Квартал, виділ	Відстань від озера Ебісу, м	Породний склад деревостану	Порода	А, років	Н, м	D, см	N, шт./га	M, м ³ /га	ЗДН
1	9, 4	100	5Д3С2Бп	<i>Quercus robur</i> L.	100	27,5	38,5	360	378	0,75
				<i>Pinus sylvestris</i> L.	80	24,0	26,1	145		
				<i>Betula pendula</i> Roth.	80	19,1	20,5	110		
2	9, 4	400	7Д2С1Бп	<i>Quercus robur</i> L.	105	27,8	39,6	355	355	0,65
				<i>Pinus sylvestris</i> L.	60	22,0	24,0	150		
				<i>Betula pendula</i> Roth.	60	16,5	19,0	85		
3К	9, 2	800	7Д2С1Бп	<i>Quercus robur</i> L.	120	29,5	43,2	330	370	0,80
				<i>Pinus sylvestris</i> L.	100	27,1	30,0	140		
				<i>Betula pendula</i> Roth.	80	18,0	18,5	90		

***Примітки:** ПП3К – контрольна екосистема. Середньозважені таксаційні показники деревостанів: А – вік, Н – висота, D – діаметр дерев, N – густина, M – запас деревини, ЗДН – зімкнутість деревного намету.

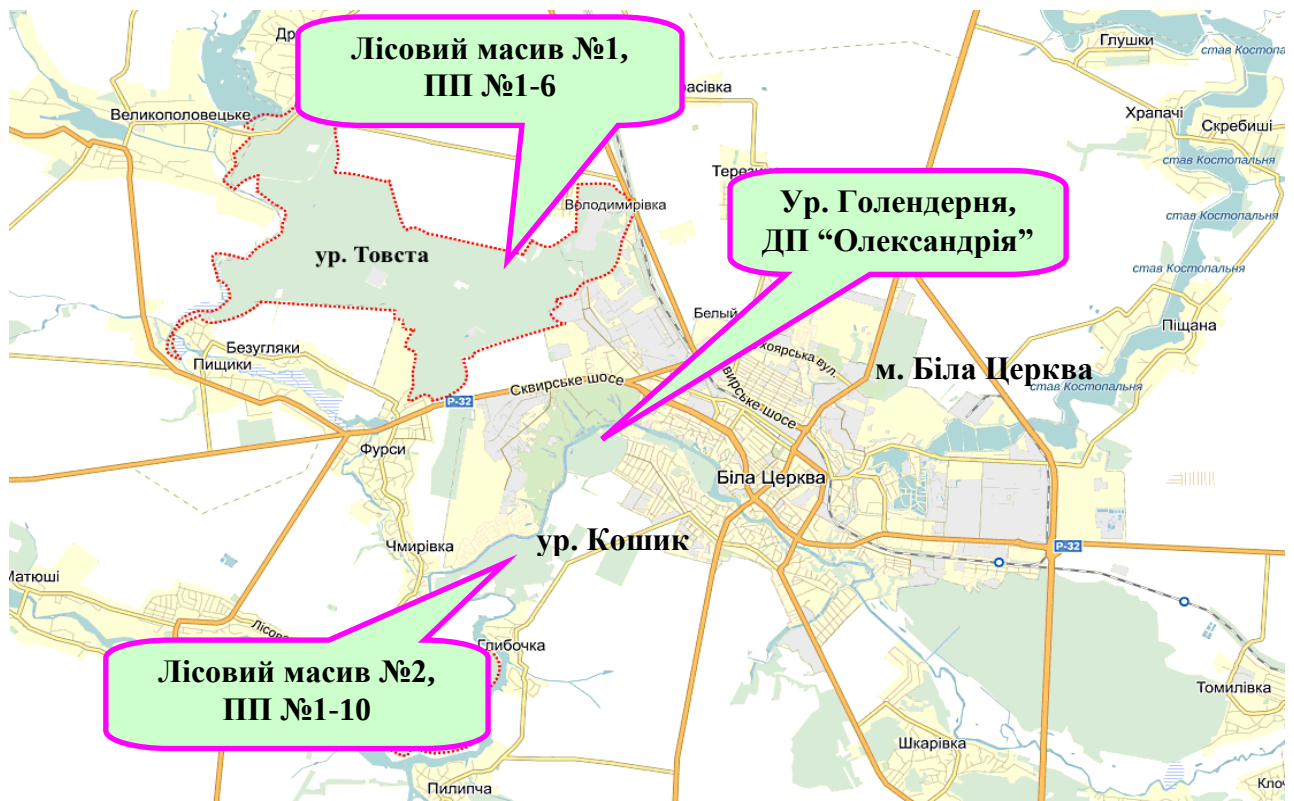


Рис. 2.4. Розміщення досліджуваних лісових урочищ і пробних площ у зеленій зоні м. Біла Церква

Рекреаційно-оздоровчі і захисні ліси. Урочище «Товста» (2057 га; вплив нерегульованої рекреації і заготівлі березового соку, самовільна забудова) розміщене на відстані 1 км від північної околиці м. Біла Церква (вул. Полковника Коновальця), ліворуч Фастівського шосе та залізниці Біла Церква – Київ. Південно-східна частина масиву межує з «Військовим містечком-3».

Основними лісоутворювальними породами урочища є дуб звичайний, клен гостролистий (*Acer platanoides* L.), береза повисла (*Betula pendula* Roth.) та в'яз листуватий (*Ulmus foliacea* L.). У 2016–2018 рр. досліджували шість деревостанів: дві захисні лісосмуги обабіч Фастівського шосе та залізниці Біла Церква – Київ, вони є залишком (ширина до 100 м) південно-східної частини згаданого масиву (ПП1-секції А, Б; ПП2); чотири середньовікових насадження різного породного складу у лісовому масиві урочища «Товста», які зазнають навантаження нерегульованої рекреації, самовільної забудови та інших супутніх видів негативного впливу населення (ПП3–ПП6) (табл. 2.3; додаток І) [133].

Таблиця 2.3

Лісівничо-таксаційна характеристика і санітарний стан захисних лісових насаджень Урочища «Товста» в зоні відведення уздовж залізниці на відрізку «Біла Церква – Київ» (*Q. robur* 70–110 років; 2016–2018 рр.)*

ПП/ С	Координати GPS:	Структура деревостану: яруси, породний склад, порода	D, см	H, м	N, шт./га	G, м²/га	Iс
1	2	3	4	5	6	7	8
Захисні лісові насадження уздовж залізниці на відрізку «Біла Церква – Київ»							
Лісосмуга лінійної конфігурації							
1/ В	49°50'42"N (49.845075) 30°4'40" E (30.077725)	I ярус; 3Дз3Акб2Вл1Яз1Клг; ПР – 3Дз3Вл2Яз2Клг; 3ДН – 0,86; П – 0,45					
		Дуб звичайний	29,1	21,6	904	23,8	2,51
		Акація біла	24,6	20,1	766	20,2	2,33
		В'яз листуватий	30,9	22,1	502	12,9	2,72
		Клен гостролистий	26,6	21,2	333	9,1	2,12
		Ясен зелений	24,9	19,2	207	5,4	2,72
		Разом I ярус	27,4	21,4	655	17,2	2,47
Лісові ділянки урочища Товста у смузі відведення залізниці							
2	49°50'42"N (49,845046) 30°4'43"E (30.07874)	I ярус – 3Акб2Яз2Клг2Глз1Вл; II ярус – 8Кля2Гкз; ПР – 4Клг3Дз2Вл1Яз; ПЛ – Бзч (h=1,9 м, N = 68,9 тис. шт./га); 3ДН – 0,86; П – 0,89; К – Щ; Ас – 5, Ак – 60; ДЧЗ					
		Акація біла	25,3	19,5	550	28,7	1,92
		Ясен зелений	27,6	21,3	333	17,3	2,83
		Клен гостролистий	36,3	24,0	300	18,4	2,44
		Гледичія звичайна (колюча)	30,5	21,6	266	13,9	3,53
		В'яз листуватий	33,6	22,5	186	9,5	2,24
		Разом I ярус	29,8	21,5	363	19,5	2,56
3	49°51'8.24"N (49.85229) 30°4'26.01"E (30.073892)	I ярус; 9Дз1Клг; II ярус – 10Шч; ПР – 6Вл2Кля2Клг; ПЛ – Чрз (h=4,2 м, N = 16,7 тис. шт./га); 3ДН – 0,93; П – 0,89					
		Дуб звичайний	29,8	25,5	333	24,9	2,23
		Клен гостролистий	22,5	23,1	66	4,9	2,75
		Разом I ярус	29,1	25,3	306	22,9	2,28
4	49°51'10.61"N (49.852946) 30°4'12.82"E (30.070228)	I ярус; 9Бп1Дз; II ярус – 8Клг2Вл; ПР – 10Клг + Вл; ПЛ – Чрз (h = 4,2 м, N = 16,7 тис. шт./га), Лщз (h = 4,2 м, N = 6,7 тис. шт./га); 3ДН – 0,72; П – 0,74					
		Береза повисла	40,4	28,8	192	24,1	3,82
		Дуб звичайний	40,6	24,6	63	7,8	2,53
		Разом I ярус	40,4	28,4	179	22,5	3,69
5	49°51'25.56"N (49.857101) 30°3'39.14"E (30.060872)	I ярус; 8Дз2Лпд; II ярус – 10Вл; ПР – 9Вл1Клг; ПЛ – Клт (h=7,3 м; N=16,7 шт./га), Чрз (h = 6 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					
		Дуб звичайний	34,1	22,5	278	21,7	2,54
		Липа дрібнолиста	34,3	23,7	100	6,9	2,67
		Разом I ярус	34,1	22,8	235	18,7	2,57
6	49°51'20.06"N (49.855572) 30°3'49.94"E (30.063873)	I ярус; 7Бра2Лпд1Яз; II ярус – 7Лпд2Кля1Вл; ПЛ – Чрз (h = 2,8 м, N = 18,9 тис. шт./га), Лщз (h = 3,7 м, N = 4,2 тис. шт./га), Бзч (h = 2,6 м, N = 22,0 тис. шт./га); 3ДН – 0,81; П – 0,87					
		Бархат амурський	34,8	24,3	765	42,7	2,72
		Липа дрібнолиста	24,8	21,5	233	13,0	3,03
		Ясен звичайний	27,5	22,3	88	4,9	2,97
		Разом I ярус	32,1	23,5	591	33,0	2,81

***Примітки:** ПП – пробна площа; С – її секція. Таксаційні показники деревостанів: D, Н, ЗДН, N – значення указано в табл. 2.2; G – сума площ перетинів стовбурів; П – повнота деревостану; ПР – підріст; ПЛ – підлісок; Іс – індекс санітарного стану деревостану. Деревні і чагарникові породи: Дз – дуб звичайний; Гз – граб звичайний; Аб – акація біла; Вл – в'яз листуватий; Яз – ясен зелений; Язв – ясен звичайний; Клг – клен гостролистий; Клс – клен сріблястий; Кляв – клен-явір; Кля – клен ясенелистий; Клт – клен татарський; Клп – клен польовий; Бха – бархат амурський; Бп – береза повисла; Лпд – липа дрібнолиста; Шч – шовковиця чорна; Тч – тополя чорна; Бзч – бузина чорна; Лщз – ліщина звичайна; Грз – горобина звичайна; Чрз – черемха звичайна.

Урочище «Кошик» (площа 199 га), 2 км західніше міста. У 2015–2017 рр. досліджували вплив промислового добування граніту та нерегульованої рекреації на консортивні зв'язки афілофороїдних грибів з *Q. robur* на прикладі ВАТ «Білоцерківський кар'єр» (глибина 80 м, площа 18,05 га; загальна площа підприємства 29,13 га), розміщеному у лісовому масиві урочища. Було обрано сім таксаційно різних деревостанів *Q. robur*, що ростуть на горбистому мезорельєфі у найпоширенішому типі лісу (D₂-гД) урочища на різній віддалі (25–195 м) від кар'єра у зонах інтенсивного та середнього його впливу [132, 136, 137]. Ґрунт – сірий лісовий супіщаний, на глибині 1–4 м підстелений гранітним щитом.

Екологічний профіль №1 заклали у пристигаючому дубовому деревостані суцільною смугою, трансектою 10–130 м від межі «ліс – кар'єр» униз схилом на північний захід до р. Рось (рис. 2.5; табл. 2.4, ПП3тр). Залежно від рельєфу і візуально виявлених відмінностей у стані деревостану, трансекту розділили на три секції: 1) верхня частина схилу (10–35 м від кар'єра), 2) середина схилу (36–75), 3) надзаплавна частина схилу (76–130 м).

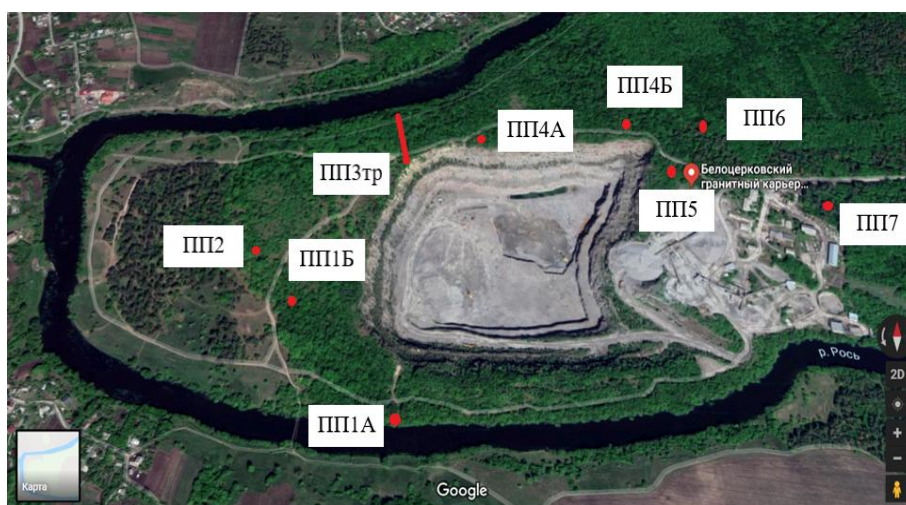


Рис. 2.5. Розміщення пробних площ в урочищі «Кошик» зеленої зони м. Біла Церква

Таблиця 2.4

**Координати та лісівничо-таксаційна характеристика пробних площ, закладених у деревостанах
урочища «Кошик» (2015–2017 рр.)**

ПП	GPS- координати	Квартал	Виділ	Відстань від кар'єру, м	Склад деревостану	Тип лісу	Головна порода	А, років	Н, м	Д, м	М, м ³ /га	ЗДН	Повнота	Індекс стану Іс	Характерис- тика підросту, підліску
1	49.777364, 30.029153	4	1	25	8Дз 1Брс 1Клг	Д ₂ -ГД	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	120	0,55	0,53	4,87	ПР – 6Клг4Брс, А = 20 р., h = 4 м, N = 7 тис. шт. / га
2	49.775217, 30.022780	4	8	60	10Дз	Д ₂ -ГД	Дз	170	17,6	45,8	50	0,38	0,29	3,51	ПР – 10Дз, h = 0,8–1,1 м, ПЛ – Лщз
3тр*	49.776630, 30.024068	4	2	10-130	10Дз	Д ₂ -ГД	Дз	150	19,8	51,4	100		0,4	2,23	ПР – 5Клг5Брс, А = 20 р., h = 7 м, N=4 тис. шт./га
4	49.773900, 30.022222	4	8	125	10Дз	Д ₂ -ГД	Дз	170	18,4	55,4	80	0,84	0,41	2,41	ПР – Брс, h = 1,8 м; Лпд, h = 3,6 м; ПЛ – Клп, Лщз, Гдк
5	49.776505, 30.032565	2	16	165	7Сз 3Дз	Д ₂ -ГД	Сз	Сз-89 Дз-85	Сз-23,3 Дз-24,6	Сз-37,3 Дз-27,4	250	0,87	0,66	2,86	ПР – 5Клг5Брс, А = 15 р., h = 2,7 м, N = 4,3 тис. шт./га
6	49.777060, 30.033573	2	17	195	10Дз	Д ₂ -ГД	Дз	82	19,2	26,4	225	0,85	0,75	2,67	ПР – Клг, h = 0,7 м; ПЛ – Лщз, Бзч, Чрп
7К**	(49.80268158390604, 30.067884922027588)	5	н/в	3850	10Дз	Д ₂ -ГД	Дз	213	18, 7	61,5	н/в	0,8	н/в	3,53	ПР – Вг, h = 1,2 м, N = 3,7 тис. шт./га; Клг h = 0,9 м, N = 1,8 тис. шт./га; Клп h = 1,4 м, N = 1,7 тис. шт./га; ПЛ – Баб, Гдк, Бзч, Бсб, Клт

Примітки: * – трансекта довжиною 120 м від межі «ліс–кар'єр» униз схилом на північний захід до річки Рось; ** 7К – контрольний деревостан, насадження *Q. robur* в центрі урочища «Голендерня» дендропарку «Олександрія». Середньозважені показники деревного намету, підросту і підліску: А – вік дерев; Н(н) – висота деревостану (підросту, підліску); М – запас деревини; ЗДН – зімкнутість деревного намету. Деревні види: Брс – берест; Вг – в'яз гладкий; Сз – сосна звичайна; Чрп – черемха пізня; Гдк – глід колючий; Бсб – бруслина бородавчата; Баб – барбарис бородавчатий.

Решту пояснень до скорочень наведено в табл. 2.2 та 2.3.

Екологічний профіль №2 заклали на узлісній, найбільш ушкодженій смугі лісового масиву, в шести різних за таксаційними характеристиками деревостанах, зростаючих на околиці території підприємства уздовж північного, північно-західного і західного краю бровки кар'єра (ПП1А-Б, 2, 4А-Б, 5–7; див. рис. 2.5; табл. 2.4). Контролем для досліджуваних дубових насаджень цієї території був деревостан *Q. robur* (ПП7К), що зростає на відстані 3,9 км від кар'єра в центрі урочища «Голендерня» дендропарку «Олександрія» у такому самому типі лісу (D₂-ГД).

Об'єкт природно-заповідного фонду. Урочище «Голендерня» дендропарку НАН України «Олександрія» (реконструкція у напрямі паркобудування; нерегульований рекреаційний вплив). Урочище «Голендерня» – це екосистема лісопаркового типу, ботанічна пам'ятка природи місцевого значення (103,7 га; див. рис. 2.4). У 2008 році його територію було приєднано до дендропарку «Олександрія», після чого площа останнього збільшилася до 297 га. 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 [110]. 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 підстеляються гранітним щитом. Потужність гумусового горизонту 2–25 см, на витоптаних ділянках цей шар відсутній [19, 50].

Для виявлення просторових особливостей змін екологічних умов лісового об'єкту та прояву рекреаційної дигресії певних рівнів негативного впливу діяльності людини у 2016–2017 рр. досліджували ідентичний урочищу «Вікова діброва», що в дендропарку «Олександрія», перестійний деревостан «Голендерні» (виділ 5), середина якого найбільше збереглась як ядро лісового масиву.

Типологічно-таксаційна характеристика досліджуваного деревостану: D₂-ГД; 10Дз, А = 213 років, Н = 18,7 м, D = 61,5 см, N = 283 шт./га, G = 86 м²/га, клас бонітету – IV (табл. 2.4; ПП7К**). Зімкнутість крон першого ярусу – 0,6, щільність крон *Q. robur* – 36,6 %, індекс стану – 3,53. У другому ярусі

поширений *A. platanoides* (N = 150 шт./га), рідше зустрічається *Pyrus communis* L. (67 шт./га), поодинокими є *U. laevis* Pall., *U. glabra* Huds, *Tilia cordata* Mill., *Fraxinus excelsior* L., *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* L. (1749 шт./га). Підлісок сформований *Eriphia Verrucosa* Forskal (2816 шт./га), *Crataegus monogyna* Jacq. (866), *Berberis vulgaris* L. (366), *Sambucus nigra* L. (367), *A. tataricus* (83 шт./га). Проте біогрупи *Crataegus monogyna* Jacq. поширені найбільше і сягають понад 7 м. Галявини площею від 80 до 1200 м² свідчать про значні рубки в минулому.

2.3.3. Зелена зона м. Умань

Місто Умань знаходиться у Черкаській області. Для порівняння з наслідками рекреаційного навантаження на рекреаційно-оздоровчі дубові ліси (С₂-гдС) Київського Полісся (50 км від м. Київ) у 2016–2017 рр. досліджували вплив рекреації на ліси дуба в більш продуктивному типі лісу – свіжій кленовій діброві (D₂-клД), проте значно ближче розміщеному до міста Умані – до 0,5 км (рис. 2.6).

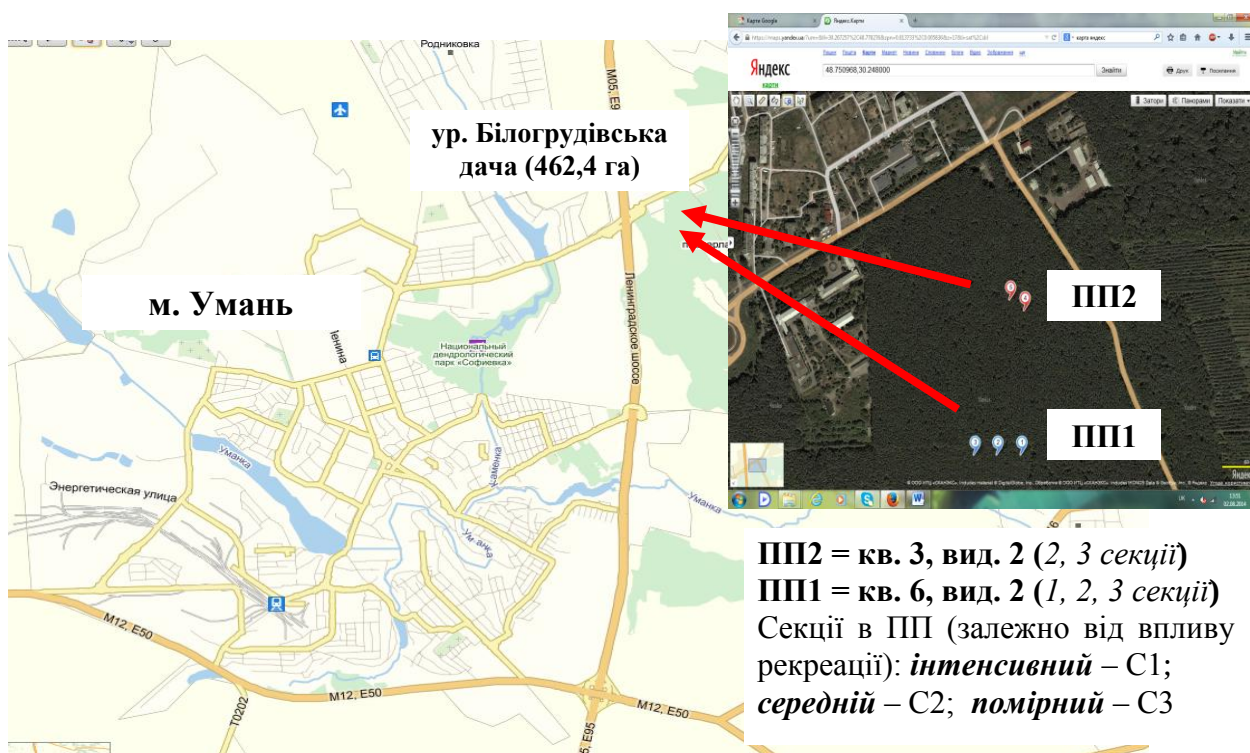


Рис. 2.6. Схема розташування у зеленій зоні м. Умань урочища «Білогрудівська дача» та закладених у ньому пробних площ

На прикладі характерного урочища «Білогрудівська Дача» (462,4 га) приміської частини зеленої зони було обрано два ідентичних за лісотипологічним потенціалом деревостани дуба: ПП1 – молодого (45 років; кв. 6, вид. 2) і середнього (91 рік; кв. 3, вид. 2) віку – ПП2. 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 однокорпусні лісові культури породного складу 7Д₃2Лп_д1Кл_г+Ч₃од.Ак₆ (за даними лісовпорядкування, кв. 6, вид. 2 – 9Д₃1Лп_д+Кл_г+Я₃; бонітет I^a, повнота 0,7), із розміщенням дерев 0,7 м х 2,5 м і таким чередуванням рядів: Д₃-Лп_д-Д₃-Кл_г-Лп_д-Д₃-Я₃-Ак₆. У підрості – *A. platanoides*, *T. cordata*, рідко – *Carpinus betulus* L.

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 складом 10Д₃, бонітет I, повнота 0,7. Добре розвинений другий ярус із порід-супутників – черешні (*Cerasus avium* (L.) Moench), граба звичайного та клена гостролистого. Підріст і підлісок пригнічені (табл. 2.5).

Таблиця 2.5

Лісівничо-таксаційна характеристика і санітарний стан досліджуваних деревостанів урочища «Білогрудівська Дача» приміської частини зеленої зони м. Умань (2016–2017 рр.)*

ПП	С	Структура деревостану: конструкція, яруси, породний склад	D, см	H, м	N, шт./га	G, м ² /га	Iс
1	2	3	4	5	6	7	8
1	1	I ярус; 7Д ₃ 2Лп _д 1Кл _г +Ч ₃ од.Ак ₆ ; 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; 6Кл _г 4Г ₃					
		<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

Продовження таблиці 2.5

1	2	3	4	5	6	7	8
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 ярус; 10Дз; 3ДН – 0,81					
		<i>Q. robur</i>	33,6	24,5	283	21,8	1,91
		II ярус; 5Чз4Гз1Клг					
		<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
		Підріст; 5Чз5Клп					
		<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. Показники таксаційної і санітарної характеристики деревостану такі ж як у табл. 2.3 та 2.4.

РОЗДІЛ 3. ПОРУШЕННЯ КОНСОРТИВНИХ ЗВ'ЯЗКІВ «КСИЛОТРОФИ – ДЕРЕВА» У РЕКРЕАГЕННО ТРАНСФОРМОВАНИХ ЛІСАХ

3.1. Поширення та структура дереворуйнівних грибів у рекреагенно трансформованих судібровах Київського Полісся

Як було зазначено у розділі 1, у структурі урбанізованих ландшафтів зелені насадження, особливо рекреаційно-оздоровчого і захисного призначення, відіграють важливу роль буферних і регулюючих елементів щодо поширення та зниження негативного впливу антропогенних чинників на людину і суміжні екосистеми. Проте, за недостатнього регулювання природокористування лісові екосистеми зелених зон зазнають негативного впливу. Серед комплексу відомих урбаністичних чинників значної уваги заслуговує поширений і недостатньо регульований рекреаційний вплив на ліси (див. п. 1.1.2). У нашому дослідженні увагу зосереджено на лісах сформованих *Q. robur*, які займають 27,5% від площі лісів України (<http://dklg.kmu.gov.ua>). Це дає змогу порівняти поліські деревостани *Q. robur* з ідентичними деревостанами Лісостепу.

Дослідженнями О.І. Блінкової та О.М. Іваненко [18, 21] віталітетної, фітосанітарної, вікової структури деревостанів та видової, систематичної, трофічної структури ксило-мікокомплексу в грабово-сосновій судіброві на темно-сірих опідзолених ґрунтах та чорноземах опідзолених Київського Полісся (ДП «Димерський лісгосп») встановлено, що тривала та інтенсивна господарська діяльність в останні десятиліття призвела до значної трансформації цих лісів. Відбулася фрагментація лісових масивів, змінився видовий склад фітоценозів, що спричинило зниження стабільності цих природних екосистем. Рекреаційний вплив через витоптування, механічне пошкодження і подекуди знищення підросту, підліску, трав'яного ярусу та ущільнення поверхні ґрунту спричинив порушення структурно-функціональної організації лісових екосистем, ослаблення деревостанів, зміну їхнього складу, 3 стадію дигресії ґрунту. Авторами доведено наявність у регіоні прямопропорційного зв'язку між трансформацією структурно-функціональної організації лісової екосистеми та

розподілом ксиломікобонтів за видовою і віталітетної структурами, а також санітарним станом *Q. robur*. У більш трансформованих лісах видове різноманіття ксиломікобіоти та частка стенотрофів зменшується. Більш заселеним ксилотрофами був надґрунтовий мікогоризонт (51,3 %). Вдвічі менше дереворуйнівних грибів у комлевому (25,6 %) та ґрунтовому (23,1 %) мікогоризонтах. Стовбуровий мікогоризонт заселяють 15,4 %, а кроновий – лише три види ксиломікобонтів (7,7 %). Найбільше видів та їх знахідок приурочено до крупномірних пенків *Q. robur* віком понад 10 років.

Метою нашого дослідження було – охарактеризувати поширення, систематичну і трофічну структури дереворуйнівних грибів залежно від деревних видів Київського Полісся і від ступеня рекреаційної дигресії екосистеми на прикладі найпоширеніших у регіоні судібровних (C_2 -гдС) типів лісу. У зеленій зоні м. Києва, в урочищі «Лиман Ошитки», що на Дніпрі (50 км від міста), оцінювали значення зазначених показників на трьох пробних площах у 100–120-річних дубових деревостанах, розміщених на різній відстані від організованих місць відпочинку навколо озера Ебісу (ПП1 – 100 м; ПП2 – 400 м; ПП3К – 800 м; див. розділ 2, п. 2.3.1; табл. 2.2).

Встановлено, що в радіусі до 800 м від озера є ознаки негативного рекреаційного впливу на лісову підстилку та верхній шар ґрунту. Так, контрольний деревостан породним складом 7Д2С1Бп на ПП3 є незначно ослабленим ($I_c = 1,60$). Частка здорових дерев дуба звичайного та його супутників є однаковою: *Q. robur* – 32,7%, сосна звичайна (*Pinus silvestris* L.) – 35,5, береза повисла (*Betula pendula* Roth.) – 31,0%. Сухостою немає, особин, що всихають, мало – на рівні природного відпаду: *Q. robur* (0,5%), *P. sylvestris* (2,8), *B. pendula* (3,4%). Поверхня ґрунту має 2 стадію дигресії, тобто пошкоджені ділянки займають 5,5% від загальної площі ПП (I–II категорії), III, IV та V категорії стану поверхні ґрунту відсутні. З наближенням до озера зростає рекреаційне навантаження на лісові екосистеми, що проявилось в наростанні показників порушення поверхні ґрунту: на 400 м від озера – 3 стадія дигресії: пошкоджені ділянки (I–II категорії) займають 20,1 % від загальної площі ПП2; а в радіусі 100

м поверхня ґрунту має 4 стадію дигресії: пошкоджені ділянки (II–III категорії) займають 27,5 % від загальної площі ПП1.

На екопрофолі виявлено порушення структурно-функціональної організації лісових екосистем, найбільше – біля о. Ебісу (ПП1; $I_c = 2,55$; див. табл. 2.1 у п. 2.3.1). На відміну від більш віддалених деревостанів, у цьому насадженні відсутній підлісок. Підріст головних лісоутворювальних порід *Q. robur* та *P. sylvestris* є слабким і неблагонадійним. За часткою у деревостані механічно пошкоджених дерев і площею ран породи складають такий ряд: *Q. robur* – 7,0%, 70,0 см²; *P. sylvestris* – 3,5%, 55,5 см²; *B. pendula* – 0,5%, 28,0 см². У трав'яному ярусі, що покриває 32% площі, домінують рудеральні та адвентивні види: *Chelidonium majus* L., *Dactylis glomerata* L., *Impatiens parviflora* L., *Stenactis annua* L. тощо. 27,5% поверхні ґрунту має 4 стадію дигресії. Загальна стадія рекреагенної трансформації екосистеми – III.

З віддаленням на 400 м від озера (ПП2; $I_c = 1,75$) механічні пошкодження виявлено лише на *Q. robur* (3,2%, 84,0 см²) та *P. sylvestris* (2,0%, 65,0 см²). Подекуди зберігся підлісок із *Frangula alnus* Mill. та *S. nigra*. Проте у підрості є лише незначна кількість *Q. robur*, аналогічно з ПП1. У трав'яному ярусі з проєктивним покриттям 43,0% домінують лісові види *Achillea millefolium* L., *Geranium sanguineum* L., *Poa nemoralis* L., *Polygonum aviculare* L., менше рудералів *Artemisia vulgaris* L., *Dactylis glomerata* L., *Impatiens parviflora* DC., *Sanguisorba annua* Nutt. тощо. Менше деградована поверхня ґрунту – 3 стадія дигресії на 20,1 % площі. Екосистема має II стадію рекреагенної трансформації.

На контролі (ПП3; 800 м від озера; $I_c = 1,60$) дерева не мають механічних пошкоджень. Підлісок добре розвинений і представлений куртинами *C. avellana*, *F. alnus* та *S. nigra*. Підріст *Q. robur* та *P. sylvestris* є благонадійним. Лише 5,5% поверхні ґрунту має 2 стадію дигресії. У трав'яному ярусі, що зберігся на 78% площі, більше поширені лісові рослини – *Betonica officinalis* L., *Geranium sylvaticum* L., *Origanum vulgare* L., *Pulmonaria officinalis* L., *Viola sylvestris* Lam., а нехарактерні для даного типу лісу види *Galinsoga ciliata* (Raf.) Blake, *Geum urbanum* L., *I. parviflora*, *Solidago virgaurea* L. тощо представлені спорадично.

У деревостанах екопрофіля виявлено 28 видів макроміцетів з 27 родів, 18 родин, 6 порядків відділу Basidiomycota (клас Agaricomycetes). Серед мікоризних грибів ектомікоризу з *P. sylvestris* формують *Amanita muscaria* (L.) Lam., *A. phalloides* (Fr.) Link та *Thelephora terrestris* Ehrh. З *Q. robur* ектомікоризу формують *Xerocomellus chrysenteron* (Bull.) Sutara), *Paxillus involutus* (Batsch) Fr. та *Xerocomus pruinatus* Quel.; з *Betula pendula* Roth. – *Leccinum scabrum* (Bull.) Gray. На освітлених ділянках плодоносять *A. muscaria*, *S. luteus* та *T. terrestris*. Систематична і трофічна структури ксилотрофних грибів і їх поширення змінюються залежно від ступеня рекреагенної трансформації екосистеми, ступеня пошкодження певних порід дерев, що проявляється у стадіях деструкції їхньої деревини (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

Таксономічна структура та деструктивна активність ксилотрофних грибів, виявлених на деревах *Q. robur*, *P. sylvestris*, *B. pendula* у Київському Поліссі, урочищі «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу (2016–2017 рр.)

№ з/п	Вид деревної рослини	Вид гриба		Стадія деструкції деревини*
		латинська назва	українська назва	
1	2	3	4	5
1	<i>Quercus robur</i>	<i>Crepidotus variabilis</i>	Крепітодус мінливий	II, III
2		<i>Hypholoma fasciculare</i>	Опеньок сірчано-жовтий несправжній	–
3		<i>Gloeoporus dichrous</i>	Глепорус двухкольоровий	I, II, III
4		<i>Laetiporus sulphureus</i>	Трутовик сірчато-жовтий	I, II
5		<i>Lenzites betulina</i>	Ленцітес березовий	II, III
6		<i>Lycoperdon pyriforme</i>	Дошовик грушоподібний	III
7		<i>Paxillus involutus</i>	Свинushка тонка	–
8		<i>Phellinus robustus</i>	Трутовик несправжній дубовий	II, III
9		<i>Fistulina hepatica</i>	Печіночниця звичайна	II, III
10		<i>Radulomyces molaris</i>	Радуломіцес зубчастий	I, II
11		<i>Schizophyllum commune</i>	Розщепка звичайна	I, II
12		<i>Stereum hirsutum</i>	Стереум жестковолосистий	I, II
13		<i>Vuilleminia comedens</i>	Віллемінія з'їдаюча	I
14		<i>Xerocomellus chrysenteron</i>	Моховик тріщинуватий	–
15		<i>Xerocomus pruinatus</i>	Моховик оксамитовий	–
16	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Amanita muscaria</i>	Мухомор червоний	–
17		<i>A. phalloides</i>	Бліда поганка	–
18		<i>Auriscalpium vulgare</i>	Аурискарпійум звичайний	–
19		<i>Thelephora terrestris</i>	Телефора звичайна	I, II
20		<i>Trichaptum hollii</i>	Тріхаптум буро-фіолетовий	I, II

Продовження таблиці 3.1

1	2	3	4	5
21	<i>Betula pendula</i>	<i>Fomitopsis pinicola</i>	Трутовик облямований	II, III
22		<i>Fomes fomentarius</i>	Трутовик справжній	II, III
23		<i>Lycoperdon pyriforme</i>	Дошовик грушоподібний	III
24		<i>Leccinum scabrum</i>	Підберезовик звичайний	–
25		<i>Piptoporus betulinus</i>	Трутовик березовий	II, III
26		<i>Trichaptum biforme</i>	Тріхаптус двоякий	I, II
27		<i>Trametes pubescens</i>	Траметес пухнастий	I-III
28		<i>Stereum subtomentosum</i>	Стереум ніжно повстаний	I, II

Примітки: «—» – види ксилотрофів, які не спричиняють деструкції деревини.

У найбільш деградованих екосистемах (ППІ) на особинах *Q. robur* розвиваються 9 видів ксилотрофів, 6 із них – на живих деревах I–IV категорій стану. Найпоширенішим виявився *Lycoperdon pyriforme* Schaeff. Решта видів-паразитів трапляється поодинокі на деревах II–III категорій стану. У місцях механічних пошкоджень рекреантами стовбурів *Q. robur* і навколо морозобоїн виявлено плодоношення *Crepidotus variabilis* (Pers.) P. Kumm. (в розривах кори), *Laetiporus sulphureus* (Fr.) Murr. та *Phellinus robustus* (P. Karst.) Bourdot et Galzin (на гіллі 1-го порядку). Біля комеля на неушкодженій корі розвиваються *Hypholoma fasciculare* (Huds.) P. Kumm. та *Paxillus involutus* (Batsch) Fr. На живих деревах *P. sylvestris* та *B. pendula* мікобіоти не виявлено. Показники ксилорізноманіття на ППІ наступні: видове різноманіття за індексом Шеннона (H) становило $1,80 \pm 0,09$; індекс домінування Бергера-Паркера (d) дорівнював $0,44 \pm 0,02$, а індекс вирівненості Макінтоша (U) – $0,71 \pm 0,04$.

Отже, в радіусі до 100 м від о. Ебісу серед ксиломікобіонтів із паразитичним способом живлення 8,5% складають *Laetiporus sulphureus* та *Phellinus robustus* – середньо шкідливі гриби зі спорадичною появою (рис. 3.1). Ці деревостани є сильно ослабленими ($I_c = 2,55$, середній ступінь пошкодження). Проте індекс санітарного стану деревних порід різний: *Q. robur* – 2,71 (середнє пошкодження), *P. sylvestris* – 1,75 і *B. pendula* – 1,65 (слабке пошкодження) (табл. 3.2). Дереворуйнівні гриби найбільше розвиваються на ослаблених (II категорія) і сильно ослаблених (III) особинах *Q. robur*. На дубі, що всихає (IV категорія), знайдено лише 2,5% ксилотрофів. З наближенням до озера, порівняно

з кількістю видів, значно більше, удвічі зменшується кількість знахідок ксилотрофів і, навпаки, майже удвічі зростає частка біотрофних видів (рис. 3.1).

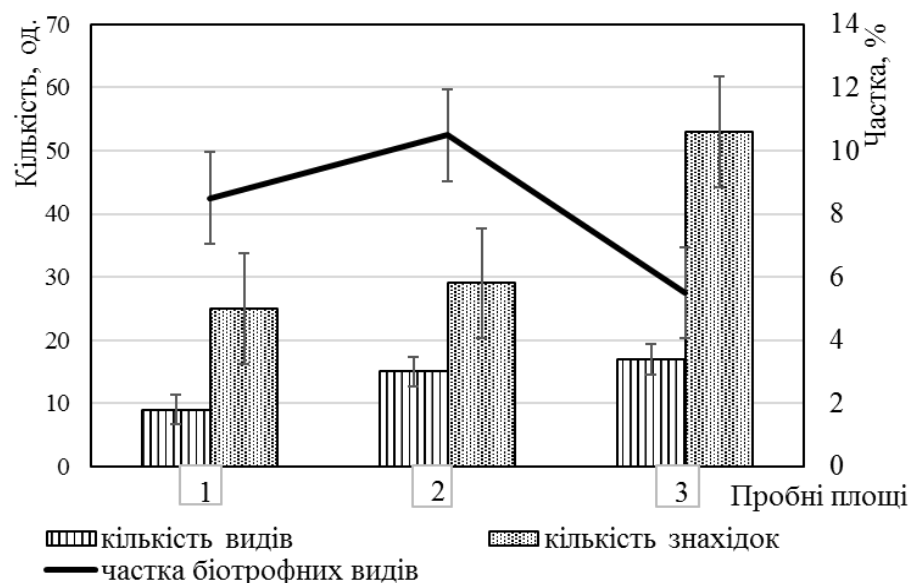


Рис. 3.1. Розподіл видів та знахідок ксилотрофів на екопрофілі, закладеному від озера Ебісу: ПП1 – 100 м; ПП2 – 400 м; ПП3К – 800 м (2016–2017 рр.)

Таблиця 3.2

Санітарний стан деревних порід і деревостанів на екопрофілі від озера Ебісу (2016–2017 рр.)

№ ПП	Деревна порода	Розподіл дерев за категоріями стану, %					Індекс стану (Іс)	
		I	II	III	IV	V	породи	деревостану
1	<i>Q. robur</i>	25,7	35,5	35,1	2,3	1,4	2,71	2,55
	<i>P. sylvestris</i>	29,5	29,9	35,1	5,5	0,0	1,75	
	<i>B. pendula</i>	20,0	39,1	34,9	6,0	0,0	1,65	
2	<i>Q. robur</i>	25,5	40,1	31,9	2,5	0,0	1,95	1,75
	<i>P. sylvestris</i>	24,2	47,8	25,3	2,7	0,0	1,70	
	<i>B. pendula</i>	21,3	37,8	38,2	2,7	0,0	1,90	
3	<i>Q. robur</i>	32,7	35,5	31,3	0,5	0,0	1,70	1,60
	<i>P. sylvestris</i>	35,3	34,1	27,6	2,8	0,0	1,65	
	<i>B. pendula</i>	31,0	32,9	32,7	3,4	0,0	1,50	

Далі від озера (100 м, ПП2) виявлено 15 видів ксилотрофів, 8 з яких розвивається на живих деревах *Q. robur* I–IV категорій стану. Тут теж найпоширенішим є *L. pyriforme*. На стовбурах, у місцях пошкоджень і морозобоїн плодоносять *C. variabilis* (в розривах кори), *L. sulphureus* та *P. robustus* (на гілках 1-го порядку). Біля комеля на цілісній корі трапляється *H. fasciculare* та *P. involutus* – аналогічно як на ПП1. На надґрунтових коренях-«лапах» живих *P. sylvestris* розвиваються *Amanita muscaria* та *Auriscalpium vulgare*, а на стовбурі – *Thelephora terrestris*. На живих деревах *B. pendula* на

ПП2 виявлено плодові тіла 4 видів ксилотрофів – *Leccinum scabrum*, *Piptoporus betulinus*, *Trichaptum biforme*, *Stereum subtomentosum*. Порівняно з ПП1, тут поширеність паразитів-ксилотрофів дещо більша – 15,1% (див. рис. 3.1). Досліджені деревостани у цій зоні лісу ослаблені ($I_s = 1,75$). Частка здорових дерев *P. sylvestris* є дещо меншою (24,2%) порівняно з ПП1 (29,5%), натомість менше сильно ослаблених особин та тих, що всихають. За санітарною структурою дерев *B. pendula* й часткою здорових особин *Q. robur* ситуація така ж, як на ділянці ПП1. Закономірність поширення дереворуйнівних грибів на деревах *Q. robur*, залежно від їх санітарного стану, така ж як на ПП1 (див. табл. 3.2). Показники ксилорізноманіття на ПП2 є дещо іншими, ніж на ПП1: індекс Шеннона має більше значення ($2,83 \pm 0,14$); натомість індекс Бергера-Паркера та індекс Макінтоша не змінилися – відповідно $0,51 \pm 0,02$ та $0,75 \pm 0,04$.

Найбільша кількість видів (17) та знахідок (53) ксилотрофів виявлена у найвіддаленіших від озера майже не порушених деревостанах з великою кількістю природного відпаду біомаси (середніх і малих гілок) (див. рис. 3.1, ПП3; $I_s = 1,60$). На деревах *Q. robur*, не залежно від I–IV категорій стану, виявлено плодові тіла 14 видів дереворуйнівних грибів. Проте поширеність біотрофних грибів у цій зоні лісового масиву є значно меншою, на відміну від ПП1 та ПП2, виявлено лише *Phellinus robustus* на стовбурах *Q. robur*. Ксилотрофи майже однаково поширені як на комелі (наприклад, *Fistulina hepatica*) так і на стовбурі (*Stereum hirsutum*) і кроні (*C. variabilis*) дерев. Лише на 5 деревах *Q. robur* у місцях морозобоїн знайдено плодоношення *C. variabilis*, *L. sulphureus*, *V. comedens*, *Radulomyces molaris*. На особинах *P. sylvestris* розвиваються ті самі види, що і на ПП2. Натомість на деревах *B. pendula* виявлено максимальну кількість видів (8) та знахідок (35) ксилотрофів, виявлених на екопрофілі. Індекс H на ПП3 виявився майже однаковим з даними на ПП2 ($2,89 \pm 0,14$). Індекс d становить $0,68 \pm 0,03$, індекс U – $0,69 \pm 0,03$.

Встановлено, що зазначені показники мали різну здатність відображати зміни різноманіття ксилотрофів на досліджуваному екопрофілі ПП3К–ПП1 – залежно від наближення до джерела загроз, до поліського озера Ебісу. Так,

порівняно з контролем, майже не порушеним ($I_s = 1,60$) деревостаном ППЗК, на відстані 400 м від озера різноманіття ксилотрофів було майже таким же – відповідно: $H = 2,83 \pm 0,14$; $d = 0,51 \pm 0,02$ та $U = 0,75 \pm 0,04$ (табл. 3.3). Тобто воно неістотно (на 2,1%) зменшується за видовою структурою, більше (на 8,7%) збільшується за індексом вирівненості, проте на 25,0% зменшується за індексом домінування. У зоні 100 м від озера, в найбільш деградованих ($I_s = 2,55$) деревостанах ксилорізноманіття значно зменшене порівняно з контролем видове різноманіття – на 37,7% та індекс домінування – на 35,3%, неістотно (на 2,9 %) збільшився індекс вирівненості.

Таблиця 3.3

Зміни різноманіття ксилотрофів в урочищі «Лиман Ошитки» Київського Полісся залежно від відстані до озера Ебісу (2016–2017 рр.)

№ ПП	Відстань, м	Індекс різноманіття Шеннона (H)	Індекс домінування Бергера-Паркера (d)	Індекс вирівненості Макінтоша (U)
1	100	$1,80 \pm 0,09$	$0,44 \pm 0,02$	$0,71 \pm 0,04$
2	400	$2,83 \pm 0,14$	$0,51 \pm 0,02$	$0,75 \pm 0,04$
3К	800	$2,89 \pm 0,14$	$0,68 \pm 0,03$	$0,69 \pm 0,03$

Отже, індекс вирівненості Макінтоша найменше (на 2,9–8,7% збільшення значень) відображає рекреагенні зміни різноманіття ксилотрофів у Київському Поліссі, чіткіше (на 2,1–37,7%) ілюструє зменшення видового різноманіття індекс Шеннона. Ще чутливішими є індекс домінування: середнє і сильне пошкодження деревостанів він ілюструє зменшенням значень відповідно на 25,0 та 35,3%.

Зазвичай мертві субстрати у деревостанах – це сухостійні дерева і лісовий відпад (пеньки, середні та малі гілки). На дослідженому екопрофілі сухостій *Q. robur* виявлено лише на ПП1: 48,9% його стовбурів заселено *P. robustus*; 35,0% – *S. hirsutum*, карпофори якого поширені на комелях і стовбурах дерев; 16,1% – *R. molaris* на комелі, гілках різного розміру і пнях. Стовбурові частини сухостою заселені також *H. rubiginosa* та *L. pyriforme*. У кроні на середньому та великому гіллі ($D_{\text{сер}} = 2,5\text{--}10,0$ см) розвиваються *C. variabilis* та *Schizophyllum commune* Fr. (ПП1 – 35,5%, ПП2 – 38,5, ПП3 – 26,0% знахідок); *Stereum gausapatum* (Fr.) Fr. виявлений на тонких опалих гілках ($d_{\text{сер}} = 0,5\text{--}2,5$ см) лише

на ПП2 (65,5% знахідок) та ПП3 (35,5% знахідок). На пенях *Q. robur*, *B. pendula* та *P. sylvestris*, виявлених лише на ПП1, домінують плодові тіла *Trichaptum biforme*, *Trametes pubescens*, *Crepidotus variabilis*.

Таким чином, судібровні ліси Київського Полісся в радіусі до 800 м від місць концентрованої рекреації таких, як озеро Ебісу (зелена зона м. Києва), зазнають рекреагенної трансформації II–III стадій. У лісових екосистемах свіжої грабово-дубово-соснової судіброви спостерігається: зниження зімкнутості крон з 0,80 до 0,65; механічне пошкодження до 7% дерев; поширення у травостої нелісових, рудеральних видів, зменшення його покриття до з 78 до 32%; 2–4 стадія дигресії 20–28% поверхні ґрунту. У цих лісах виявлено 28 видів макроміцетів з 27 родів, 18 родин, 6 порядків відділу Basidiomycota (клас Agaricomycetes). Ксилотрофи майже однаково поширені на основних елементах дерев *Q. robur* – у кроні, на стовбурі та його комелі. Проте найбільше видів (8) та знахідок (35) ксилотрофів виявлено на деревах *B. pendula*.

Рекреагенне порушення лісового середовища погіршує умови розвитку макроміцетів. З наближенням до озера зменшується кількість ксилотрофів з 17 до 9 видів, удвічі також зменшується кількість їх знахідок. Лише *Phellinus robustus* заселяє 49% сухостійних дерев *Q. robur*, 35% – *Stereum hirsutum*, 16% – *Radulomyces molaris*. На пенях *Q. robur*, *B. pendula* та *P. sylvestris* домінують *Trichaptum biforme*, *Trametes pubescens*, *Crepidotus variabilis*.

Залежно від ступеня порушення лісових екосистем, пошкодження певних порід дерев, стадії деструкції їхньої деревини змінюються систематична і трофічна структури ксилотрофних грибів і їх поширення. У найбільш деградованих і ослаблених деревостанах у радіусі до 400 м від о. Ебісу на *Q. robur* виявлено 9–14 видів ксилотрофів, найпоширенішим є *Lycoperdon pyriforme*. Майже удвічі зростає частка біотрофних грибів, які найактивніше розвиваються на ослаблених і сильно ослаблених особинах *Q. robur*. Тут превалюють види I–II стадій деструкції деревини. Серед ксилотрофів-паразитів 8,5% складають *Laetiporus sulphureus* та *Phellinus robustus*, що становлять середню загрозу для дерев. На здорових деревах *P. sylvestris* та

B. pendula мікобіоти не виявлено. Серед мертвого субстрату відпаду найбільша кількість видів і знахідок виявлено на гілках середнього на великого розміру.

3.2. Зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у рекреаційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані

Для з'ясування особливостей поширення ксилотрофів у біотопах за різними категоріями субстратів у рекреаційно-оздоровчих лісах *Q. robur* судібровних і дібровних типів, а також для встановлення відмінностей у порушенні консортивних зв'язків «деревна порода – ксилотрофні гриби» результати, одержані у Київському Поліссі (п. 3.1), варто порівняти з ситуацією у Правобережному Лісостепу на прикладі Центрально-Придніпровської височинної області, Умансько-Маньківського ландшафтного району [149]. Для цього у зеленій зоні м. Умані, що на Черкащині, вибрано близьке за лісівничо-таксаційною характеристикою лісове урочище «Білогрудівська Дача». Якщо урочище «Лиман Ошитки» віддалене на 50 км від м. Київ і має домінуючий тип лісу – свіжа грабово-дубово-соснова судіброва (C₂-гдС) з 100–120-річним *Q. robur*, то лісовий масив «Білогрудівська Дача» межує з м. Умань (0,5 км). У ньому переважають 80–90-річні деревостани *Q. robur* та *C. betulus*, сформовані у свіжій кленовій діброві (D₂-клД).

3.2.1. Лісова рослинність зеленої зони міста

Згідно з даними лісовпорядкування (2004 р.; матеріали Уманського національного університету садівництва), лісорослинні умови Уманського району сприятливі. Серед лісової рослинності переважають середньовікові мішані дубові та ясеневі насадження I класу бонітету. До складу деревостанів входять також *C. betulus*, *A. platanoides*, *A. campestre*, *Populus nigra* L., *Populus alba* L., *T. cordata*, *P. sylvestris* та інші види. Чагарникові фітоценози й яруси лісів формують: *C. avellana*, *Elaeagnus angustifolia* L., *E. verrucosa*, *Cornus mas* L., *Viburnum opulus* L., *Hippophae rhamnoides* L., *Berberis vulgaris* L., *Crataegus oxyacantha* L.

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» [124]. Сучасне приміське урочище «Білогрудівська Дача» (462,4 га) розташоване за автошляхом М05 Київ–Одеса, північно-східніше від Умані, між с. Піковець та с. Дмитрушки.

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, берестових – 4 %, інших – менше 1%. 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%).

Основне функціональне призначення урочища рекреаційно-оздоровче. У деревостанах переважають закриті простори з горизонтальною зімкнутістю (94%), закритих просторів з вертикальною зімкнутістю – 6%. Тому 75% території має першу стадію рекреаційною дигресії, решта – другу.

3.2.2. Рекреаційний вплив на лісові екосистеми

Аналіз документів лісовпорядкування та рекогносцирувальне обстеження показали, що лісовий масив «Білогрудівська Дача» наразі не має обладнаної інфраструктури для відпочинку населення. Проте його доступність, близьке розміщення до приміських сіл, шляхів комунікації, різних установ та підприємств міста спричиняє значний рекреаційний вплив на насадження. Так, біля центральної районної лікарні, у приузлісній смузі шириною 0–30 м уздовж автошляху Київ–Одеса, вул. Білогрудівська та на межах з селами 23% території засмічено побутовим сміттям; деревостан розчленований (105,5 м²/га) мережею

стежок шириною 0,4–0,6 м; на 65% площі порушено трав'яний покрив, на 15,6% – лісову підстилку, на 8,8% її втоптанно до мінерального шару ґрунту ділянками $3,6 \pm 0,17 \text{ м}^2$ ($196,8 \text{ м}^2/\text{га}$); 7% дерев мають механічні рани ($24,8 \pm 3,12 \text{ см}^2$, $109,9 \text{ м}^2/\text{га}$) та пошкодження лісовою пожежею нижньої ($1,2 \pm 0,77 \text{ м}$) частини стовбурів. У смузі насадження 31–60 м від дороги негативні наслідки менші: 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 ($11,1 \pm 1,01 \text{ см}^2$; $32,5 \text{ м}^2/\text{га}$); лише 3% території засмічено побутовим сміттям, на 5,6% площі порушений трав'яний покрив, втоптанно 4% лісової підстилки. Подібна ситуація виявлена уздовж автошляху Київ–Одеса та на межах із селами.

Внаслідок антропогенного навантаження деревостани урочища «Білогрудівська Дача» почали всихати, запас деревини сухостійних дерев сягає 5–10 $\text{м}^3/\text{га}$ (рис. 3.2). Уваги заслуговує частина (36,2 га) урочища поряд з міською лікарнею, віддалена до 1 км від перехрестя автошляху М05 Київ–Одеса та вул. Інтернаціональна. Вона уже включена до складу території міста в якості категорії «ділянки лісів навколо оздоровчих та рекреаційних територій». Саме в цій приміській частині запас сухостійних дерев дуба материнського намету найбільший (до 10 $\text{м}^3/\text{га}$) порівняно з рештою більш віддалених від Умані насаджень *Q. robur*, *C. betulus*, *Fraxinus pennsylvanica* Marshall. та *U. minor*.

Для з'ясування впливу рекреації на лісове середовище та умови існування афілофороїдних грибів у цій частині урочища досліджували два ідентичних за лісотипологічним потенціалом (бонітет І) деревостани *Q. robur* повнотою 0,7 – молодого (45 років), одноярусного, складом 7Д₃2Лп_д1Кл_г+Ч₃од.Ак₆ – у кв. 6, вид. 2 (ПП1) і середнього (91 рік) віку, в якому вже сформувалися два яруси (І ярус – 10Д₃; ІІ ярус – його супутники) – у кв. 3, вид. 2 (ПП2) (див. п. 2.3.3, табл. 2.4). Вони відрізняються тим, що перша ділянка знаходиться навколо обладнаних населенням спортивних снарядів і віддалена від міста на 470 м, а друга вдвічі ближче до міста, має пікнікові поляни і зазнала впливу вибіркової санітарної рубки. Ступінь рекреаційного впливу на лісові екосистеми визначали за візуальними ознаками засмічення, втоптування, випалювання лісової підстилки

і ґрунту, механічного пошкодження дерев. У межах ПП через 30–50 м виділяли відповідні секції (С) пробних ділянок – С1 (інтенсивний вплив), С2 (середній), С3 (помірний). Контролем вважали більш віддалені від джерела негативних чинників і кращі за станом ділянки ПП (рис. 3.2).



Рис. 3.2. Всихання деревостанів в урочищі «Білогрудівська Дача» та розташування пробних площ і секцій (2016–2017 рр.):

- — — — — межа ділянки (36,2 га) урочища, що включена до складу території м. Умань;
- засміченість лісу; Дз-10, Гз-5, Яз-5, Брс-5 – запас сухостійних дерев ($\text{м}^3/\text{га}$) певної лісоутворювальної породи (дуба звичайного, граба звичайного, ясеня зеленого, береста);
- 1, 2, 3 – ПП1/1, ПП1/2, ПП1/3; I, II – ПП2/2, ПП2/3 – досліджувані ділянки лісу

Встановлено, що екосистема лісового масиву зазнає інтенсивної та середньої рекреаційної трансформації поруч з місцями неорганізованого відпочинку. Так, в радіусі до 20 м навколо самовільно облаштованого у лісі спортивного майданчика (ПП1/С1) *Q. robur* сильно ослаблений ($I_c = 2,63$). Деревостан зріджений, розчленований мережею стежок шириною 0,4–1,5 м; 3% ділянки витоптано до мінерального шару ґрунту; 15,5% дерев у зоні стовбурів від 0,3 до 2,1 м мають від сокири по 1–5 ран середньою площею $32,8 \pm 1,13 \text{ см}^2$. Територія спортивного майданчика деградована: 3,0% – засмічено; 3,3% – кострища загальною площею $14,8 \text{ м}^2$; 18,0% – витоптана лісова підстилка на чотирьох ділянках сумарною площею 81 м^2 . На суміжній території, віддаленій на

21–40 м від спортивних снарядів (середнє навантаження), негативні наслідки менші (ПП1/C2). 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 витоптаною підстилкою (11,9 %; 67 м^2). Тоді як на контролі з помірним навантаженням (ПП1/C3; понад 40 м від майданчика) пошкоджених дерев майже не має (1%), відсутні кострища, є лише одна стежка шириною 0,4 м з порушеною підстилкою.

У зоні інтенсивної деградації (C1) на 45,0% площі порушений трав'яний ярус, домінують рудеральні, інвазійні види *Ambrosia artemisiifolia* L., *Achillea millefolium* L., *Asclepias syriaca* L., *Dactylis glomerata* L., *Conyza canadensis* (L.) Cronquist, *Stenactis annua* (L.) Cass., *Ceratocephala testiculata* Crantz (Roth), *Elytrigia repens* (L.), *Rumex confertus* Willd., *Convolvulus arvensis* L., *Plantago major* L. тощо. Поверхня ґрунту має IV стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 23,2% площі (3–4 категорії). Загальне проективне покриття у зоні середньої деградації (C2) складає 55,0%. Серед трав превалюють однаковою мірою як рудеральні, так і лісові види (*A. millefolium*, *A. artemisiifolia* L., *A. podagraria*, *Capsella bursa-pastoris* (L.) Medikus, *E. repens*, *Geum urbanum* L., *Poa nemoralis* L., *Solidago canadensis* L., *Urtica dioica* L., *Polygonatum odoratum* (Mill.) Druce, *P. multiflorum*, *Galium aparine* L., *Viola odorata* L., *Pulmonaria obscura* Dumort., *Mercurialis perennis* L., *Galeobdolon luteum* Huds., *Glechoma hirsute* Waldst. & Kit., тощо). Поверхня ґрунту має III стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 21,3% площі (3–4 категорії). Загальне проективне покриття травостою у зоні помірної деградації (C3) є значно більшим, 86,0%. Домінують лісові види, але трапляються й рудеральні види (*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*, *Trifolium pratense* L., *V. odorata*, тощо). Поверхня ґрунту має II стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 10,0% площі (2–4 категорії).

Виявлено, що з наближенням до спортивного майданчика частка особин *Q. robur* I класу Крафта зменшується втричі, II – на 3,9%, III – на 6,8%. I,

навпаки, втричі зростає частка відсталих у розвитку дерев IV класу. 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 (табл. 3.4).

Таблиця 3.4

Структура санітарного стану *Q. robur* залежно від розвитку дерев в урочищі «Білогрудівська Дача» зеленої зони м. Умані (2016–2017 рр.)*

№№ ПП/С	Розподіл дерев за категоріями стану деревостану										Індекс стану деревостану
	I		II		III		IV		V		
	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	СКК	%	
1/1	1,5	3,2	1,7	33,2	2,3	36,1	3,1	26,0	3,8	1,5	2,63
1/2	1,3	9,2	1,7	41,3	2,1	25,7	2,8	22,3	4,5	1,5	2,32
1/3	1,5	8,6	1,4	37,1	2,5	29,3	3,5	21,5	4,8	3,5	2,28
2/2	1,3	11,8	2,1	37,0	3,8	33,7	4,2	17,5	-	-	2,72
2/3	1,2	4,5	2,4	36,8	2,5	35,0	3,2	21,4	3,9	2,3	1,91

***Примітки:** СКК – середньозважений клас Крафта дерев певної категорії їхнього стану: I – здорові дерева; II – ослаблені; III – сильно ослаблені; IV – такі, що всихають; V – свіжий сухостій.

Природне поновлення *Q. robur* майже відсутнє. На відміну від *Q. robur* його супутники у першому ярусі – *A. platanooides* 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 і покращується розвиток. Так, кількість *A. platanooides* 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. *T. cordata* дуже пригнічена і мало збереглася між рядами *Q. robur* у затінку густого намету.

Екосистема лісового масиву трансформована також поруч з місцями неорганізованого відпочинку. Наприклад, на привабливих ділянках з галявинами 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). Так, на галявині площею 150 м², до якої ведуть 4 стежки шириною 0,7 м, є 4 кострища сумарною площею 3,4 м², 3 сміттєзвалища (2,8 м², засміченість території 6%), зрубано 88,2% підросту та знищено 76,3% підліску. В таких насадженнях *Q. robur* сильно ослаблений ($I_c = 2,72$), його ріст загальмований (СКК = 2,28; див. табл. 3.4). Частка здорових

особин становила 4,5%, ослаблених і сильно ослаблених виявлено приблизно однакову кількість (36,8%; 35,0%), частка «свіжого сухостою» складала 2,3%. Загальне проективне покриття травостою складає 55,5%. Домінують рудеральні види *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).

Менше вразливі і, відповідно, менш пошкодженими є мало привабливі для рекреантів старші і щільніші деревостани з розвиненим підростом і підліском. Проте, й вони зазнають помірного впливу поблизу квартальних просік або інших шляхів, що сполучають населені пункти між собою або з підприємствами чи установами міста. В них *Q. robur* ослаблений ($I_c = 1,91$) навіть після проведення вибіркового санітарного рубок. Майже удвічі може зменшитись участь домінантів, натомість ослаблених дерев менше не стало (табл. 3.4; 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 згарища ($0,64 \pm 0,09$ м²) і засміченість до 0,5% території. Від галявин, зазвичай, відходить лише одна стежка шириною до 0,6 м.

З віддаленням від галявин, міжквартальних просік та інших доріг 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 $9,9 \pm 0,49$ м²/га. Загальне проективне покриття становить 75,5%. Домінують дерева II та III класів Крафта (див. табл. 3.4). 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).

Загалом встановлено, що поблизу спортивних майданчиків, пікнікових галявин, доріг і узлісь урочища зростає кількість механічних пошкоджень стовбурів дерев, їх площа і поширеність. 6–16% дерев мають механічне пошкодження у зоні стовбура 0,3–2,1 м (табл. 3.5; додаток К).

Таблиця 3.5

**Характеристика механічного пошкодження стовбурів дерев
в урочищі «Білогрудівська Дача» зеленої зони м. Умані (2016–2017 рр.)**

№ ПП-С; W, м²; N, шт.	Таксаційна характеристика І ярусу деревостану	Пошкодже ні дерева		Площа ран на стовбурах дерев, S, м²	Висота розміщення ран на стовбурах, h, м
		N _п , шт.	Q, %	$\frac{M \pm m}{S_{ПП} - S_{Ira}}$	$\frac{M \pm m}{min-max}$
Ділянки лісу інтенсивного і середнього навантаження навколо спортивного майданчика					
ПП1-1, W=450, N=84	7Дз2Лпд1Клг+Чз од. Акб; ЗДН–0,87	13	15,5	$\frac{0,328 \pm 0,147}{4,13-91,77}$	$\frac{1,14 \pm 0,15}{0,3-2,1}$
ПП1-2, W=450, N=67	7Дз2Лпд1Клг; ЗДН–0,87	9	13,4	$\frac{0,242 \pm 0,062}{2,18-48,44}$	$\frac{1,00 \pm 0,12}{0,3-1,7}$
Ділянки лісу середнього і помірного навантаження на пікнікових галявинах					
ПП2-2, W=900, N=71	10Дз; ЗДН–0,81	7	9,9	$\frac{0,186 \pm 0,034}{1,30-14,44}$	$\frac{1,24 \pm 0,10}{0,9-1,8}$
ПП2-3, W=900, N=69	10Дз; ЗДН–0,81	4	5,8	$\frac{0,173 \pm 0,035}{0,69-7,67}$	$\frac{1,33 \pm 0,04}{1,1-1,5}$

Примітки: ПП – пробні площі; С – секції в ПП залежно від впливу рекреації: інтенсивний – С1, середній – С2, помірний – С3 (контроль). Характеристика деревостану: W – площа секції пробної площі, м²; N – кількість обстежених дерев на С, шт.; ЗДН – зімкненість деревного намету. Характеристика механічних ран на деревах секцій ПП: N_п – кількість пошкоджених дерев, шт.; Q – частка пошкоджених особин від усіх дерев, %; S_i – середня проща ран на стовбурах дерев, см²; S_{ПП} – сумарна проща ран на ПП, м²/га; S_{1га} – сумарна проща ран на 1 га, м²/га. Висота розміщення ран на стовбурах дерев h, м; M±m – середня, max – максимальна, min – мінімальна. На секції С3 механічні рани виявлено лише на 1% дерев.

Узагальнений аналіз стану на усіх ділянках лісового масиву урочища «Білогрудівська дача» показав, що залежно від ступеня рекреаційної дигресії лісу зростає середня (рис. 3.3; r = 0,97) і сумарна площа (рис. 3.4; r = 0,98) механічних ран стовбурів, а також частка пошкоджених дерев (рис. 3.5). Саме на цих ділянках витоптаність лісової підстилки і верхнього шару ґрунту є найбільшою, вона залежить від відстані до джерел екологічних загроз (узлісся, дорога, місця відпочинку або спортивних занять). Виявлено кореляційну від’ємну залежність між висотою розміщення ран (r = -0,75) і площею слідів від згарищ (r = -0,64) та

відстанню до спортивного майданчика у лісі (рис. 3.6). Частка пошкоджених дерев, а також середня ($r = 0,97$) і сумарна ($r = 0,98$) площа ран стовбурів зростають залежно від ступеня рекреаційної дигресії лісу. На привабливих спортивних майданчиках, пікнікових галявинах і узліссях більш вразливий живий надґрунтовий покрив більше втоптаний, ніж лісова підстилка (рис. 3.7, 3.8).

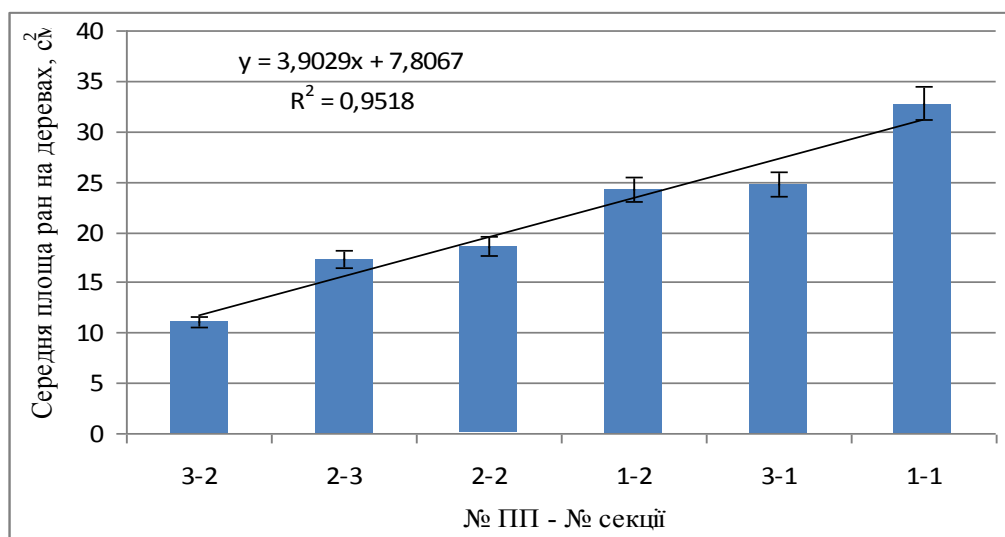


Рис. 3.3. Залежність середньої площі механічних ран на деревах урочища «Білогрудівська Дача» від ступеня рекреаційної дигресії лісу (2016–2017 рр.): ПП1-1 – насадження навколо (0–20 м) спортивного майданчика (інтенсивна дигресія); ПП1-2 – суміжна (21–40 м) ділянка (середня дигресія); ПП2-2 – привабливі для відпочинку галявини (середня дигресія); ПП2-3 – привабливі для відпочинку смуги лісу уздовж квартальних просік та інших шляхів комунікації (помірна дигресія); ПП3-1 – узлісна (0–30 м) смуга лісу (середня дигресія); ПП3-2 – суміжна (31–60 м) приузлісна смуга лісу (помірна дигресія)

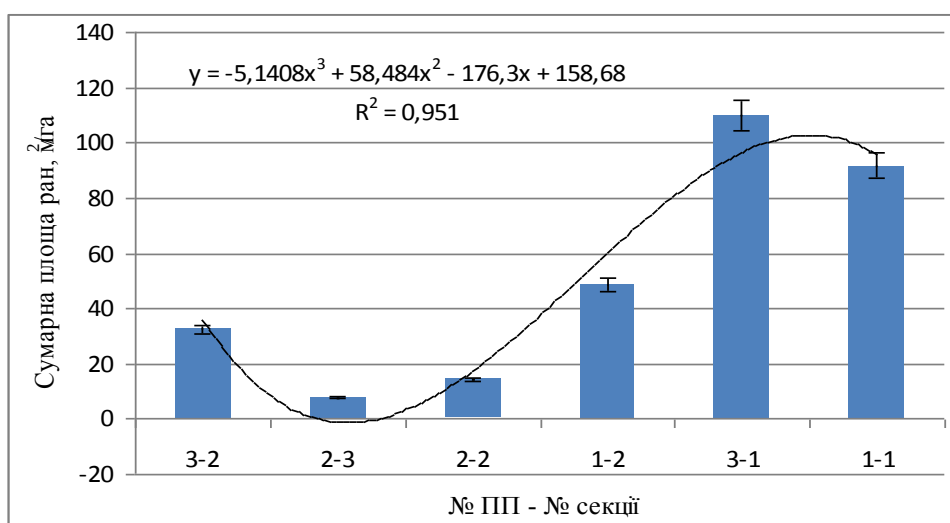


Рис. 3.4. Залежність сумарної площі механічних ран на деревах урочища «Білогрудівська Дача» від ступеня рекреаційної дигресії лісу (2016–2017 рр.): позначки – ті ж, що на рис. 3.3.

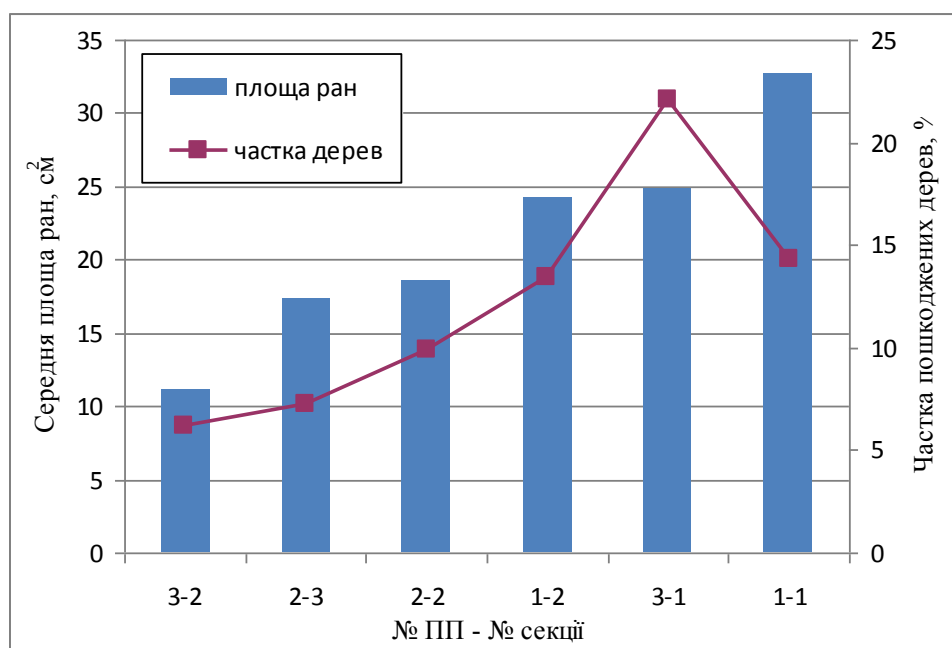


Рис. 3.5. Частка пошкоджених дерев (%) та середня площа (см²) механічних ран стовбурів у «Білогрудівській дачі» (2016–2017 рр.):
позначки – ті ж, що на рис. 3.3.

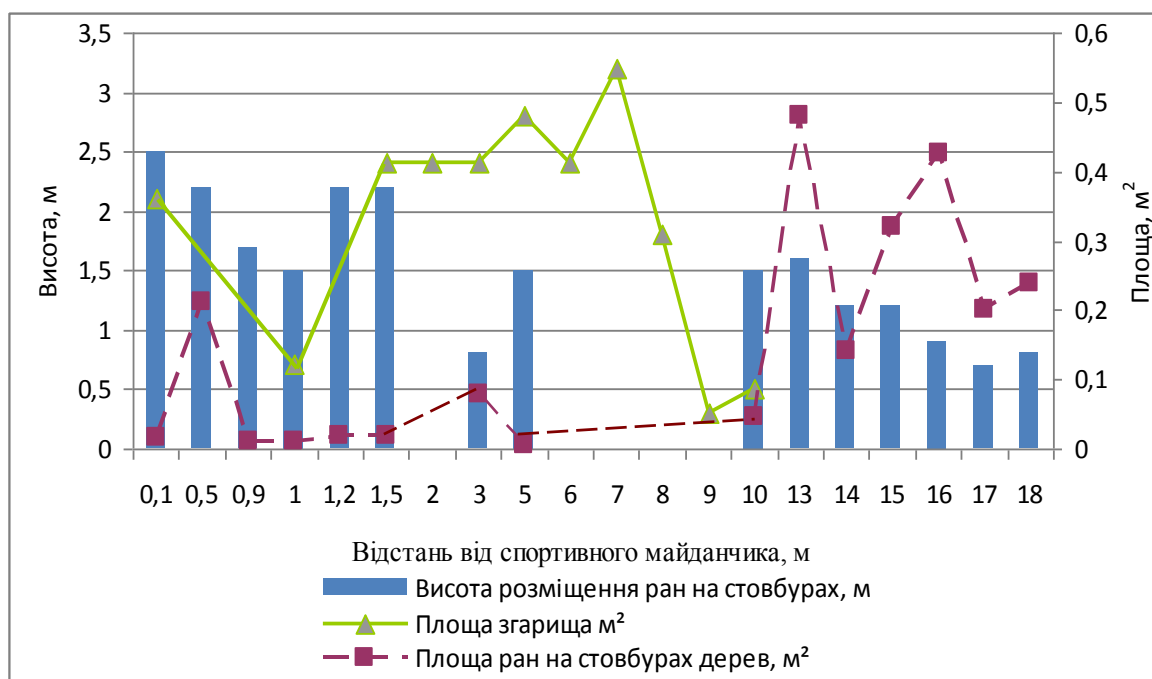


Рис. 3.6. Залежність висоти розміщення механічних ран на стовбурах і площ ран та згарищ від відстані до спортивного майданчика у лісі урочища «Білогрудівська дача» (2016–2017 рр.)

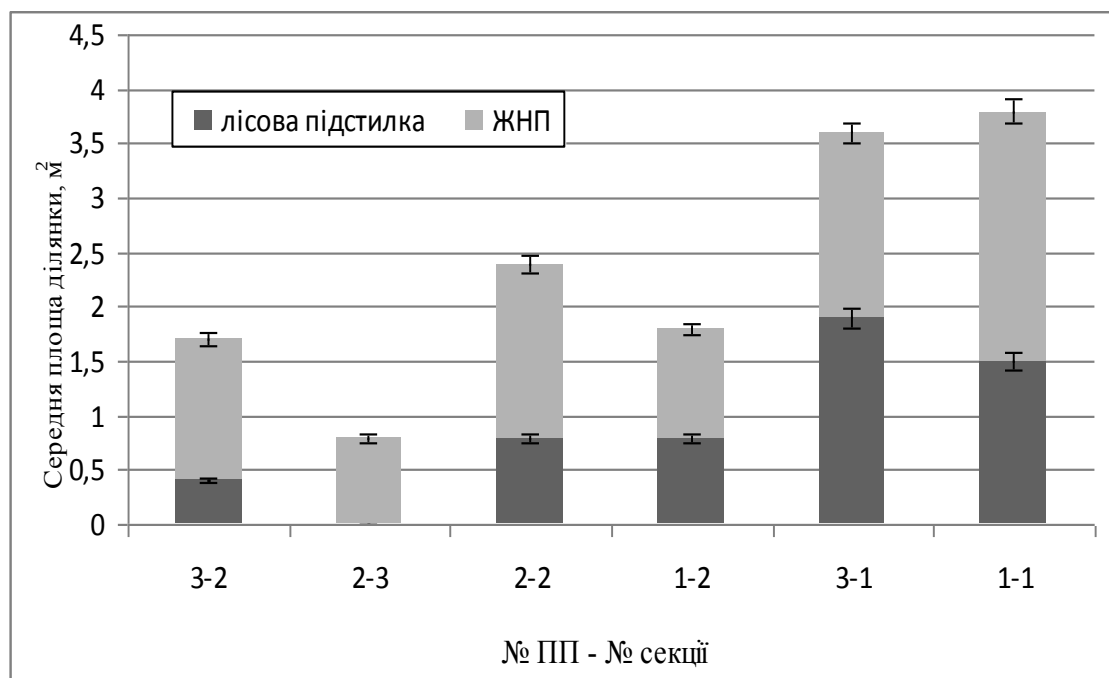


Рис. 3.7. Співвідношення вигоптаності живого надґрунтового покриву (ЖНП) та лісової підстилки на ПП, закладених в урочищі «Білогрудівська дача» (2016–2017 рр.): позначки – ті ж, що на рис. 3.3.

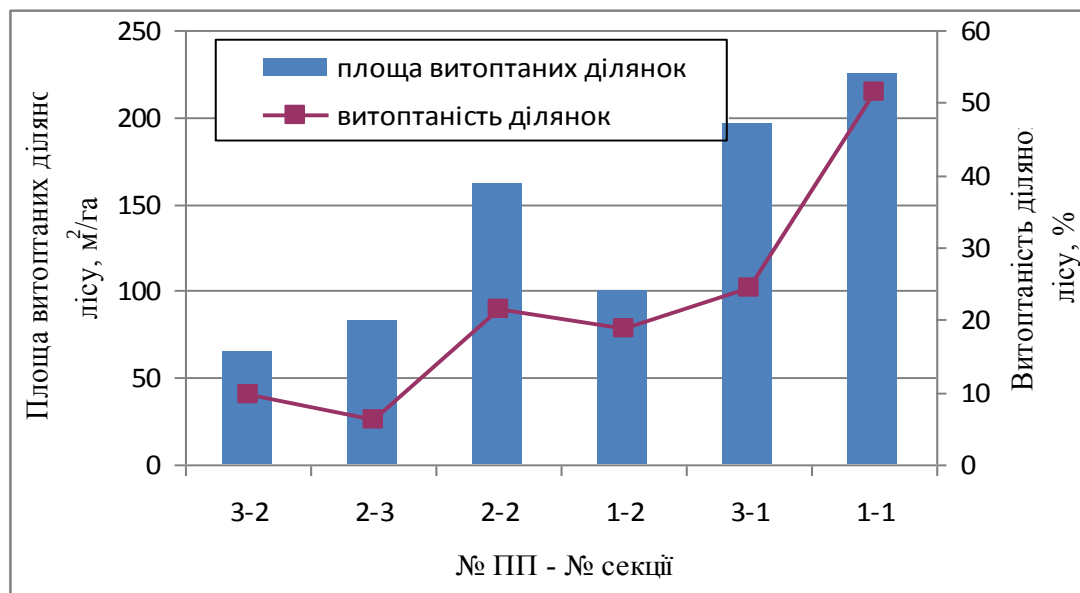


Рис. 3.8. Сумарна площа вигоптаних ділянок лісу (ЖНП+ЛП, м²/га) та частка вигоптаності на ній верхнього шару ґрунту (Q, %) в урочищі «Білогрудівська дача» (2016–2017 рр.): ЖНП – живий надґрунтовий покрив, ЛП – лісова підстилка, інші позначки – ті ж, що на рис. 3.3

3.2.3. Рекреагенне порушення консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L.

Імовірно, що погіршення умов росту і розвитку *Q. robur*, його всихання і деградація деревостану мають спричинювати зміни у структурі консорцій цих дерев і ксилотрофних грибів через порушення умов лісового середовища, зміну кількісних і якісних характеристик субстратів, розподілу їх у часі і просторі. Загалом у лісовому масиві урочища «Білогрудівська дача» виявлено 14 видів (74 знахідки) дереворуйнівних грибів з 11 родів, 9 родин, 7 порядків класів Agaricomycetes та Tremellomycetes відділу Basidiomycota (табл. 3.6). Їх поширення і розвиток мають певні особливості залежно від стану лісової екосистеми і розподілу у ній порушень.

Таблиця 3.6

Таксономічна структура ксилотрофних грибів в урочищі «Білогрудівська Дача» (2016–2017 рр.)

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>Ph. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin
Polyporales	Phanerochaetaceae	<i>Hapalopilus rutilans</i> (Pers.) Murrill
		<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	9	14

На *Q. robur* сильно деградованої ділянки ПП1/С1 виявлено лише 6 видів (20 знахідок) афілофороїдних грибів. Найбільший розвиток ксилотрофів зафіксовано на сильно ослаблених деревах (75,0%). На ослаблених особинах та «свіжому сухостой» виявлено 15,0% та 10,0% відповідно. На здорових (I категорія стану) та усихаючих (IV категорія) деревах дереворуйнівних грибів не

виявлено. Варто зауважити, що 45,0% знахідок приурочено до I класу розвитку *Q. robur*, 30,0% – III, 15,0% – II, 10,0% – V класу розвитку. Проте, на деревах IV класу Крафта ксилотрофів не зафіксовано. Показники ксилемікорізноманіття у деревостані ПП1/С1 були такими: $H = 1,34 \pm 0,06$; $d = 0,4 \pm 0,02$; $U = 0,54 \pm 0,02$.

На *Q. robur* середньо деградованої ділянки ПП1/С2 виявлено дещо більше ксилемікобіонтів (13 видів, 25 знахідок). Максимальну кількість знахідок зафіксовано на сильно ослаблених деревах (38,4%), найменшу – на свіжому сухостой (7,6%), на здорових особинах їх також не зафіксовано. Однакову кількість знахідок (по 15,4%) виявлено на деревах II та III класів Крафта, проте найбільша частка припадає на особини нижчих класів розвитку (IV клас Крафта, 38,4%). У деревостані ПП1/С2 показники ксилемікорізноманіття становили: $H = 1,34 \pm 0,06$; $d = 0,40 \pm 0,02$; $U = 0,54 \pm 0,02$.

На помірно трансформованій ділянці ПП1/С3 на *Q. robur* 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 класу Крафта, дещо менше на особинах II (28,0%) та I класів (20,0%) Крафта. Найменша частка знахідок та видів виявлена на деревах IV класу розвитку. Ксилемікорізноманіття було таким: $H = 2,60 \pm 0,13$; $d = 0,36 \pm 0,02$; $U = 0,69 \pm 0,03$.

В районах пікнікових галявин на *Q. robur* (ПП2/С2) виявлено 5 видів ксилотрофів (7 знахідок). Шість знахідок грибів 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. Різноманіття ксилотрофів становило: $H = 1,92 \pm 0,09$; $d = 0,61 \pm 0,03$; $U = 0,54 \pm 0,03$.

У менш привабливих, щільніших деревостанах з розвиненим підростом і підліском, відповідно, менш рекреаційно порушених (ПП2/С3) на *Q. robur* розвивається 4 види (5 знахідок) афілофороїдних грибів, з яких 3 види (*Exidia truncate*, *Radulomyces molaris*, *Vuilleminia comedens*) зафіксовано на ослаблених деревах. *Exidia glandulosa* (1 знахідка, III клас Крафта) виявлено на

усихаючому дереві. *R. molaris* та *V. comedens* приурочені до II класу Крафта. Лише *E. truncata* розвивається на здорових особинах *Q. robur*.

Порівняти вплив на різноманіття ксилотрофів навколо спортивного майданчика і пікнікових галявин можна за табл. 3.7. Видно, що серед показників характеристики різноманіття ксилотрофів найбільшу чутливість до погіршення санітарного стану *Q. robur* (від погіршення умов лісу) навколо спортивного майданчика в урочищі продемонстрував індекс Шеннона. Його значення зменшувалось по екопрофілю порівняно з контролем на 38,5% (ПП1/2, середня деградація ділянки) та на 48,5% (ПП1/2, інтенсивна деградація). Трохи менше змінювалось значення індексу вирівненості Макінтоша – відповідно на 30,4% та 21,7%. Значення індексу домінування змінювалось не закономірно. Проте, в районі пікнікових галявин, у зоні інтенсивної рекреації цей показник в 1,5 рази перевищував відповідне значення навколо спортивного майданчика, значення індексу Шеннона в 1,4 було вищим, а індексу Макінтоша – однаковим.

Таблиця 3.7

Зміни різноманіття ксилотрофів у деревостанах *Q. robur* урочища «Білогрудівська Дача» залежно від погіршення умов лісу (2016–2017 рр.)

№ ПП/С	Індекс стану	Індекс різноманіття Шеннона	Індекс домінування Бергера-Паркера	Індекс вирівненості Макінтоша
Ділянки лісу (7Д ₃ 2Лп _д 1Кл _г +Ч ₃ од.Ак _б) навколо спортивного майданчика				
1/1	2,63	1,34±0,06	0,40±0,02	0,54±0,02
1/2	2,32	1,60±0,08	0,28±0,01	0,48±0,02
1/3	2,28	2,60±0,13	0,36±0,02	0,69±0,03
Ділянка лісу (10Д ₃) в районі пікнікових галявин				
2/2	2,72	1,92±0,09	0,61±0,03	0,54±0,03

*Примітки: С1 – інтенсивний, С2 – середній, С3 – помірний вплив рекреації

Загалом інтегрований аналіз знахідок грибів на усіх досліджуваних ділянках лісового масиву «Білогрудівська Дача» за групами розвитку *Q. robur* показав, що найбільше поширені та розвинені ксилотрофи на деревах вищих (I–III) класів Крафта (рис. 3.9). Кращий розвиток ксилотрофів був 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 (рис. 3.10). Найменше (до 5%) афілофороїдних грибів на «свіжому сухостої» (дерева V класу і за розвитком, і за станом).

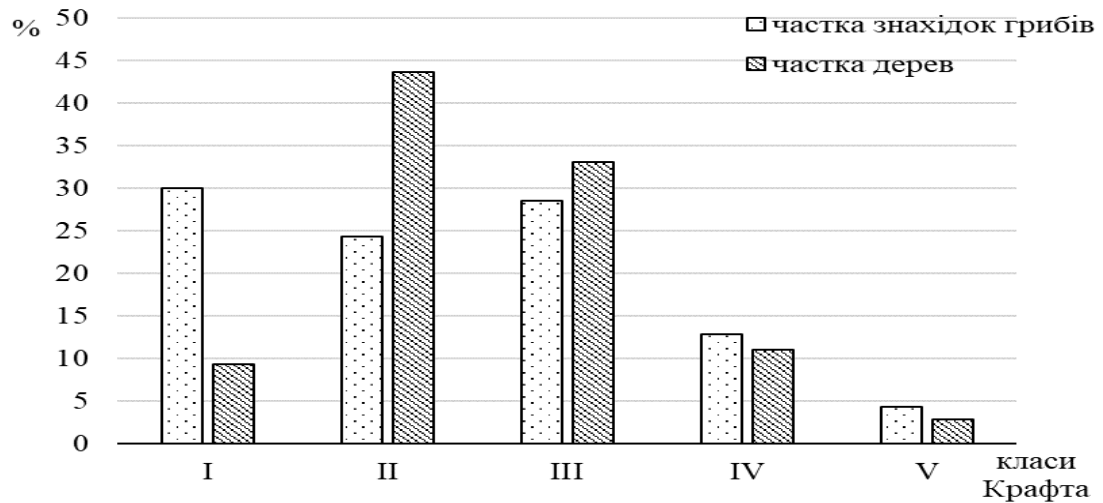


Рис. 3.9. Розподіл ксилотрофних грибів на деревах *Quercus robur* L. в урочищі «Білогрудівська Дача» за класами Крафта (2016–2017 рр.)

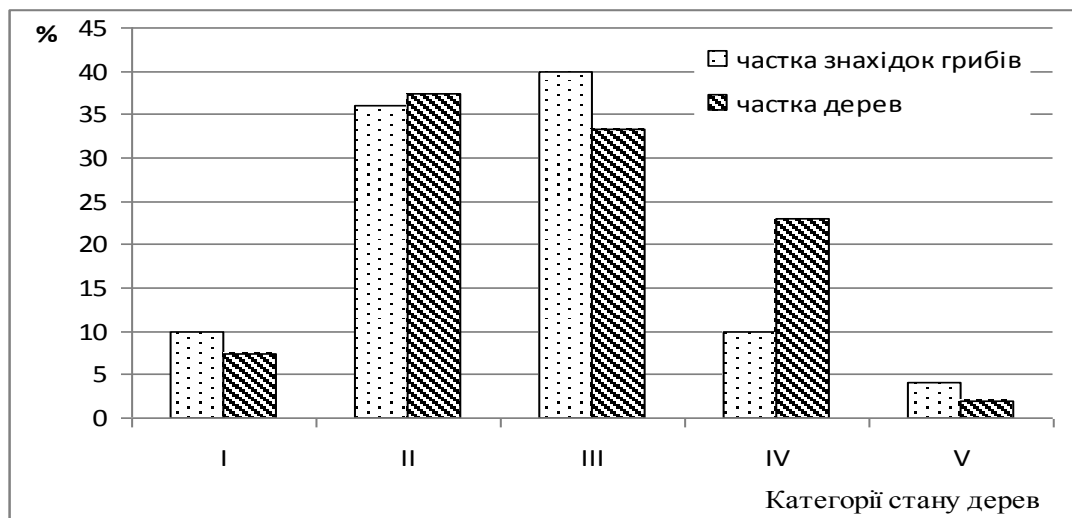


Рис. 3.10. Розподіл ксилотрофів на деревах *Quercus robur* L. в урочищі «Білогрудівська Дача» за категоріями їхнього стану (2016–2017 рр.)

Виявлено особливості поширення ксилотрофів за деревними породами та у вертикальному профілі фітоценозу. Так, 96,0 % знахідок грибних базидіюм припадає на *Q. robur* (12 видів), 83,1% з яких відмічено у надґрунтовому мікогоризонті на сухостійних деревах. У шість разів менше ксилотрофних грибів (14,1%) виявлено у кроновому мікогоризонті. Це види, здатні починати свій розвиток у кроні дерева, на всихаючому гіллі діаметром 1–13 см, та продовжувати його після відпаду таких субстратів на ґрунт: *Exidia truncata* Fr.,

Peniophora quercina (Pers.) Cooke, *Radulomyces molaris* (Chaillet ex Fr.) Christ. Поодинокими зборами представлені комлевий (*Hymenochaete rubiginosa* (Dicks.) Lev., пеньок D = 28 см) та стовбуровий (*Phellinus robustus* (P.Karst.) Bourdot et Galzin, на цілісній корі стовбура D = 19 см) мікогоризонти (табл. 3.8).

Таблиця 3.8

Розподіл ксилотрофних грибів за мікогоризонтами *Quercus robur* L. в урочищі «Білогрудівська Дача» (2016–2017 рр.)

№ 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 rutilans</i>	–	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>Ph. 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
Частка від загальної кількості видів, %		0	83,3	8,3	8,3	25,0
Частка від загальної кількості знахідок, %		0	83,1	1,4	1,4	14,1

Примітки: * – кількість знахідок кожного виду гриба; ** – частка (%) знахідок грибів у межах кожного мікогоризонту; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кроновий; «–» – не виявлено.

На інших деревах по одній знахідці ксилотрофів відмічено на *C. betulus* (*Vuilleminia comedens* (Nees) Maire, на всихаючому гіллі крони, D = 4 см), на *P. avium* (*Daedaleopsis confragosa* var. *tricolor* (Bull.) Bondartsev et Singer, тонкий відпад – гілля, $d_{\text{сер}} = 2$ см) та на *T. cordata* (*Schizophyllum commune* Fr., пеньок, D = 13 см). 96,0 % знахідок грибних базидіом припадає на *Q. robur* (12 видів), 83,1% з яких відмічено у надґрунтовому мікогоризонті на сухостійних деревах.

Аналіз трофічної структури показав, що 94,6% усіх знахідок ксилотрофів (11 видів) припадає на евритрофи II порядку на листяних деревах. Решта видів є евритрофами I порядку, що здатні заселяти субстрати як листяних, так і хвойних дерев. Загалом, видове різноманіття досліджених грибів на усіх досліджених ділянках має досить високі значення (див. табл. 3.7). 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.

Отже, високопродуктивні молоді і середньовікові середньо привабливі деревостани *Q. robur* рекреаційно-оздоровчих лісів лісопаркової частини зеленої зони м. Умань, таких як урочище «Білогрудівська Дача», зазнають помірного і середнього рекреаційного впливу. Територія урочища має першу (75%) і другу (25%) стадію рекреаційної дигресії. Це зумовлено близьким розташуванням до міста, приміських сіл, основних транспортних мереж та доступністю лісу для населення. Інтенсивне навантаження спостерігається у привабливих місцях неорганізованого відпочинку і спортивних занять та в приузлисних смугах лісу, що межують зі шляхами комунікації, установами міста й іншими населеними пунктами. Наслідками є: засмічення території, мережі стежок, витоптування лісової підстилки, верхнього шару ґрунту і трав'яного покриву, збільшення у ньому частки рудеральних, інвазійних видів, механічне і пірологічне пошкодження дерев, пригнічення їх росту і розвитку, природного поновлення, погіршення стану і зрідження деревостанів, збільшення запасу сухостійних дерев. Менш привабливі старші і щільніші деревостани з розвиненим підростом та підліском зазнають меншого, слабкого рекреаційного впливу.

Погіршення умов росту і розвитку *Q. robur* у свіжій кленовій діброві, його всихання і деградація деревного намету спричиняють зміни у структурі консорцій цих дерев і ксилотрофних грибів через порушення умов лісового середовища, зміну кількісних і якісних характеристик субстратів, розподілу їх у часі і просторі.

ВИСНОВКИ

1. У зеленій зоні м. Києва (50 км від міста; урочище «Лиман Ошитки») деревостани *Quercus robur* L. в судібровних умовах навколо озера Ебісу зазнають II–III стадій рекреаційної дигресії. Ступінь їх пошкодження зростає з наближенням до озера з 800 м ($I_c = 1,60$) до 100 м ($I_c = 2,55$). Зімкнутість крон зменшується з 0,80 до 0,65. Із травостою лісові рослини витісняються

рудеральними та адвентивними видами, його покриття зменшується з 78% до 32%. Підріст лісоутворювальних порід *Q. robur* та *Pinus silvestris* L. стає неблагонадійним, підлісок зникає. За часткою у деградованому деревостані механічно пошкоджених дерев і площею ран породи складають такий ряд: *Q. robur* – 7,0%, 70,0 см²; *P. sylvestris* – 3,5%, 55,5 см²; *Betula pendula* Roth. – 0,5%, 28,0 см². Пошкодженість поверхні ґрунту зростає з 2 стадії (5,5% території) до 4 стадії дигресії (27,5 % – ділянки II–III категорій).

2. У цих деревостанах виявлено 28 видів ксилотрофних макроміцетів з 27 родів, 18 родин, 6 порядків відділу Basidiomycota (клас Agaricomycetes). З наближенням до озера (800–100 м), у міру збільшення порушення лісів, їх середовища зростають зміни видової і трофічної структур дереворуйнівних грибів, їх поширення у фітоценозі та зв'язки «деревна порода – ксилотрофи». Кількість їх видів і частота трапляння (знахідок) зменшується удвічі. І, навпаки, майже удвічі зростає частка біотрофних видів.

3. Крім наближення до озера, зміни видового складу і поширення у лісі дереворуйнівних грибів залежать також від наявності певних деревних порід, що відрізняються ступенем їх пошкодження. У порушених деревостанах (до 400 м від озера) на *Q. robur* виявлено 9–14 видів ксилотрофів, найпоширеній – *Lycoperdon pyriforme*. Біотрофні гриби найактивніше розвиваються на ослаблених і сильно ослаблених особинах *Q. robur*. Превалюють види I–II стадій деструкції деревини. В радіусі до 100 м від озера, в сильно ослаблених ($I_c = 2,55$) деревостанах серед ксилотрофів-паразитів 8,5% складають *Laetiporus sulphureus* та *Phellinus robustus* – середньо шкідливі гриби зі спорадичною появою. Ксилотрофи *Q. robur* однаково поширені на у кроні, на стовбурі та його комелі. Найбільше їх видів (8) та знахідок (35) виявлено на деревах *B. pendula*. Хоча індекс санітарного стану деревних порід різний: *Q. robur* – 2,71 (середнє пошкодження), *P. sylvestris* – 1,75 і *B. pendula* – 1,65 (слабке пошкодження).

4. Ксилотрофи більш поширені на живих, але ослаблених і сильно ослаблених деревах. На сухостійних деревах поселяються лише поодинокі види: *Phellinus robustus* заселяє 49% *Q. robur*, 35% – *Stereum hirsutum*, 16% –

Radulomyces molaris. На пенях *Q. robur*, *B. pendula* та *Pinus sylvestris* L. домінують *Trichaptum biforme*, *Trametes pubescens*, *Crepidotus variabilis*. У місцях механічних пошкоджень рекреантами стовбурів *Q. robur* і навколо морозобоїн плодоносять *Crepidotus variabilis* (Pers.) P. Kumm., *Laetiporus sulphureus* (Fr.) Murr. та *Phellinus robustus* (P. Karst.) Bourdot et Galzin (на гіллі 1-го порядку). Біля комеля на неушкодженій корі трапляються *Hypholoma fasciculare* (Huds.) P. Kumm. та *Paxillus involutus* (Batsch) Fr. На надґрунтових коренях-«лапах» *P. sylvestris* розвиваються *Amanita muscaria* та *Auriscalpium vulgare*.

5. У Київському Поліссі індекс вирівненості Макінтоша найменше (на 2,9–8,7% збільшення значень) відображав зміни різноманіття ксилотрофів, чіткіше (на 2,1–37,7%) ілюструє зменшення видового різноманіття індекс Шеннона. Ще чутливішими є індекс Бергера-Паркера: середнє і сильне пошкодження деревостанів він ілюструє зменшенням значень відповідно на 25,0 та 35,3%.

6. Порівняно із зеленою зоною м. Київ, навколо м. Умань рекреаційне навантаження на лісопаркову зону значно менше. Так, деревостани *Q. robur* урочища «Білогрудівська дача» мають I (75%) і II (25%) стадії рекреаційної дигресії (проти II–III стадій біля о. Ебісу на Київщині). Інтенсивне навантаження спостерігається лише у приміських доступних для населення привабливих місцях неорганізованого відпочинку і спортивних занять та в приузлисних смугах лісу, що межують зі шляхами комунікації. Усі ознаки рекреаційної дигресії лісу залежать від відстані до таких місць.

7. У цих деревостанах 6–16% дерев мають механічне пошкодження у зоні стовбура 0,3–2,1 м. Виявлено кореляційну від’ємну залежність між висотою розміщення механічних ран ($r = -0,75$) і площею слідів від згарищ ($r = -0,64$) та відстанню до спортивного майданчика у лісі. Частка пошкоджених дерев, а також середня ($r = 0,97$) і сумарна ($r = 0,98$) площа ран стовбурів зростають залежно від ступеня рекреаційної дигресії лісу. Більш вразливий живий надґрунтовий покрив витоптаний більше, ніж лісова підстилка. Запас деревини сухостійних дерев основних порід сягає 5–10 м³/га.

8. В районах нерегульованої рекреації погіршуються умови росту і розвитку деревостанів «Білогрудівської Дачі». *Q. robur* пошкоджений навколо самовільно облаштованих у лісі спортивних майданчиків ($I_c = 2,28-2,63$) та пікнікових полян ($I_c = 1,91-2,72$) у радіусі до 60 м. Поверхня ґрунту має II–IV стадії дигресії. У травостої лісові види витісняються рудеральними, інвазійними рослинами сягаючи з наближенням до місць відпочинку рівня домінування. Природне поновлення *Q. robur* зникає, його супутників – погіршується. У 2–4 рази зменшується кількість рослин у підрослі, їх розвиток пригнічується.

9. В урочищі «Білогрудівська дача» виявлено 14 видів (74 знахідки) дереворуйнівних грибів з 11 родів, 9 родин, 7 порядків класів Agaricomycetes та Tremellomycetes відділу Basidiomycota. Зміни у видовому складі і їх поширені, їх зв'язках з *Q. robur* свідчать про активізацію процесів деградації у лісових екосистемах. Найбільше поширені (40% знахідок) та розвинуті ксилотрофи на сильно ослаблених (середній ступінь пошкодження) деревах *Q. robur*, а також на ослаблених (слабкий ступінь) особинах (37,1%). Частка їх зростає зі збільшенням деградації деревостану: слабка дигресія – 23,7% знахідок, середня – 38,4%, сильна – 75,0% знахідок на сильно ослаблених деревах.

10. На відміну від Київського Полісся, в урочищі «Білогрудівська Дача» зеленої зони м. Умань найбільшу чутливість до рекреаційного погіршення санітарного стану *Q. robur* «слабке-середнє-інтенсивне» продемонстрував індекс Шеннона. Видове різноманіття ксилотрофів зменшувалось по екопрофілю порівняно з контролем на 38,5% (середня деградація ділянки) та на 48,5% (інтенсивна деградація). Трохи менше змінювалось значення індексу вирівненості Макінтоша – відповідно на 30,4% та 21,7%. Значення індексу домінування змінювалось не закономірно. Проте, в районі пікнікових галявин, у зоні інтенсивної рекреації цей показник в 1,5 рази перевищував відповідне значення навколо спортивного майданчика, значення індексу Шеннона в 1,4 було вищим, а індексу Макінтоша – однаковим.

11. Загалом, у зеленій зоні м. Умань не вдалося виявити вираженої залежності змін розвитку і поширення афілофороїдних грибів від ступеня

рекреаційного пошкодження дерев, яку спостерігали у Київському Поліссі. Це, вірогідно, спричинено меншими, порівняно з озером Ебісу, джерелами загроз і, відповідно, коротшими екопрофілями (до 60 м в зеленій зоні м. Умань проти 800 м біля озера Ебісу). Менше пошкодженими є мало привабливі для рекреантів старші і щільніші деревостани з розвиненим підростом і підліском.

Одержані результати дослідження викладено у таких працях здобувача.

1. Поліщук З.В. Поширення та структура дереворуйнівних грибів у рекреагенно трансформованих судібровах Київського Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(6). С. 42–46.

2. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., Поліщук З.В. Зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у рекреаційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані. *Екологія та ноосферологія*. 2017. Т. 28, № 3–4. С. 5–20.

3. Поліщук З.В., Грабовська Т.О. Мікоіндикація ступеня рекреагенної трансформації судібровних типів лісу Київського Полісся. *Наукові пошуки молоді у третьому тисячолітті. Напрямок «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»*: Державна наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, Біла Церква, 18–23 травня 2017 р. Біла Церква, 2017. С. 41.

4. Поліщук З.В. Вплив рекреації на консортивні зв'язки *Quercus robur* L. та афілофороїдних грибів у лісах зеленої зони м. Умані. *Проблеми екологічної безпеки та охорони навколишнього природного середовища у ландшафтній сфері*: Державна наук.-практ. конф., Біла Церква, 23 листопада 2017 р. Біла Церква, 2017. С. 2–3.

5. Методика оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням та активізацією ксилотрофних грибів / В.В. Лавров, О.І. Блінкова, О.М. Іваненко, З.В. Поліщук. Біла Церква: БНАУ, 2018. 46 с. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/2005>

РОЗДІЛ 4. МІКОІНДИКАЦІЯ КОМПЛЕКСНОГО АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ЗАХИСНІ, РЕКРЕАЦІЙНО-ОЗДОРОВЧІ ТА ПРИРОДООХОРОННІ ЛІСИ

Крім значно поширеного навколо населених пунктів рекреаційного навантаження у густозаселених регіонах, в районах розвинених промислових міст природне довкілля, у тому числі й ліси зазвичай зазнають комплексного впливу багатьох негативних антропогенних чинників. Екологічні наслідки дії комплексу чинників різного походження, відмінних режимів, інтенсивності і механізмів дії з різними проявами у часі та просторі екосистем оцінити значно складніше. Особливо складно визначити частку певного чинника в інтегральному ефекті змін екосистеми [59, 87, 142–144, 174, 218] (див. п. 1.1.1). Ці питання ми досліджували на прикладі зеленої зони м. Біла Церква Київської області. Серед багатьох міст України місто Біла Церква (площа 3,4 тис. га; населення 210 тис. осіб) цікава тим, що має тисячолітню історію існування на живописних ландшафтах середини басейну р. Рось, тривалий період антропогенного змінювання природних ландшафтів.

У наш час площа зелених насаджень обмеженого рекреаційного користування становить 1342 га, спеціального призначення – 998 га. Зелену зону Білої Церкви значною мірою формують дендропарк НАНУ «Олександрія» (401 га) та лісові масиви урочищ «Товста» (2057 га), «Томилівська дача» (1854 га), «Григори», «Добролежівка Шкарівська» (250 га), «Добролежичі» (186 га) та «Кошик» (199 га) [209]. Тут найбільше поширені мішані твердолистяні, середньовікові, переважно складні за будовою і різноманітні за формою лісові насадження, що зростають на опідзолених чорноземах і легко та середньо суглинистих сірих і темно-сірих лісових ґрунтах. Усі ці ліси приміської смуги міста, крім низки урбаністичних чинників, зазнають комплексного впливу населення різного виду та інтенсивності, залежно від природно-ресурсного потенціалу лісів, їх рекреаційної привабливості та доступності для відвідувачів. Особливо привабливими щодо відпочинку є узлісся, що межують з р. Рось, щодо

побічного лісокористування – лісові ландшафти з ягодами, грибами, березовим соком, лікарськими цілющими травами, тощо.

Комплексний антропогенний вплив на ліси досліджували на прикладі трьох лісових урочищ – «Товста», «Кошик» і «Голендерня» (дендропарк «Олександрія»), які відрізняються за цільовим призначенням лісів (захисні, рекреаційно-оздоровчі та природоохоронні), положенням відносно транспортних шляхів, м. Біла Церква та інших населених пунктів, а також за лісівничо-таксаційними показниками та санітарним станом.

4.1. Вплив комплексу антропогенних чинників на урочище «Товста»

Це лісовий масив розташований на відстані 1 км від північно-східної околиці м. Біла Церква, ліворуч Фастівського шосе та залізниці напряму Біла Церква – Київ (рис. 4.1). Основним призначенням лісового масиву є виконання рекреаційно-оздоровчих функцій. Проте у смузі відведення залізниці (до 500 м) і уздовж автошляхів ці насадження виконують захисні функції. Лісоутворювальні породи – *Q. robur*, *A. platanoides*, *B. pendula* та *U. foliacea*.

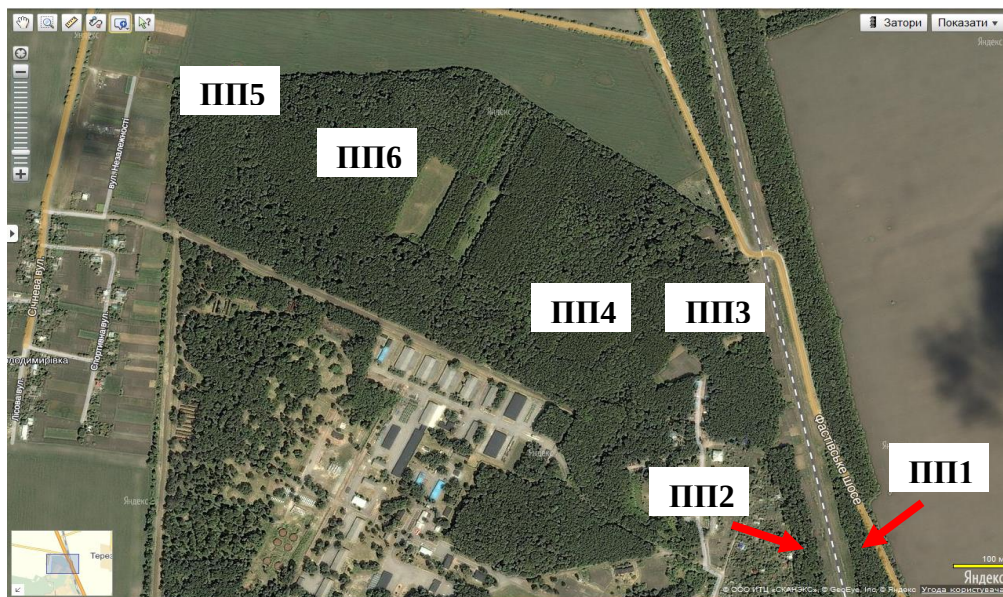


Рис. 4.1. Розміщення пробних площ в урочищі «Товста» зеленої зони м. Біла Церква (2016–2018 рр.): ПП1, ПП2 – захисні лісосмуги *Q. robur* уздовж залізниці. Деревостани у смузі відведення: ПП3, ПП5 – *Q. robur*; ПП4 – *B. pendula*; ПП6 – *Ph. amurensis*

Досліджували шість деревостанів різного призначення та таксаційної характеристики: дві захисні лісосмуги обабіч Фастівського шосе та залізниці напрямом Біла Церква–Київ, вони є відділеним внаслідок розвитку транспортної

мережі залишком (ширина до 100 м) південно-східної частини згаданого лісового масиву (ПП1/секція-А (породним складом 10Дз), ПП1/секція-Б (3Дз3Акб2Вл1Яз1Клг); ПП2 (3Акб2Яз2Клг2Глз1Вл)); а також чотири середньовікових насадження різного породного складу, розташовані у смузі відведення залізниці – ПП3 (9Дз1Клг), ПП4 (10Бп), ПП5 (6Дз4Лд), ПП5 (6Дз4Лд) та ПП6 (7Бра2Лпд1Яз) – культури інтродукованого виду, бархату амурського (*Phellodendron amurense* Rupr.). Усі деревостани – середньовікові, переважно мішані, 1–2-ярусні з розвинутим підростом і підліском. Детальніша таксаційна характеристика наведена в розділі 2, п. 2.3.2 (табл. 2.2). Досліджувані ділянки лісу знаходяться на рівнинному рельєфі, проте відрізняються за положенням відносно транспортних шляхів і населених пунктів. Тому, відповідно, вони зазнають різного навантаження нерегульованої рекреації та інших супутніх видів негативного впливу населення збором побічних лісових ресурсів, зокрема – березового соку (ПП4).

4.1.1. Пошкодження деревостанів

Історичні дані та картографічний аналіз свідчать, що лісовий масив урочища «Товста» за два століття зменшився майже вдвічі [106, 109, 229]. Лише південну його частину площею понад 13 км² у XIX–XX ст. було відведено під житлові масиви «Гайок» та «Піонерський», кілька військових містечок, приміських сіл, селекційну станцію «Олександрія» та агроугіддя. Це, вірогідно, й спричинило відокремлення частини урочища, де було створено дендропарк «Олександрія». Наразі збереглися ще кілька таких фрагментів лісу різних розмірів та ступенів деградації. Один із них шириною 96 м, відділений від решти лісового масиву вул. Полковника Коновальця, розташовується у смузі відведення залізниці. На цій території зростає, зокрема, деревостан зі складом порід 3Дз3Акб2Вл1Яз1Клг (ПП1-секція Б; див. табл. 2.2 у п. 2.3.2), який наразі є середньо пошкодженим внаслідок сильно ослаблених *U. laevis* та *Fr. viridis*. Щільність крон дерев узлісся – 30%. Найкращий стан мають дерева *A. platanoides*. Незважаючи на високу зімкненість деревного намету (ЗДН = 0,86), спостерігається незначний підріст *Q. robur* та *Fr. viridis* висотою 0,6–2,7 м, *A.*

platanoides – 0,9–4,2, проте найрозвиненішим є *U. laevis* – 3–12 м. Зауважимо, що самосів *Q. robur* є нежиттєздатним. У живому надґрунтовому покриві (ЖНП), який складає 34%, ще спостерігаються типові лісові види. Але, слід підкреслити, уже поширились індикатори антропогенної деградації лісової екосистеми: *I. parviflora* становить 52% території, чистотіл звичайний (*Ch. majus*) – 23%. Отже, з часом можливе погіршення стану деревостану.

З іншого боку залізниці зростає 11-рядна високоповнотна ($G = 22 \text{ м}^2/\text{га}$; $ЗДН = 0,81$) щільна лісосмуга шириною 20 м зі складом порід 3Акб2Яз2Клг2Глз1Вл; сумарна (I+II яруси) густота деревостану – сягає 2099 шт./га (ПП2; див. табл. 2.2 у п. 2.3.2). Деревостан ослаблений, переважно, внаслідок введеного у склад узлісся декоративного інтродуцента *Gl. triacanthos*, який наразі всихає ($I_c = 3,53$), щільність його крон зменшилась до 30%. Загальна щільність крон дерев узлісся – 45%.

Знижують стан насадження також сильно ослаблені дерева *Fr. viridis* та *A. platanoides*. Значно кращий санітарний стан має *Robinia pseudoacacia* L. Вона домінує в підрості узлісся з боку Фастівського шосе, хоча дещо й відстає у рості і розвитку від інших порід. Проте з боку залізниці та міста акацію на узліссі майже повсюдно замінив самосів адвентивного *A. negundo*, який утворив щільні, стійкі зарості й досяг висоти 4,8 м. Про втрату цілісності екосистеми у минулому свідчить те, що ця порода вже сформувала потужний II ярус (8Кля2Гкз; $D = 13,2 \text{ см}$; $H = 9,8 \text{ м}$; $N = 502 \text{ шт./га}$). Проте останніми роками ситуація покращилася, оскільки у підрості вже поширюються лісоутворювальні види, особливо *A. platanoides*, *Q. robur* та *Fr. viridis*.

Негативний вплив передмістя (вул. Полковника Коновальця) на лісовий масив урочища «Товста» проявляється у районі забудованого господарськими приміщеннями узлісся. У приузлісній смузі до 40 м ослаблене кленово-дубове насадження має такі наслідки антропогенного впливу: проникнення і розвиток у підрості адвентивного *A. negundo* ($N = 111 \text{ шт./га}$); розгалужена мережа стежок (шириною від 0,6 до 2 м); ґрунт витоптано до мінерального шару на 3,4% площі; рослинними рештками та побутовими залишками засмічено 3,3% території; 11%

дерев мають пошкодження сокирою розміром $0,77 \pm 0,03 \text{ м}^2$; задерніння на вирубаних ділянках сягає 75% площі. Структура території перед узліссям є такою: 89,1% – деревостан; 7,6 – стежки; 3,3% – сміттєзвалища. За надмірно зімкненого деревного намету ($\text{ЗДН} = 0,93$) підріст та підлісок розвинені недостатньо (п. 2.3.2; табл. 2.2; ПП3).

Пошкодження деревостанів значно зростає за накладання двох різних екологічних чинників. Наприклад, рекреація та збір березового соку у березняку (п. 2.3.2; табл. 2.2; ПП4) призвели до початку його всихання ($I_c = 3,82$). Крім мотивації щодо заготівлі соку, пошкодженню деревостану сприяла близькість до житлових будинків (0,24 км) і залізниці (0,17 км), а також доступність за рідкого II ярусу, підрості і підліску. Внаслідок збору соку витоптано до ґрунту 5,4% трав'яного покриву (0,9% – місця навколо дерев у радіусі до 1,5 м, 4,5% – стежки між ними шириною 0,3–0,7 м), 18,3% дерев мають ушкодження (отвори) від збору соку та рани від сокири розміром $0,52 \pm 0,03 \text{ м}^2$; задерніння ґрунту – 75%. Домішок *Q. robur* є сильно ослабленим ($I_c = 2,53$). Руйнування материнського намету спричинило формування другого ярусу складом 8Клг2Вл. Хоча *Fr. viridis* випереджає за розвитком дерева *A. platanoides*, він погано переносить затінення і є сильно ослабленим. Тому у підрості рослин *A. platanoides* у 25 разів більше, ніж *Fr. viridis*. Підлісок є значно зрідженим. ЖНП зберігся лише на 18% ділянки, із яких 48% займає *Impatiens noli-tangere* L., 34% *Tussilago farfara* L., 7% *Euphorbia polychroma* L.

Іншим проявом антропогенної деградації лісового масиву є самовільне утворення на його північному узліссі, у липово-дубовому насадженні (ПП5) стихійного сміттєзвалища площею 750 м^2 . Причиною є близьке (0,25 км) розміщення лісу до с. Володимирівка. Мережа стежок у цій частині урочища становить 3,4%, засміченість – 3,2% площі.

Особливої уваги заслуговує середньовіковий деревостан з *Ph. amurense*, оскільки інтродукція є біологічним забрудненням території, це питання досі залишається недостатньо дослідженим. В умовах урочища «Товста» *Ph. amurense* проявив високу продуктивність і сформував доволі стійке ($I_c = 2,72$),

добре зімкнене (0,81), високоповнотне (0,87) насадження, значно обігнавши своїх супутників – *T. cordata* і *F. excelsior*, особливо за діаметром стовбурів. Проте *T. cordata* набирає сили у другому ярусі (його склад – 7Лпд2Кля1Вл) і в майбутньому, вірогідно, зможе витіснити рослини *Ph. amurense*. Тобто, без належного догляду аборигенні види з часом можуть його витіснити. Цю загрозу збільшує і добре розвинений підлісок: *P. avium* (h = 2,8 м, N = 18,9 тис. шт./га), *C. avellana* (h = 3,7 м, N = 4,2 тис. шт./га), *S. nigra* (h = 2,6 м, N = 22,0 тис. шт./га) (див. п. 2.3.2; табл. 2.2; ПП6).

Отже, деревостани урочища «Товста» істотно трансформовані внаслідок їх доступності для населення та порушення екологічних норм рекреаційного та іншого побічного використання. Лісовий масив розчленовано залізницею та автошляхом, що з'єднує м. Біла Церква з м. Київ. Значна частина урочища зникла у ХІХ–ХХ століттях унаслідок розбудови міста та інших населених пунктів, розширення агроугідь, тощо. Антропогенна трансформація лісових насаджень проявляється такими діагностичними ознаками: самовільною забудовою лісових земель, розгалуженою мережею доріг і стежок, порушенням, витоптуванням, а подекуди й знищенням живого надґрунтового покриву, його забур'яненням, засміченням території побутовим й будівельним сміттям, механічним пошкодженням, ослабленням і всиханням дерев. Найбільше страждають насадження, що наближені до населених пунктів, автотранспортних та інших шляхів, тобто є доступними для людей. Більшій антропогенній дигресії зазнають естетично привабливіші зріджені деревостани та березняки внаслідок збирання соку. Проаналізуємо ці питання за даними трав'яного ярусу – більш чутливого до змін лісового середовища, здатного швидко на них реагувати.

4.1.2. Антропогенна трансформація трав'яного покриву

Дані ділянок ПП1-6 свідчать, що трав'яна рослинність урочища «Товста» представлена 56 видами судинних рослин, які належать до 47 родів і 29 родин (додаток Л). Спектр трьох провідних родин трав'яних рослин формують: *Asteraceae* – 7 видів, або 12,5% від загальної кількості видів; *Poaceae* та *Lamiaceae* – 6 видів (10,7%). *Geraniaceae* та *Scrophulariaceae* – по 3 види (5,3%).

Apiaceae, *Ranunculaceae*, *Rosaceae*, *Boraginaceae*, *Polygonaceae*, *Plantaginaceae*, *Caryophyllaceae* – по 2 види (3,5%); 17 родин мають по 1 виду (1,8%). Домінують типові лісові види, проте на порушених місцях поширені також нелісові, рудеральні та адвентивні види. Індекс адвентизації складає 15,5%.

Як показано в п. 4.1.1, серед деревостанів головної породи *Q. robur* найбільше в урочищі «Товста» деградовані наближені до населених пунктів насадження. Тому зупинимося на порівняльному аналізі трав'яного ярусу двох дубових приузлисних насаджень – ППЗ (узлісся в бік Білої Церкви; самовільна забудова лісового масиву у смузі до 20 м) та ПП5 (узлісся в бік с. Володимирівка; самовільне сміттєзвалище). Характеристика деревостану ППЗ: I ярус має склад 9Дз1Клг; II ярус – 10Шч; ПР – 6Вл2Кля2Клг; ПЛ – Чрз ($h = 4,2$ м, $N = 16,7$ тис. шт./га); ЗДН = 0,93; П = 0,89. Характеристика деревостану ПП5: I ярус складом 8Дз2Лпд; II ярус – 10Вл; ПР – 9Вл1Клг; ПЛ – Чрз ($h = 6$ 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); ЗДН = 0,83; П = 0,89 (див. розділ 2; п. 2.3.2).

Трав'яна рослинність насадження ППЗ представлена 25 видами судинних рослин, які належать до 21 родів і 15 родин. У деревостані ПП5 видовий склад травостою бідніший – 19 видів судинних рослин із 15 родів і 12 родин (додаток К). Спектр провідних родин формують *Asteraceae*, *Roaceae* та *Lamiaceae*, що збігається з основними даними всіх шести ПП урочища. Хоча адвентивні види траплялися на обох лісових ділянках, у ПП5 зафіксовано їх більшу кількість (*A. artemisifolia*, *Erigeron canadensis* L., *I. parviflora*, *Malva sylvestris* L. тощо), за рахунок чого коефіцієнт фітоценотичної схожості (KG) рослинних угруповань цих ПП ($KG_{ППЗ}$ та $KG_{ПП5}$) становить 75,0%.

Аналіз біоморф (додаток Л) показав, що в трав'яному покриві переважають багаторічні рослини – як на ППЗ (64%), так і на ПП5 (59%), частка малорічників становить відповідно 36% та 41% (рис. 4.2, а). Оцінка спектру надземних пагонів свідчить, що безрозеткові види домінують (54% – ПП5, 60% – ППЗ). Частка розеткових становить відповідно 28 та 26%. Більша кількість повзучих рослин (18% на ППЗ проти 14% на ПП5) свідчить, що на ППЗ лісова

екосистема зазнає більшого вищипування поверхні ґрунту, ніж на ПП5, що підтверджується характеристикою розвинутої стежкової мережі (див. п. 4.1.1).

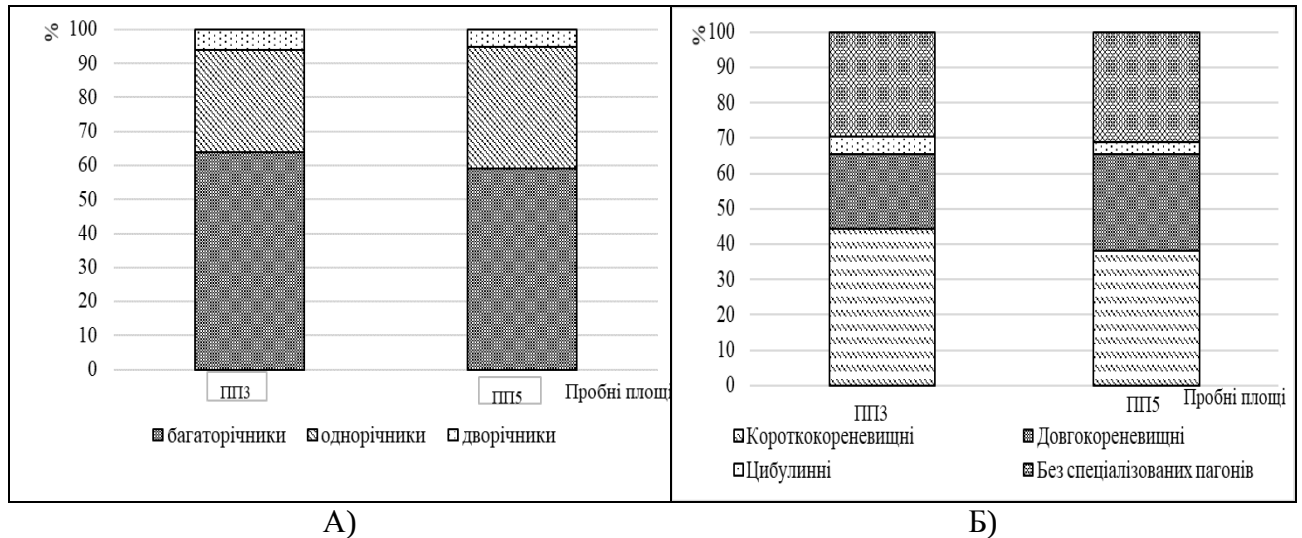


Рис. 4.2. Спектр життєвих циклів (А) та підземних пагонів (Б) трав'яних рослин в урочищі «Товста» зеленої зони м. Біла Церква (2016–2018 рр.):

ППЗ – узлісся в бік м. Біла Церква (самовільна забудова у лісі); ПП5 – узлісся в бік с. Володимирівка (сміттєзвалище у лісі)

Аналіз спеціалізації підземних пагонів показав тенденцію домінування видів з наявністю кореневища та без спеціалізованих пристосувань (рис. 4.2, Б). Більшу кількість короткокореневищних видів та цибулинних рослин виявлено на ППЗ, довгокореневищних видів, навпаки, більше на ПП5. На обох ділянках переважають види зі стрижневою кореневою системою 59,5% (ППЗ) та 48,3% (ПП5). Співставима частка цих видів свідчить про майже однаковий ступінь трансформації антропогенними чинниками лісового середовища цих екосистем.

Аналіз екологічних стратегій трав'янистих видів показав превалювання (44,7%) на ППЗ видів із змішаним типом стратегії – *G. urbanum*, *I. parviflora*, *C. pilosa*, *P. alba* тощо. Частка віолентів становить 8,9% (*A. nemorosa*, *S. holostea*, *S. bifolia* тощо). Найменшою є частка патієнтів (5,4%, зокрема *B. officinalis*, *C. persicifolia*, *P. multiflorum* тощо) та віолентів-патієнтів (7,2%, зокрема *D. filix-mas*, *G. robertianum*, *M. nemorosum* тощо). Інші типи екологічних стратегій мають приблизно однакову частку. Дещо інший розподіл цих рослин у деревостані ПП5: внесок віолентів становить лише 5,5%, частка експлерентів є майже однаковою з даними ППЗ (15,1%), натомість експлерентів-патієнтів

більше (13,5%). Це свідчить про більшу антропогенну трансформацію трав'яного покриву на ПП5, оскільки ці рослини здатні витримувати дефіцит певних природних ресурсів.

Отже, сміттєзвалище на узліссі у бік с. Володимирівка є більшою загрозою біологічного забруднення урочища «Товста», ніж самовільна забудова і засмічення приміського узлісся, що межує з приватним сектором м. Біла Церква. Про це свідчить більша частка адвентивних видів та експлерентів-патієнтів. Водночас, у приміському узліссі урочища інтенсивнішим є рекреаційний вплив: більше витоптана лісова підстилка і поверхня ґрунту, що зумовило розвиток більшої кількості повзучих рослин (18% на ПП3 проти 14% на ПП5).

4.1.3. Мікоіндикація порушення екологічних умов лісового середовища

В урочищі «Товста» виявлено 20 видів (54 знахідки) ксилотрофних грибів з 14 родів, 8 родин, 4 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota (табл. 4.1) на десяти видах дерев.

Таблиця 4.1

Таксономічна структура ксилотрофних грибів в урочищі «Товста» зеленої зони м. Біла Церква (2016–2018 рр.)

Порядки	Родини	Види
Auriculariales	Auriculariaceae	<i>Auricularia mesenterica</i> (Dicks.) Pers.
Corticiales	Corticaceae	<i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke
		<i>D. alliacea</i> (Quél.) P.A. Lemke
		<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire
Hymenochaetales	Hymenochaetaceae	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév.
		<i>Phellinus contiguus</i> (Pers.) Pat.
		<i>Ph. igniarius</i> (L.) Quél.
		<i>Ph. laevigatus</i> (Fr.) Bourdot et Galzin
		<i>Ph. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin
	Schizoporaceae	<i>Oxyporus populinus</i> (Schumach.) Donk
		<i>Schizopora paradoxa</i> (Schrad.) Donk
Polyporales	Fomitopsidaceae	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill
		<i>Piptoporus betulinus</i> (Bull.) P. Karst
	Meruliaceae	<i>Phlebia radiata</i> Fr.
	Phanerochaetaceae	<i>Irpex lacteus</i> (Fr.) Fr.
	Polyporaceae	<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.
		<i>Polyporus alveolaris</i> (DC.) Bondartsev et Singer
		<i>P. squamosus</i> (Huds.) Fr.
		<i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Pilát
		<i>T. pubescens</i> (Schumach.) Pilát
Всього:	4	8
		20

Проаналізуємо структуру ксило-мікокомплексу на прикладі розглянутих вище найбільш трансформованих деревостанів *Q. robur* (ППЗ та ПП5). У насадженні ППЗ 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*. У деревостані ПП5 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*.

Встановлено, що ксилотрофи домінували у стовбуровому мікогоризонті, у ґрунтовому мікогоризонті їх не було (табл. 4.2). Тільки на ППЗ було зафіксовано розвиток *T. pubescens* та *V. comedens* у надґрунтовому мікогоризонті (на сухих гілках) у майже непорушених рекреацією і забудовою місцях.

Таблиця 4.2

Розподіл ксилотрофів за мікогоризонтами у деревостанах урочища «Товста» зеленої зони м. Біла Церква (2016–2018 рр.)

Вид гриба / родина дерев	Мікогоризонт	Субстрат, діаметр (d), см	№ПП
<i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke / <i>Acer</i> L.	Стовбуровий	Стовбури живих дерев d = 44–50	3, 5
<i>D. alliacea</i> (Qué.) P.A. Lemke / <i>Ulmus</i> L., <i>Acer</i> L.	Стовбуровий	Стовбури живих дерев d = 13–44	3, 5
<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. / <i>Quercus</i> L.	Стовбуровий	Стовбури d=31–36	5
<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév. / <i>Quercus</i> L.	Комлевий	Пеньки d = 9–20	3
<i>Oxyporus populinus</i> (Schumach.) Donk / <i>Acer</i> L., <i>Tilia</i> L.	Комлевий	Стовбури d = 40–49	3, 5
<i>Polyporus alveolaris</i> (DC.) Bondartsev et Singer / <i>Acer</i> L., <i>Quercus</i> L., <i>Ulmus</i> L., <i>Tilia</i> L.	Надґрунтовий, кроновий	Стовбури живих дерев d = 10–56, Сухі гілки d = 5–6	3, 5
<i>P. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin / <i>Quercus</i> L.	Стовбуровий	Стовбури d =38–69	3, 5
<i>Schizopora paradoxa</i> (Schrader) Donk / <i>Quercus</i> L.	Стовбуровий, кроновий	Стовбури та гілки 1-го пор. d = 10–14	3, 5
<i>T. pubescens</i> (Schumach.) Pilát / <i>Ulmus</i> L.	Надґрунтовий	Сухі гілки d = 3	3
<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire / <i>Acer</i> L., <i>Quercus</i> L.	Надґрунтовий, кроновий	Стовбури та гілки d = 25–40, сухі гілки d = 1–2	3

У приміському деревостані ППЗ 37,5% знахідок ксилотрофів на *Q. robur* поширено на деревах I–II категорій санітарного стану, 44,5% – III категорії, 18% на особинах IV категорії стану. *Hymenochaete rubiginosa* розвивалася лише на

пеньках *Q. robur*. На *A. platanoides* всі види розвивалися на живих деревах, з яких 75,5% припадає на дерева II категорії стану. На *U. foliacea* частка знахідок на деревах I категорії стану становила 35,3%, II – 36,8%, III – 10,0%. На деревах IV категорії стану ксилемікобіота була відсутня. Натомість, на деревах V категорії стану *U. foliacea* виявлено 17,9%. За класами Крафта знахідки превалювали на особинах вищих класів *Q. robur*, *A. platanoides*, *U. foliacea*.

У насадженні ПП5, де є сміттєзвалище, було зафіксовано на *Q. robur* (II–III категорія стану, I–II клас Крафта), по одній знахідці *Охурорус populinus* (I категорія стану, II клас Крафта) та *Polyporus alveolaris* (II категорія стану, II клас Крафта) на *T. cordata*. *Dendrothele acerina* та *D. alliacea* розвивалися на деревах *A. platanoides* (II категорія стану, II клас Крафта).

Аналіз трофічної структури ксилотрофів показав, що домінують сапротрофи – 66,% та 50,1% на ПП3 та ПП5 відповідно (рис. 4.3).

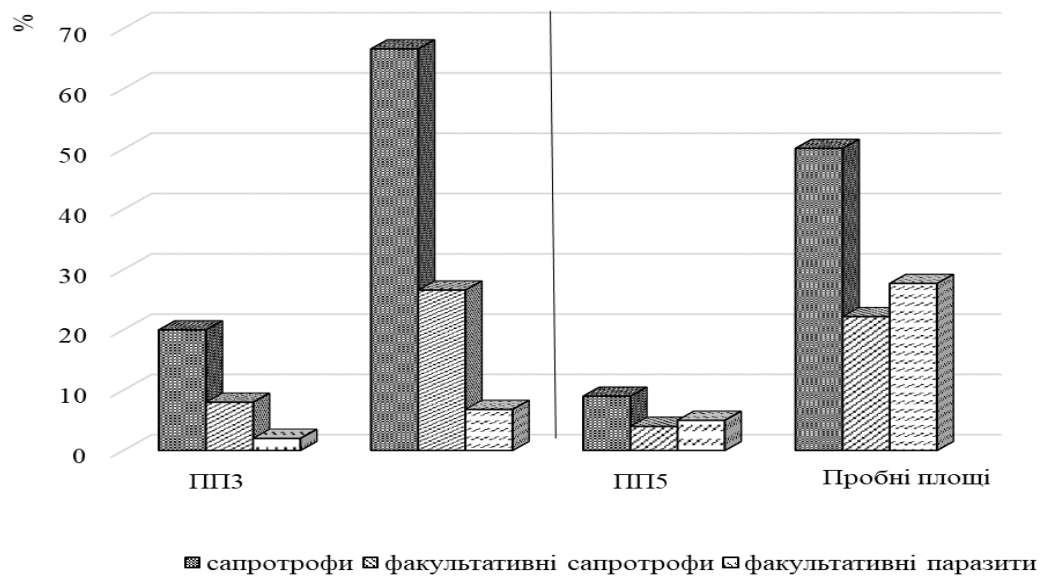


Рис. 4.3. Співвідношення трофічних груп ксилотрофів в урочищі «Товста» зеленої зони м. Біла Церква (2016–2018 рр.): ПП3 – узлісся в бік м. Біла Церква (самовільна забудова у лісі); ПП5 – узлісся в бік с. Володимирівка (сміттєзвалище)

Частка факультативних сапротрофів є приблизно однаковою. Внесок паразитів є значним (27,7%) лише на ПП5, що свідчить про більшу трансформацію на цій ділянці екологічних умов лісового середовища. Серед факультативних паразитів варто віділити *Phelinus robustus*, який трапляється на

ППЗ та ПП5. *Fomes fomentarius* розвивається лише на ПП5. Обидва види є індикаторами трансформованих лісів. На ППЗ та ПП5 домінують евритрофи 1-го (65,0% та 60,0%) та 2-го (35,0% та 40,0%) порядку відповідно, стенотрофів не виявлено.

Отже, в урочищі ксилотрофи домінують у стовбуровому мікогоризонті переважно домінантів і содомінантів *Q. robur*, *A. platanoides*, *U. foliacea*. У приміському узліссі їх поширення на *Q. robur* зв'язане зі ступенем ослаблення дерев, найбільше (44,5%) їх на деревах III категорії санітарного стану. Проте *T. pubescens* та *V. comedens* траплялися і в майже непорушених рекреацією і забудовою місцях. *Hymenochaete rubiginosa* розвивалася лише на пеньках. На *A. platanoides* всі види ксилотрофів розвивалися на живих деревах, проте 75,5% на ослаблених (II категорії стану) особинах дерева. На *U. foliacea* на ослаблених деревах поширено 36,8%, середньо ослаблених – 10,0%, на сухостої – 17,9% ксилотрофів. У насадженні ПП5, де є сміттєзвалище, значно менше ксилотрофів на ослаблених деревах – по 1 знахідці *Oxyporus populinus* на *Q. robur*; *Polyporus alveolaris* на *T. cordata*; *Dendrothele acerina* та *D. alliacea* на деревах *A. Platanoides*. Проте у цьому деревостані більше (27,7%), ніж на ППЗ, грибів-паразитів *Fomes fomentarius*, *Phelinus robustus* – індикаторів трансформованих лісів. Ксилорізноманіття на ППЗ характеризується показниками: $H = 1,85 \pm 0,09$; $d = 0,51 \pm 0,03$; $U = 0,87 \pm 0,04$. У деревостані ПП5 вони мають такі значення: $H = 1,67 \pm 0,08$; $d = 0,63 \pm 0,04$; $U = 0,75 \pm 0,04$.

4.2. Еколого-фітоценотичні особливості антропогенних змін лісового середовища об'єкту природно-заповідного фонду

4.2.1. Рекреаційний вплив на урочище «Голендерня» дендропарку НАН України «Олександрія»

Урочище «Голендерня» розташоване на першій надзаплавній терасі правого берега р. Рось, на околиці м. Біла Церква. У минулому це була частина садиби Браницьких. Історичні відомості про це урочище, його топографічний, ландшафтний та таксаційний плани, перетворення урочища у парк наведено у праці Ю.О. Клименка [110]. Ґрунти, видовий склад і структуру фітобіоти,

консорції дерев та ксилотрофних грибів, лісопатологічний та загальний стан деревостанів дендропарку «Олександрія» уже описано у працях [44–50, 72–76, 110, 140, 141, 186, 209, 275]. Найбільше уваги приділено інтродукції та акліматизації рослин. Лише в поодиноких ландшафтознавчих [110], флористичних [50, 126], більше у лісознавчих [44, 73, 75, 140, 141] дослідженнях охарактеризовано рекреаційний вплив на урочище. Так, О.І. Блінковою та ін. [19] було встановлено, що внаслідок нерегульованої рекреації, забруднення, реконструкції лісового типу ландшафту в парковий тип забудови, видобування піску із трав'яного покриву витісняються лісові і вразливі до витоптування види більш толерантними рослинами. З боку міста проникають у лісопарк рудеральні та сегетальні види і рослини зі змішаним типом стратегії, а від річки, крім них, і типові лучні – загалом більш світлолюбні види (індекс адвентизації – 38,4%). Це свідчить про зменшення рівня зволоження витоптаного ґрунту, зрідження деревного намету до зімкненості 0,62 і зміну екологічних режимів лісового середовища у напрямі до приміського узлісся, особливо у зрідженій парковій (шириною до 200 м) частині урочища, менше – у бік до привабливого для відпочинку людей берега річки.

Подібні результати отримано й нами в результаті досліджень у 2016–2017 рр. Таксономічний, екоморфічний та біоморфологічний аналіз структури трав'яного покриву, а також екологічних стратегій трав'яних рослин показав, що лісова екосистема урочища «Голендерня» зберегла природну структуру лише в ядрі лісового масиву. Вона найбільше змінена у перехідній зоні від паркового до лісового типу ландшафту (117–200 м від приміського узлісся), що є наслідком нерегульованої рекреації та забруднення. Індекс адвентизації травостою становить 38,4% (додаток М). Слід очікувати, що зміни лісового середовища урочища впливатимуть на структуру і поширеність ксилотрофічної мікобіоти.

4.2.2. Мікоіндикація порушення фітоценозу та екологічних умов лісового середовища

Елементарної формою ценотичної організації ксилотрофних грибів є мікоценоячейка – сукупність видів, які відносяться до одного трофічного рівня і

знаходяться в безпосередніх трофічних відносинах [9]. Склад мікоценоячейки контролюється характером екоотопу, природними умовами, особливостями деревних субстратів, а також еколого-біологічними особливостями видів [166].

Порушення фітоценозу та екологічних умов лісового середовища за структурою ксилотрофних грибів в урочищі виявляли у 2016–2017 рр. на прикладі мікоценоячейки перехідної зони від паркового до лісового типу ландшафту, виділених Ю.О. Клименком [110]. У результаті 60 знахідок було виявлено 10 видів: *Trametes versicolor* (L.) Lloyd, *Hymenochaete rubiginosa* (Dicks.) Lév., *Stereum hirsutum* (Willd.) Pers., *Vuilleminia comedens* (Nees) Maire (23 знахідки), *Phellinus robustus* (P.Karst.) Bourdot et Galzin (10), *Peniophora quercina* (Pers.) Cooke (7), *Schizopora flavipora* (Berk. et M.A. Curtis ex Cooke) Ryvarden (6), *Phellinus ferruginosus* (Schrad.) Pat. (3), *Radulomyces molaris* (Chaillat ex Fr.) M.P. Christ. (3), *Hyphoderma setigerum* (Fr.) Donk (1 знахідка). Зазначені види відносяться до 9 родів, 7 родин, 5 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. Ці ксилотрофи переважно поширені на *Q. robur* – 59 знахідок. Одна знахідка була на двох видах дерев *Malus sylvestris* (L.) Mill. та *Trametes versicolor* (L.) Lloyd.

Оскільки в урочищі вчасно проводять вибіркові санітарні рубки дерев, то сухостою та дерев, що впали від вітру, на ділянці немає, відповідно відсутня така категорія субстратів. На пеньках *Q. robur* (3,3%, комлевий мікогоризонт) відмічено розвиток карпофорів *Hymenochaete rubiginosa* (Dicks.) Lev. (пеньки без кори, d = 35 см) та *Stereum hirsutum* (Willd.) Pers. (у тріщинах кори пеньків d = 62 см). Відомо, що біологічною особливістю *Q. robur* є наявність значної кількості сухих гілок у нижній частині крони внаслідок її затінення та стійкості твердої деревини до зламування вітром. Тому 90,0% знахідок виявлено на всихаючому гіллі живих дерев, у кроновому мікогоризонті: *Vuilleminia comedens* (Nees) Maire (23), *Phellinus robustus* (P.Karst.) Bourdot et Galzin (10), *Peniophora quercina* (Pers.) Cooke (7) та *Schizopora flavipora* (Berk. et M.A. Curtis ex Cooke) Ryvarden (6, на деревах I–IV класів Крафта, категорій санітаного стану II–IV), *Phellinus ferruginosus* (Schrad.) Pat. (3, дерева III–IV класів Крафта, категорій

санітаного стану III–IV), *Radulomyces molaris* (Chaillet ex Fr.) M.P. Christ. (3, дерева *Q. robur* II–IV класів Крафта, категорій санітаного стану II–IV), *Hyphoderma setigerum* (Fr.) Donk (1, I клас Крафта, категорій санітаного стану III). 6,7% знахідок відмічено у стовбуровому мікогоризонтрі – *Phellinus robustus* (3 на цілісній корі і 1 у дуплі, на деревах I, III, IV класів Крафта, санітаного стану II–IV категорій).

Пригнічення умов лісового середовища та активності мікоценоячейки зумовлено не тільки природними, але й антропогенними чинниками. Так, на фоні домінування сапротрофів, внесок (поширеність) паразитів на ділянці становить 16,7% (рис. 4.4). Серед факультативних паразитів варто відзначити домінування *Phellinus robustus* (P. Karst.). Саме цей вид є індикатором значної трансформації дубових лісів.

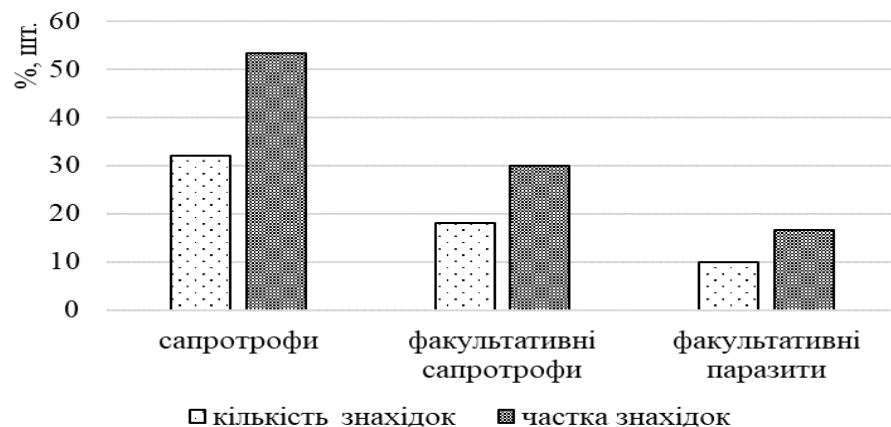


Рис. 4.4. Співвідношення трофічних груп ксилотрофів у мікоценоячейці перехідної зони урочища «Голендерня» від паркового до лісового типу ландшафту (дендропарк «Олександрія», 2016–2017 рр.)

Отже порушення лісового фітоценозу і середовища лісу відображається і на структурі ксилотрофів у урочищі «Голендерня». Ксилотрофи переважно (90,0%) поширені на висихаючому гіллі нижньої затіненої частини крон ослаблених дерев *Q. robur* (категорій санітаного стану II–IV). На фоні домінування сапротрофів, внесок (поширеність) паразитів у перехідній зоні від паркового до лісового типу ландшафту становить 16,7%. Серед паразитів найбільш поширеним є індикатор значної трансформації дубових лісів *Ph. robustus*. В екологічній структурі домінують евритрофи 1 (60,0%) та 2 (40,0%)

порядків, натомість стенотрофів не виявлено. Відсутність ксилотрофів у надґрунтовому та кореновому мікогоризонтах спричинена витоптуванням і спалюванням нижніх ярусів лісового насадження, що виникає від непогашених рекреантами вогнищ.

4.3. Консортивні зв'язки афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у місцях промислового добування граніту та рекреаційної діяльності

4.3.1. Характеристика урочища «Кошик»

Ці питання досліджували в урочищі «Кошик», розташованому на правому березі р. Рось, 2 км західніше м. Біла Церква. Цей лісовий масив вирізняється серед інших урочищ зеленої зони м. Біла Церква, тим, що у ньому з 1961 року діє щебеневий завод, який добуває граніт з гранітного щита, що виходить на поверхню. Нині це ВАТ «Білоцерківський кар'єр» (далі – кар'єр) – одне з потужних підприємств міста: у 2005 р. видобуто 284,6 тис. м³ бутового щебеню, 84,5 – піщано-щебеневої суміші та 8,4 тис. м³ бутового каменю; загалом, реалізація продукції у 2013 р. становила 20,9 млн грн.

Отже, лісовий масив виконує пріоритетну захисну функцію. Водночас, за сприятливого розташування і певної привабливості це урочище зазнає також рекреаційного навантаження. Відповідно до даних лісовпорядкування (2003 р.), урочище «Кошик» територіально розташовується у межах навчально-дослідного лісового господарства Білоцерківського НАУ. За ландшафтно-рекреаційною оцінкою лісовпорядниками, ця територія має переважно 2 клас стійкості до рекреаційного навантаження (91% території) і середню придатність до виконання рекреаційних та оздоровчих функцій. Проте усім дуже різним за характеристикою 90 таксаційним виділам чомусь визначено однакову – першу стадію дигресії, тобто не відображено антропогенних порушень лісу.

За категорією захищеності – це лісопаркова частина лісів зеленої зони м. Біла Церква. Тому деревостани *Q. robur*, які переважно належать до II класу бонітету, у віці до 140 років – ще є середньовіковими, 150–160 – пристигаючими, 170 і більше років – стиглими і перестійними. Цінність урочища визначається тим, що до його складу входить дендрологічний сад

п'ятого класу естетичності (2 га; кв. 3, вид. 13), в якому зростає пристигаючий *Q. robur* I класу бонітету, тип лісу D₂-ГД. Він важливий для порівняння росту і розвитку з насадження «Вікова діброва» у дендропарку «Олександрія».

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. pseudacacia* (2,0), *F. pennsylvanica* (1,8) та *A. glutinosa* (0,7%). Змішані насадження становлять 39,2% території урочища. Найпоширеніший тип лісу, особливо в найвищих місцях, що межують з кар'єром, – свіжа грабова діброва (89,3% від площі урочища, або 134,1 га). За середньозваженою оцінкою, в урочищі зростають дубняки віком 109 років, висотою 21,7 м, діаметром 33,1 см, вони мають клас бонітету II,3 та відносний запас сухостою – 6,8 м³/га на площі 100,9 га.

4.3.2. Техногенна деградація деревостанів *Q. robur*

Відомо, що гірничодобувна промисловість супроводжує добування корисних копалин відкритим кар'єрним способом відкачуванням з кар'єрів води. Це призводить до порушення гідрологічного режиму ґрунтів у ландшафтах й негативного впливу на екосистеми, у тому числі на ліси: зміни породного складу та структури деревостанів, порушення екосистемних зв'язків та функціональних властивостей деревостанів, прискорення їх всихання, порушення цілісності лісових масивів [98, 127, 133, 136, 137].

Встановлено, що в урочищі «Кошик» санітарний стан деревостанів *Q. robur* погіршується з наближенням до кар'єра. Проаналізуємо зміну цього показника на прикладі першого ярусу пристигаючого деревостану ППЗтр за трансектою, закладеною через лісовий масив від бровки кар'єра до річки на віддаленні 10–130 м (рис. 4.5).

Виявлено, що на 25% площі смуги лісу шириною 5–25 м, що пролягає вздовж північної бровки кар'єра, відмежованій від нього лише ґрунтовою дорогою шириною 2,5 м, дуб взагалі випав. Подекуди «вікна» в деревному наметі розширюються і формуються галявини розміром від 10х15 до 30х40 м та задернілі розріджені деревостани дуба, які заростають осикою і липою дрібнолистою

висотою 5,6 м, кленом татарським та глодом – 4,5 м. У смузі найінтенсивнішого впливу (до 25 м від кар'єра) відбувається інтенсивне всихання дерев ($I_s = 4,21–5,00$): з наближенням до узлісся (менше 25 м) зростає частка сильно ослаблених (III) дерев з 5 до 17%, таких, що всихають – з 12 до 29%; співвідношення категорій стану дерев IV та V збільшується так: 0,17; 0,58; 0,88. У зворотному напрямі зростає частка свіжого сухостою: 33, 44, 61% відповідно, а співвідношення V та VI – 1,94; 4,40; 5,55. Глибше ніж 25 м від узлісся старого сухостою немає, а частка свіжого – різко зменшується, до 3–11%. На відстані до 70 м від кар'єра всихання дерев зменшується до рівня $I_s = 3,23$; у смузі 70–80 м «природне ядро» масиву збереглося майже неуразеним ($I_s = 1,82$); у межах 80–130 м спостерігається смуга ослаблених дерев ($I_s = 2,03–3,00$), що тяжіє до річки.

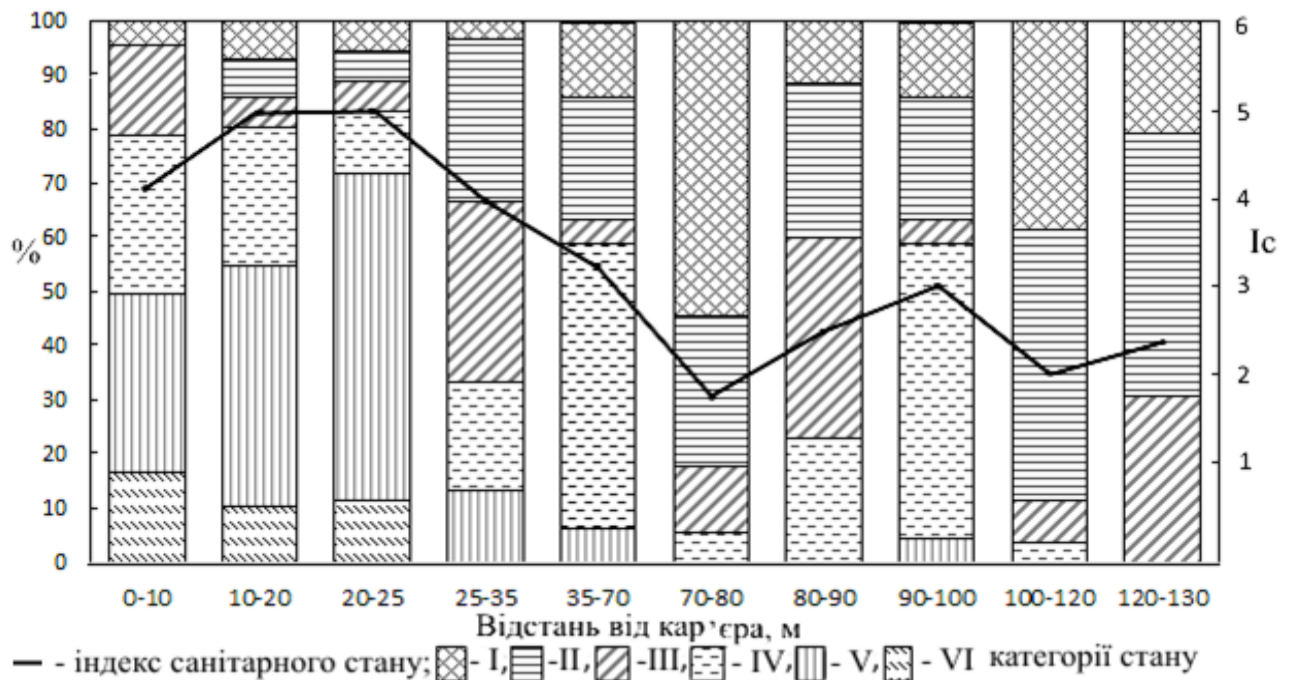


Рис. 4.5. Співвідношення дерев *Q. robur* різного санітарного стану (I_s) залежно від відстані (0–130 м) від кар'єра в урочищі «Кошик» зеленої зони м. Біла Церква (за трансектою ППЗтр; 2015–2017 рр.)

Загалом, з віддаленням від кар'єра індекс санітарного стану дубових деревостанів покращується з $I_s = 5,00$ (у зоні 10–25 м) до $I_s = 1,80$ (70–80 м). Найбільше домінантних і содомінантних особин сухостійного дуба першого ярусу поширено у смузі шириною до 45 м, що пролягає північніше від кар'єру вздовж його бровки. Здебільшого навколо кар'єра всихає пристигаючий і

перестійний дуб, частка якого становить 88,4% від усіх дерев цієї зони. Так, запас сухостою 140-літнього дубняку на ППЗтр становить 5 м³/га (10% від запасу дуба на ділянці), 150-літнього на середньо ослабленій ділянці ПП4А – 10, на сильно деградованій ПП4Б – 15 м³/га (13% запасу дуба). Тобто перший ярус дуба деградував до V класу бонітету та до повноти 0,42, подекуди – до 0,29 (ПП1Б). На місці таких дубів з'являються його листяні супутники: берест, що сягає 1,8 м висоти, та липа дрібнолиста – 3,6 м. У підліску поширюється клен польовий – 2,9 м, а також клен татарський, ліщина звичайна і глід колючий.

Дослідження В.В. Лаврова та ін. [133, 136, 137] показали, що порівняно з рекреаційним навантаженням, урочище «Кошик» зазнає значно більшого впливу поверхневої розробки граніту. Інтенсивний вплив проявляється в радіусі 70–590 м (площа зони 28 га; усі деревостани всихають), середній – 130–1580 м (сильно ослаблені насадження на площі 127 га; зона охоплює 72% сухостійних дубняків урочища, їх площа 73 га); слабкий вплив (ослаблені деревостани без сухостою) поширюється до 170–1630 м від кар'єра, охоплює периферійну смугу урочища (32 га). Було виділено просторові зони техногенної трансформації лісових екосистем урочища (рис. 4.6).

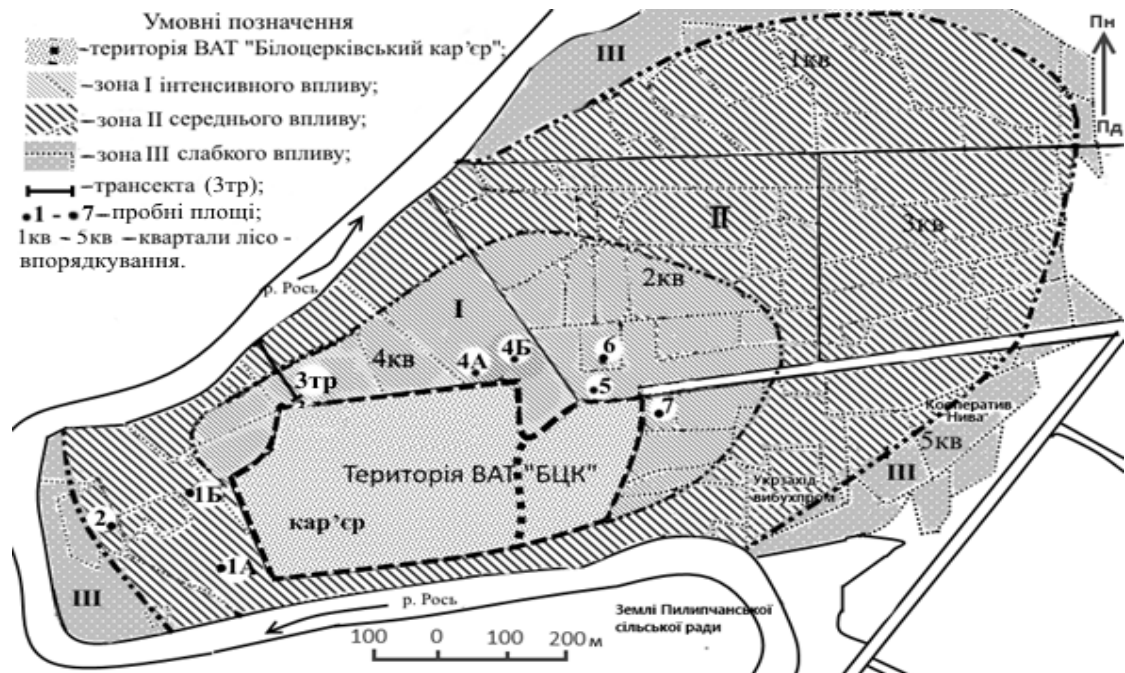


Рис. 4.6. Просторовий розподіл зон погіршення санітарного стану та структури деревостанів *Q. robur* в урочищі «Кошик» унаслідок впливу кар'єра з добування граніту (2015–2017 рр.)

Отже, в урочищі «Кошик» у міру наближення до гранітного кар'єра погіршуються умови росту і розвитку *Q. robur*. Прискорюється всихання не лише стиглих, але й пристигаючих і середньовікових дубняків, що підтверджує дані одержані іншими дослідниками [98, 127]. Ймовірно, що це спричиняє зміни в структурі консорцій деревних рослин та ксилотрофних грибів.

4.3.3. Вплив промислового добування граніту та рекреації на зв'язки «ксилотрофи – *Quercus robur*»

У лісовому масиві виявлено 21 вид (166 знахідок) афілофороїдних грибів з 15 родів, 12 родин, 5 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota на деревах *Q. robur*, *A. platanoides*, *C. oxyacantha* та *P. sylvestris* (табл. 4.3).

Таблиця 4.3

Таксономічна структура афілофороїдних грибів в урочищі «Кошик» (2015–2017 рр.)

Basidiomycota	Agaricomycotina	Agaricomycetes
Corticiales (1; 2; 2)	Corticaceae (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)

Екосистема лісового масиву найбільше трансформована в приузлиній смузі (шириною до 25 м) уздовж північного, північно-західного і західного краю бровки кар'єру (ПП1). Тут *Q. robur* у віці 153 роки має індекс стану 4,87. Природне поновлення його відсутнє. Підріст сформований *A. platanoides* та *U. minor* ($A = 20$ р., $h = 7-9$ м, $N = 7,2$ тис. шт./га, загальний $I_c = 3,05$). У трав'яному ярусі домінують нелісові та лісові види *A. millefolium*, *A. artemisiifolia*, *B. incana*, *G. aparine*, *T. pratense*, *S. canadensis* тощо. Його загальне проективне покриття становить 45,0%. Поверхня ґрунту має 3 стадію дигресії: пошкоджені ділянки займають 11,5% площі (II–III категорії).

Вірогідно, що порушення лісового середовища має вплинути на ксилімікокомплекс. На *Q. robur* виявлено 7 видів (21 знахідку) афілофороїдних грибів з 15 родів, 12 родин, 5 порядків класу Agaricomycetes відділу Basidiomycota. Усі плодоношення знаходяться у кронуовому мікогоризонті: *Peniophora quercina* (Pers.) Cooke (8 знахідок), *Vuilleminia comedens* (Nees) Maire (5), *Radulomyces molaris* (Chaillet ex Fr.) Christ. (3), *Phellinus ferruginosus* (Schad.) Pat. (2), *P. robustus* (P.Karst.) Bourdot et Galzin, *Schizopora paradoxa* (Schrad.) Donk та *Stereum hirsutum* (Willd.) Pers. (по 1; табл. 4.4). Порівняно з узліссями, що прилягають до рекреаційно навантаженого берега р. Рось, та, особливо, кар'єра, *Q. robur* має кращу збереженість всередині лісового масиву.

Таблиця 4.4

Розподіл афілофороїдних грибів за мікогоризонтами в урочищі «Кошик» (2015–2017 рр.)

№ з/п	Вид гриба-консорта	Вид дерева-едифікатора консорції	Мікогоризонти*				
			1	2	3	4	5
1	2	3	4	5	6	7	8
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>Ph. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin	<i>Quercus robur</i> L. (25)	–	–	–	75,1	11,5
12	<i>Ph. 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

Продовження таблиці 4.4

1	2	3	4	5	6	7	8
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
Частка від загальної кількості видів, %			0	35,0	20,0	20,0	75,0
Частка від загальної кількості знахідок, %			0	4,8	4,3	7,2	83,7

Примітка: * – частка (%) знахідок грибів у межах кожного мікогоризонту; 1 – кореневий; 2 – надґрунтовий; 3 – комлевий; 4 – стовбуровий; 5 – кроновий; «–» – не виявлено.

З наближенням від ядра урочища до кар'єра санітарний стан деревостанів погіршується із категорії «здоровий» до «усихаючий». У приузлисній смузі масиву біля бровки кар'єра частка свіжого сухостою *Q. robur* сягає 6,7%, здорових дерев збереглося лише 6,1%. Проте на пенях і деревному відпаді не знайдено афілофороїдних грибів. Найбільше (71,4%) їх було на особинах *Q. robur*, що всихають (48,2% дерев), найменше – на ослаблених деревах (9,5%) (рис. 4.7). Проте домінують ці консорти на деревах IV класу Крафта (81,0% знахідок). Стовбури у сильно ослаблених деревостанах подекуди займає трутовик *Neocutis dryophila* (Berk.) Fiasson & Niemela. Істотних механічних пошкоджень дерев не виявлено.

Далі від кар'єра (ПП2; 60 м) стан лісових деревостанів дещо покращується, проте вони є сильно ослабленими, здорових дерев *Q. robur* до 12% (Іс = 3,51). У свіжому сухостої домінують особини IV класу Крафта. Поверхня ґрунту порушена на 8,5% площі лише до 2 стадії рекреаційної дигресії, I–II її категорій. В одноярусному деревостані породним складом 10Дз підріст *Q. robur* є недостатній для його природного поновлення ($h = 0,8–1,1$ м; $N = 0,4–0,6$ тис. шт./га). Підлісок

представлений лише *Corylus avellana* L. ($h = 2,2\text{--}2,5$ 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*.

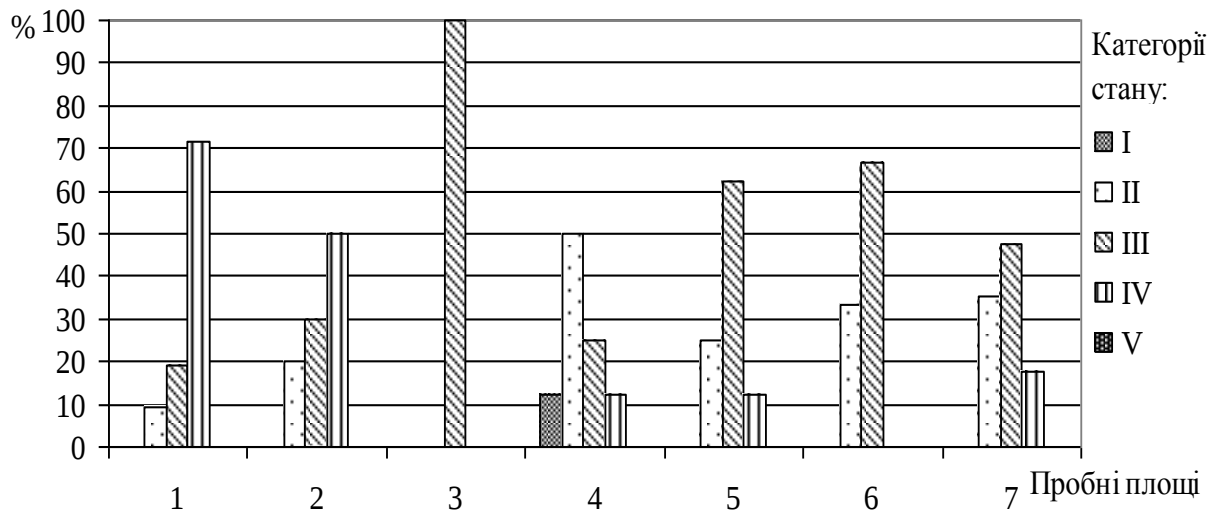


Рис. 4.7. Розподіл *Q. robur* за категоріями стану дерев, на яких виявлено афілофороїдні гриби в урочищі «Кошик» (2015–2017 рр.)

На живих деревах *Q. robur* у 21 знахідці було виявлено 8 видів афілофороїдних грибів з 15 родів, 12 родин та 5 порядків. Лише одна знахідка *Laetiporus sulphureus* (Bull.) Murrill була на корі пенька ($D = 48,2$ см). Решту плодоношень знайдено у кронному мікогоризонті (95,2%): *V. comedens* (9 знахідок), *P. quercina* та *R. molaris* (по 3), *Stereum gausapatum* (Fr.) Fr. (2), *Hyphoderma setigerum* (Fr.) Donk, *P. ferruginosus* та *P. robustus* (по 1). У цій частині масиву, як і в приузлисній смузі домінують афілофороїдні гриби на деревах IV категорії стану (50% знахідок – на 35% особин *Q. robur*, що всихають); 30% знахідок – на 38% сильно ослаблених дерев (див. рис. 4.7). Причому найбільше (45%) ксилотрофів поширено на деревах IV класу Крафта (6,7%). Однак, на відміну від деградованого деревостану ПП1, що біля кар'єру, на ПП2 ці гриби трапляються і на деревах I та II класів Крафта (по 25,0%). Це свідчить, що *Q. robur* у віці 170 років вже втрачає природну здатність протидіяти вторинним біотичним чинникам і всихає.

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 класів Крафта. *Q. robur* не поновлюється, у підрості лише *A. platanoides*. У підліску поширений *U. minor* ($A = 20$ р., $h = 7–9$ 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 *Alliaria petiolata* L., *D. glomerata*, *Daucus carota* L., *G. urbanum*, *Melica nutans* L., *U. dioica*. У деревостані ПП3 виявлено 10 видів ксилотрофів із 15 родів, 12 родин та 5 порядків. Із 26 знахідок 6 були на *A. platanoides*, 20 – на *Q. robur*. 53,8% знахідок зафіксовано на сухому гіллі живих дерев, у кроновому мікогоризонті: *P. robustus* (4 знахідки), *V. comedens* (3), *Dendrothele acerina* (Pers.) P.A. Lemke (3), *Peniophora cinerea* (Pers.) Cooke, *P. quercina*, *P. ferruginosus*, *S. paradoxa* та *S. hirsutum* (по 1). Усі дереворуйнівні гриби тут поширені лише на деревах III категорії стану (див. рис. 4.7), з них 57,1% – на деревах I класу розвитку. На особинах III класу Крафта, які природно всихають – лише 7,2%.

Деревостани *Q. robur* ослаблені навіть далеко від узлісся, біля ядра лісового масиву. Так, в одноярусному 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 (I–II категорія дигресії). Тут доволі поширені і добре розвинені значні куртини підліску *C. oxycantha* та *C. avellana*. У підрості домінують *U. minor* ($h = 1,8$ м; $N = 2,0–2,2$ тис. шт./га) та *T. cordata* ($h = 3,6$ м; $N = 1,8–2,0$ тис. шт./га), натомість підріст *Q. robur* за шкалою В.Г. Нестерова [168] 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. Поширено 10 видів (23 знахідки) афілофороїдних грибів з 9 родів, 12 родин та 5 порядків на *C. oxycantha* (1) та *Q. robur* (22). 74% ксилотрофів розвивається у кроновому

мікогоризонті живих дерев *Q. robur*: *V. comedens* (8 знахідок), *R. molaris* (4), *Phanerochaete laevis* (Fr.) J. Erikss. et Ryvarden (3), *Oxyporus corticola* (Fr.) Ryvarden та *S. gausapatum* (по 1). Натомість, лише 13% знахідок припадає на відпад мертвої деревини *Q. robur* у надґрунтовому мікогоризонті: *H. setigerum*, *Schizophyllum commune* Fr., *V. comedens* (по 1). Серед категорій мертвого субстрату одна знахідка *Hymenochaete rubiginosa* (Dicks.) Lev. була на безкорих ділянках пенька *Q. robur* (D = 35,0 см). 50,0% дереворуйнівних грибів знайдено на ослаблених особинах *Q. robur*, яких в деревостані 34,7%. На деревах I та III категорій санітарного стану розвивається однакова кількість ксиломікобіонтів – 12,5% (див. рис. 4.7). Проте найбільше (31,3%) їх виявлено на деревах IV (17,5%) і найменше – на деревах I класу Крафта (18,5%), що є природної закономірністю.

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. platanooides* та *U. minor* ($A = 20$ р., $h = 2-4$ м, $N = 4,3$ тис. шт./га, $I_c = 3,05$). Витоптаних ділянок I–II категорії дигресії мало – 4,5%. В трав'яному ярусі (85,0%) домінують лісові та адвентивні види *A. podagraria*, *A. odorata*, *I. parviflora*, *Geranium sanguineum* L., *Senecio vulgaris* L., *Stenactis annua* L., *T. pratense* тощо. Ксилотрофів на *Q. robur* 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 класу Крафта, 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% (див. рис. 4.7). На відміну від ближчих до кар'єру деревостанів, тут найменше (12,5%) заселені грибами ослаблені особини *Q. robur*. Ксиломікобіонти домінують на особинах IV класу Крафта (62,5%).

У подібному, проте більш віддаленому від кар'єра деревостані (ПП6; 195 м; $I_s = 2,67$) ситуація ідентична. Натомість, на відміну від ПП1 і ПП2, на деревах IV категорії стану грибів не виявлено. Розподіл консортів за деревами I, II, III класів Крафта 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, і становить 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 (пеньки, сухостій, середнє і велике гілля, стовбури). 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 (див. табл. 4.4). Індекс домінування Бергера-Паркера коливався в межах 0, 56–0,74, а індекс вирівненості Макінтоша – 0,69–0,78. Такий розподіл, вірогідно, спричинений доволі неоднаковою санітарною структурою *Q. robur* у досліджуваних деревостанах. Це свідчить про різні етапи процесів руйнації цих деревостанів та трансформації їхньої структури у напрямках зрідження материнського намету, природного його поновлення та зміни *Q. robur* видами-супутниками, заміни деревостану чагарниковими заростями [136, 137].

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*, *Stereum subtomentosum* Pouzar 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*, *Phellinus punctatus* (P.Karst.) Pilat, *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.

Понад 95% ксилотрофів поширено у кроновому мікогоризонті: *V. comedens* (9 знахідок), *P. quercina* і *R. molaris* (по 3), *Stereum gausapatum* (Fr.) Fr. (2), *Hyphoderma setigerum* (Fr.) Donk, *Ph. ferruginosus* і *Ph. robustus* (по 1). На живих деревах *Q. robur* виявлено 8 видів афілофороїдних грибів (21 знахідку). Залежно від категорії стану дерев, вони поширені так: 50 % знахідок – на 35 % особин *Q. robur*, що всихають; 30 % знахідок – на 38 % сильно ослаблених дерев; на інших деревах менше ксилотрофів (див. рис. 4.7). Однак на відміну від деградованих деревостанів, що біля кар'єру, гриби трапляються, крім дерев IV класу Крафта, і на домінантах та судомінантах (по 25,0 %).

Найбільш подібними за структурою консорціями афілофороїдних грибів з *Q. robur* є консорції деревостанів ПП5 та ПП6, ПП3 та ПП4, що наразі найкраще збереглися в урочищі. Евклідова дистанція контрольної консорції ПП7 очікувано виявилася найбільшою серед інших ПП (рис. 4.8).

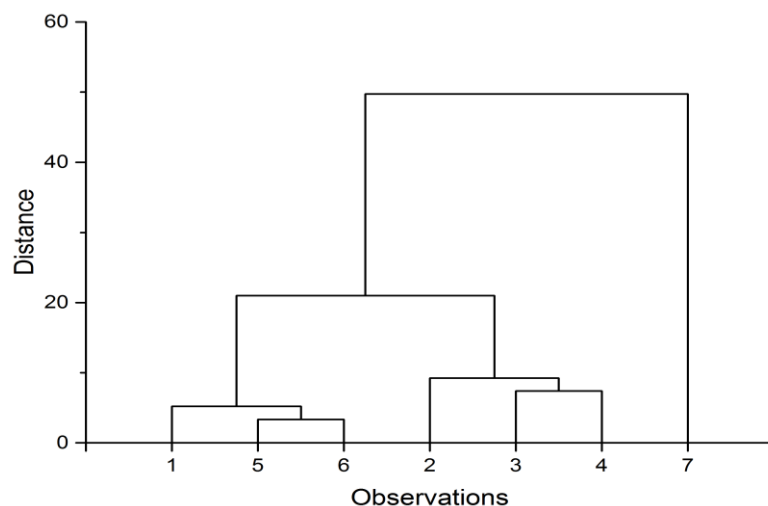


Рис. 4.8. Кластерна дендрограма консорцій *Q. robur* та афілофороїдних грибів, виявлених на досліджуваних ділянках в урочищі «Кошик» зеленої зони м. Біла Церква (2015–2017 рр.)

Отже, внаслідок впливу добування граніту кар'єрним способом та рекреаційної діяльності в урочищі «Кошик» зеленої зони м. Біла Церква погіршуються умови росту і розвитку *Q. robur* у свіжій грабовій діброві.

Прискорюється всихання не лише стиглих, але й пристигаючих і середньовікових (після VII класу віку) дубняків. Проте кількість сухої деревини, категорій субстрату, рівнів організації консорцій змінюється у деревостанах нерівномірно. Це спричинено тим, що вплив кар'єра і рекреації істотно відрізняються за просторовим розповсюдженням, механізмами та часовим режимом дії на екосистему урочища; вони призводять до різних наслідків дигресії екосистеми – у різних частинах лісового масиву по-різному деградують відповідні структурні компоненти екосистем. Тому зміни видового складу та поширення афілофороїдних грибів, а також їх консортивних зв'язків з *Q. robur* не мають тісного зв'язку з віддаленням від кар'єра. Проте видова різноманітність ксилотрофів у деревостанах *Q. robur* урочища «Кошик» є нижчою (3–10 видів та 6–26 знахідок), ніж на контролі (11 видів та 61 знахідки). Віталітетна та санітарна структура лісоутворювальних та супутніх порід насаджень, а також видова, систематична і трофічна структура ксилотрофних грибів свідчать про активний розвиток патологічних процесів.

ВИСНОВКИ

1. В урочищі «Товста», у смузі відведення уздовж залізниці найкращий стан мають дерева *Acer platanoides* L., середньо пошкоджений ($I_c = 2,23\text{--}2,54$) *Quercus robur* L. Більше ніж дуб ослаблені *Ulmus laevis* Pall. та *Fraxinus viridis* Micha. Найгірший стан мають декоративний інтродуцент *Gleditschia triacanthos* L. ($I_c = 3,53$) та надмірно запідсочена *Betula pendula* Roth. ($I_c = 3,82$), які почали всихати. Самосів *Q. robur* часто нежиттєздатний, краще розвиваються *A. platanoides* та *Fr. viridis*. У підрослі найкраще природно поновлюється *U. laevis*. На узліссях лісосмуг пошкоджені деревні породи майже повсюдно замінив щільний самосів адвентивного *A. negundo*, який сягає висоти 3–6 м. Це свідчить про нестійкість цих екосистем в даних умовах і часткову втрату їх цілісності на окраїнах лісу. Всередині урочища деревостани мають кращий стан.

2. Аналіз біоморф та екологічних стратегій трав'яних рослин показав, що сміттєзвалище на узліссі у бік с. Володимирівка є більшою загрозою біологічного забруднення урочища «Товста», ніж самовільна забудова і

засмічення приміського узлісся, що межує з приватним сектором м. Біла Церква. Про це свідчить більша частка адвентивних видів та експлерентів-патієнтів. У приміському узліссі урочища інтенсивнішим є рекреаційний вплив: більше розвинута стежкова мережа, витоптана лісова підстилка і поверхня ґрунту, що зумовило розвиток більшої кількості повзучих рослин (18% проти 14% на протилежному узліссі).

3. В урочищі «Товста» ксилотрофи поширені переважно у стовбуровому мікогоризонті *Q. robur*, *A. platanooides*, *Ulmus foliacea* L. У приміському узліссі вони найбільше (44,5%) поширені на деревах *Q. robur* III категорії санітарного стану. *Hymenochaete rubiginosa* розвивалася лише на пеньках. На *A. platanooides* всі види ксилотрофів розвиваються на живих деревах, 75,5% з них – на ослаблених особинах. На *U. foliacea* на ослаблених деревах поширено 36,8%, середньо ослаблених – 10,0%, на сухостої – 17,9% ксилотрофів. У насадженні зі сміттєзвалищем більше (27,7%), ніж на приміському узліссі, грибів-паразитів *Fomes fomentarius*, *Phelinus robustus* – індикаторів трансформованих лісів. На ослаблених деревах поодинокі трапляються: *Oxyporus populinus* на *Q. robur*; *Polyporus alveolaris* на *T. Cordata*; *Dendrothele acerina* та *D. alliacea* на деревах *A. Platanooides*. Загалом, на узліссях лісового масиву переважають (50–66%) сапротрофні ксилотрофи, хоча значення індексів видового різноманіття і домінування в районі сміттєзвалища більші.

4. Як свідчить таксономічний, екоморфічний та біоморфологічний аналіз структури трав'яного покриву, а також екологічних стратегій трав'яних рослин, лісова екосистема урочища «Голендерня» зберегла природну структуру лише в ядрі лісового масиву. Вона найбільше змінена у перехідній зоні від паркового до лісового типу ландшафту (117–200 м від приміського узлісся), що є наслідком нерегульованої рекреації та забруднення. Індекс адвентизації травостою становить 38,4%.

5. Порушення в урочищі «Голендерня» лісового середовища і структури субстратів деревини відобразилося на видовому складі і розповсюдженні ксилімікобіоти. Ксилотрофи поширені переважно (90,0%) на всихаючому гіллі

нижньої затіненої частини крон ослаблених (II–IV категорій санітаного стану) дерев *Q. robur*. На фоні домінування сапротрофів, внесок поширеності паразитів у перехідній зоні від паркового до лісового типу ландшафту становить 16,7%. Серед факультативних паразитів найбільш поширений індикатор значної трансформації дубових лісів *Phelinus robustus*. Відсутність ксилотрофів у надґрунтовому та кореновому мікогоризонтах, вірогідно, спричинена витоптуванням і пірогенним впливом, що виникає від непогашених вогнищ.

6. В урочищі «Кошик» внаслідок порушення гідрологічних умов навколо кар'єра з добування граніту прискорюється всихання і деградація не лише стиглих, але й пристигаючих і середньовікових дубняків, особливо у прикар'єрній смузі 0–25 м. З наближенням до кар'єру зростає зрідження деревостанів, зміна домінантних порід супутніми видами, а також структури фітоценозів (деревного, чагарникового і трав'яного ярусів). Менше на лісові екосистеми впливає рекреація. Сумісний вплив цих двох чинників ускладнює виділення частки кожного в інтегральному ефекті змін лісу.

7. Інтенсивний вплив кар'єру проявляється в радіусі 70–590 м (площа зони 28 га; усі деревостани всихають), середній – 130–1580 м (сильно ослаблені насадження на площі 127 га; зона охоплює 72% сухостійних дубняків урочища, їх площа 73 га); слабкий вплив (ослаблені без сухостою деревостани) поширюється до 1630 м від кар'єра, охоплює периферійну смугу урочища (32 га).

8. Найбільше видів (по 10 на ділянці) афілофороїдних грибів виявлено всередині лісового масиву, їх кількість зменшується з наближенням до деградованого узлісся. Понад 95% ксилотрофів поширено у кроновому мікогоризонті. Залежно від категорії стану дерев, вони поширені так (60 м від кар'єру): 50 % знахідок – на 35 % особин *Q. robur*, що всихають; 30 % знахідок – на 38 % сильно ослаблених дерев; на інших деревах менше ксилотрофів. На живих деревах *Q. robur* виявлено 8 видів афілофороїдних грибів (21 знахідку). На пеньках і деревному відпаді їх не знайдено. У деградованих біля кар'єру насадженнях 71,4% ксилотрофів було на особинах *Q. robur*, що всихають (48,2% дерев). Відповідно змінюється і структура консорцій деревних рослин та

ксилотрофних грибів. Видова різноманітність ксилотрофів у деревостанах *Q. robur* урочища «Кошик» є нижчою (3–10 видів та 6–26 знахідок), ніж на контролі – в ядрі урочища «Голендерня» (11 видів та 61 знахідка).

9. Попри добре виражені в урочищі «Кошик» зони деградації деревостанів залежно від відстані до кар'єру добування граніту, не вдалося встановити залежність змін видового складу та поширення афілофороїдних грибів, а також зв'язків «ксилотрофи – *Q. robur*» від цього показника. Це спричинено накладанням на цей ефект рекреаційної дигресії екосистеми. Вплив кар'єра і рекреації істотно відрізняються за просторовим розповсюдженням, механізмами та часовим режимом дії на екосистему урочища; вони призводять до різних наслідків дигресії екосистеми – у різних частинах лісового масиву по-різному деградують відповідні структурні компоненти екосистем. Тому кількість сухої деревини, різних категорій субстрату і, відповідно, зв'язки «ксилотрофи – дерева» змінюються в екосистемах нерівномірно.

10. Загалом рекреаційно-оздоровчі, захисні і природоохоронні деревостани трансформовані внаслідок їх доступності для населення та порушення екологічних норм їх використання. Антропогенна трансформація лісових насаджень проявляється: самовільною забудовою приузлісних лісових ділянок, розгалуженою мережею доріг і стежок, порушенням, витоптуванням, а подекуди й знищенням живого надґрунтового покриву, його забур'яненням, засміченням території побутовим й будівельним сміттям, механічним пошкодженням, ослабленням і всиханням дерев.

Одержані результати дослідження викладено у працях та методичній рекомендації здобувача.

1. Лавров В.В., Стадник А.П., Житовоз А.В., Сагдєєва Т.Ю., Поліщук З.В. Лісові насадження зеленої зони м. Біла Церква за впливу промислового добування граніту. *Агроєкологічний журнал*. 2015. № 3. С. 25–32.

2. Лавров В.В., Житовоз А.В., Поліщук З.В. Зміна дуба його супутниками у зеленій зоні м. Біла Церква під впливом поверхневої розробки корисних копалин і

рекреації. *Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук. праць*. Львів: РВВ НЛТУ України. 2015. Вип. 25.6. С. 16–24.

3. 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. 163–174 (видання наукометричної бази WoS).

4. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., Поліщук З.В. 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.

5. Поліщук З.В. Методичні особливості та перспективність мікоіндикації антропогенної трансформації лісових біотопів за ксилотрофним компонентом. *Наукові пошуки молоді у III тисячолітті. «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»: Державна наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, Біла Церква, 19 листопада 2015 р.* Біла Церква, 2015. С. 3–4.

6. Поліщук З.В. Видовий склад та вертикальна ярусність поширення ксиломікокомплексу в лісових екосистемах дендропарку «Олександрія». *Наукові пошуки молоді у третьому тисячолітті. Напрямок «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»: Міжнар. наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, м. Біла Церква, 19 травня 2016 р.* Біла Церква, 2016. С. 37–38.

7. 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: Міжнар. наук. конф., Біла Церква, 23–25 травня 2016 р.* Біла Церква, 2016. С. 47–50.

8. Поліщук З.В. Коадаптивна система *Quercus robur* L. та дереворуйнівних грибів лісових насаджень зеленої зони м. Біла Церква. *Аграрна наука – виробництво: Державна наук.-практ. конф., Біла Церква, 17 листопада 2016 р.* Біла Церква, 2016. С. 20.

9. Полищук З.В. Видовой состав и особенности распространения ксилотрофных грибов в антропогенно нарушенных дубовых насаждениях зеленой зоны г. Белая Церковь. *Лесное хозяйство: тезисы докладов 81-й научно-техн. конф. профессорско-преподавательского состава, научных сотрудников и аспирантов Белорусского государственного технологического университета (с международным участием), Минск, 01–12 февраля 2017 г.; отв. за издание И.В. Войтов; УО БГТУ. Минск: БГТУ, 2017. С. 169–170. URL: https://www.belstu.by/Portals/0/userfiles/37/01-LHF-tezisi-2017_9.pdf*

10. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко 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.*

11. Методика оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням та активізацією ксилотрофних грибів / В.В. Лавров, О.І. Блінкова, О.М. Іваненко, З.В. Поліщук. Біла Церква: БНАУ, 2018. 46 с. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/2005>

РОЗДІЛ 5. МЕТОДИКА ОЦІНЮВАННЯ АНТРОПОГЕННОГО ПОРУШЕННЯ ЛІСОВИХ ЕКОСИСТЕМ З УРАХУВАННЯМ КСИЛО-МІКОКОМПЛЕКСУ ТА ЕФЕКТИВНІСТЬ ЇЇ ЗАСТОСУВАННЯ

5.1. Обґрунтування перспективності і досвід ксилотрофної біоіндикації антропогенного порушення лісових екосистем

Як було показано у розділах 1, 3 і 4, в урбанізованих ландшафтах зелені насадження, особливо рекреаційно-оздоровчого і захисного призначення, відіграють важливу роль буферних і регулюючих елементів щодо поширення та зниження негативного впливу антропогенних чинників на здоров'я людини. Проте вони часто зазнають комплексного впливу різних за походженням і характеристиками дії екологічних загроз, що ускладнює виявлення, оцінку і порівняльний аналіз негативних наслідків їх деградації, зниження стійкості, продуктивності та екологічної ролі і, відповідно, удосконалення системи заходів щодо регулювання використання та збереження лісів. Зазначена проблема постійно зростає, оскільки розвиток урбанізації часто відбувається без належного врахування природоохоронних норм та відповідного інституційно-управлінського супроводу на засадах збалансованого природокористування.

Для удосконалення методів біоіндикації антропогенного порушення лісів перспективним є використання афілофороїдних грибів, врахування змін їх морфологічної, екологічної та функціональної структури, поширення та активізації. Як було показано у розділі 1 (п.п. 1.3, 1.4), абіотичні екологічні чинники істотно впливають на поширення та структуру ксилотрофних грибів внаслідок якісних і кількісних змін середовища лісу, умов існування цих грибів, що відбувається в результаті послаблення стійкості дерев, пошкодження деревостанів, накопичення деревного відпаду, зміни його структури і швидкості розкладання грибами. В Україні та інших країнах вже є певний досвід використання ксилотрофних грибів в оцінці трансформації лісових екосистем різного функціонального призначення і типів лісу. Дослідники застосовують анатомічні, морфологічні, систематичні, трофічні, флористичні та функціональні

показниками структури лісового мікокомплексу, його різноманіття, фізіологічний вплив ксилотрофів на дерева, характеристики коеволюції дереворуйнівних грибів і лісових екосистем, коадаптації деревних рослин та ксилотрофних грибів. Досліджено особливості поширення і розвитку ксилотрофів у різних регіонах світу залежно від характеристики лісів та управління ними. Наразі уже використовують відповідні індикаторні шкали для оцінки стійкості, видів і ступенів деградації лісових екосистем. На цей час в Україні добре розвинена мікобіотична фітопатологія лісу. Менше освітлені питання коадаптації деревних рослин та ксилотрофних грибів, ще менше – аспекти ксиломікоіндикації антропогенного порушення лісів різного цільового призначення.

На початковому етапі знаходяться дослідження питань щодо врахування трансформації консортивних зв'язків «дерева – ксилотрофи» у поглибленні знань про антропогенні зміни стану, продуктивності і розвитку лісових екосистем, виконання ними цільових функцій. Досі не досліджено особливості змін структури ксило-мікокомплексу, його поширення та активізації на синекологічному рівні аналізу залежно від: природної зони, функціональної категорії лісу, лісівничо-таксаційної характеристики деревостанів, певних показників їхньої структури, від типу (виду), режиму та інтенсивності антропогенного впливу. Нами встановлено (розділи 3, 4), що існують зазначені відмінності. Слід очікувати, що врахування цих знань сприятиме удосконаленню методів оцінки наслідків антропогенного впливу на лісових екосистем.

Аналіз одержаних результатів показав, що, порівняно з живим надґрунтовим покривом, ксило-мікокомплекс є менш вразливим з боку антропогенного, зокрема рекреаційного впливу і тому реагує на нього не так помітно. Це зумовлено значною опосередкованістю зв'язків «негативний чинник – ксилотрофи» і спричинює відповідну складність застосування ксило-мікокомплексу в індикації порушень лісових екосистем. Для з'ясування індикаційної перспективності ксилотрофів проведемо порівняльний аналіз зв'язків між результатами фіто- та мікоіндикації змін у лісових екосистемах з

використанням коефіцієнта фітоценотичної схожості (KG) рослинних угруповань на прикладі урочищ зеленої зони м. Біла Церква – «Товста» та «Голендерня», що зазнають впливу комплексу антропогенних чинників.

Порівняємо три деревостани: в урочищі «Товста» – ППЗ – кленово-дубове (9Дз1Клг) середньовікове насадження, зімкнутість намету 0,93, що зазнає на приміському узліссі самовільної забудови і середнього рекреаційного впливу ($I_c = 2,23$ щодо *Q. robur*); ПП5 із самовільним сміттєзвалищем (порівняно з ППЗ – забруднення більше, а рекреаційний вплив менший). Це липово-дубове (8Дз2Лд) середньовікове насадження, зімкнутість деревного намету 0,83 ($I_c = 2,54$ щодо *Q. robur*; див. розділ 2; п. 2.3.2; в табл. 2.3); в урочищі «Голендерня» – перестійний (вік 213 років) деревостан 10Дз, $I_c = 3,53$. Проте, це найбільш збережена частина, ядро лісового масиву, що зазнає слабого рекреаційного впливу (ПП7К в табл. 2.4; див. розділ 2; п. 2.3.2). Рекреагенна трансформація трав'яного покриву ґрунту у зазначеному деревостані описана в п. 4.2.1 (розділ 4) і в додатку М, а мікоіндикація порушення лісового середовища – в п. 4.2.2. Виявлено, що негативні зміни найбільші у перехідній, приміській зоні від паркового до лісового типу ландшафту. Порівняємо з цими даними стан насаджень в урочищі «Товста».

Встановлено, що в найбільш деградованих приузлісних деревостанах *Q. robur* урочища «Товста» KG становить: на ППЗ – 75,0, а на ПП5 – 62,5%. У більш захищеному від рекреантів і тому краще збереженому ядрі урочища «Голендерня» (ПП7К) значення цього показника вище (82,0%) за рахунок переважання у трав'яному покриві лісових видів, характерних для даного типу лісу: *G. sylvaticum*, *V. odorata*, *Veronica chamaedrys* L. тощо.

Аналіз біоморф свідчить, що в трав'яному покриві урочища «Товста» переважають багаторічні рослини, як на ППЗ (64%), так і на ПП5 (59%), частка малорічників становить відповідно 36% та 41% (у «Голендерні» – 39%). Більша кількість повзучих рослин на ППЗ (18%), ніж на ПП5 (14%) в урочищі «Товста» свідчить, що лісова екосистема ППЗ зазнає більшого витоптування поверхні ґрунту, що підтверджується характеристикою розвинутої стежкової мережі (див.

п. 4.1.1). В урочищі «Голендерня» показано, що зростання витоптаності поверхні ґрунту та надґрунтового рослинного покриву зростають у міру наближення до приміського узлісся, що підтверджує загальновідому закономірність цих явищ (п. 4.2.1).

Аналіз спеціалізації підземних пагонів показав тенденцію домінування видів з кореневищем та без спеціалізованих пристосувань. В урочищі «Голендерня» найбільше (34,6%) видів без спеціалізованих пагонів. Натомість, в рочищі «Товста» максимальну кількість короткочореневищних видів та цибулинних рослин виявлено на ППЗ, а довгочореневищних – на ПП5. На обох ділянках переважають види зі стрижневою чореневою системою – 59,5% (ППЗ) та 48,3% (ПП5). Таке співвідношення індикаторних видів рослин свідчить про майже однаковий ступінь трансформації лісового середовища антропогенними чинниками в усіх трьох деревостанах. Проте, на ПП5 урочища «Товста» ці тенденції є суттєвішими.

Дещо інший розподіл цих рослин у деревостані ПП5: внесок віолентів становить лише 5,5% (мінімальна частка порівняно з іншими ПП), кількість експлерентів є майже однаковою (15,1%) порівняно з урочищем «Голендерня». Натомість експлерентів-патієнтів у «Голендерні» більше (13,5%). Варто зауважити, що патієнти та експлеренти – це рослини, які здатні витримувати дефіцит певних природних ресурсів. Найменша частка у трав'яному покриві ППЗ саме цих рослин свідчить про меншу трансформацію трав'яного покриву антропогенними чинниками у цій екосистемі, порівняно з іншими.

Тобто фітоіндикація за трав'яним покривом свідчить про загалом подібні наслідки антропогенного порушення лісового середовища у досліджених лісових масивах. Результати підтверджують відоме положення, що трав'яна рослинність є чутливим і якісним індикатором трансформації лісових екосистем діяльністю людини. Зокрема, зменшення частки гідроморф у екоморфічній структурі трав'яного ярусу свідчить про порушення гідрологічного режиму у цих лісах, точніше – про зменшення вологості чореневмісного шару ґрунту. Саме відносна нерівномірність вологозабезпечення та аерації ґрунту, зазвичай, є

наслідком високих стадій рекреаційної дигресії лісового ґрунту [19, 71, 130, 131, 134, 148, 151]. З іншого боку, зі збільшенням ступеня зміни середовища лісу, зазвичай, істотно зростає частка факультативних паразитів серед ксилотрофів [18, 21, 22, 24]. Порівняльний аналіз цих даних показав однакову тенденцію зміни між співвідношенням гідроморф трав'яних рослин та грибів-паразитів в умовах різних видів і ступенів антропогенної трансформації таксаційно і функціонально різних лісових масивів. Нами встановлено, що зменшення частки гідроморф в екоморфічній структурі трав'яного покриву корелює ($r = 0,63$) зі збільшенням частки факультативних видів-паразитів у ксило-мікокомплексі, а збільшення частки трав'яних видів із змішаним типом стратегії корелює ($r = 0,77$) зі збільшенням кількості ксилотрофів-паразитів (рис. 5.1; А, Б).

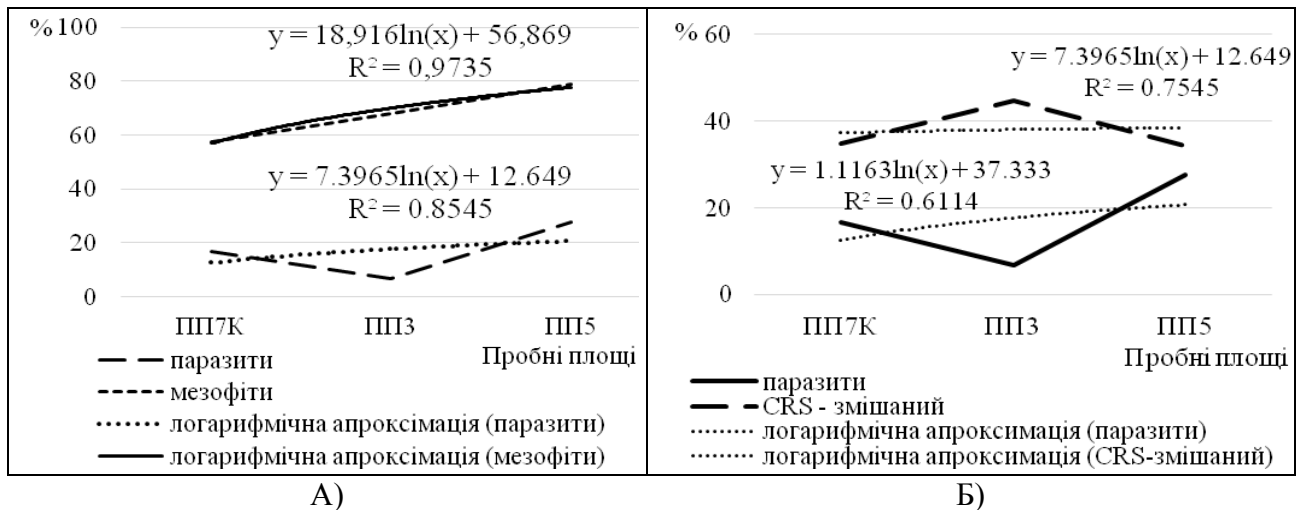


Рис. 5.1. Тренди зміни частки факультативних грибів-паразитів та трав-мезофітів (А) і видів трав'янистих рослин зі змішаним типом стратегії (Б) у зеленій зоні м. Біла Церква за різних видів і ступенів впливу антропогенних чинників (2016–2018 рр.): ППЗ – «самовільна забудова + середній рекреаційний вплив» (урочище «Товста»), ПП5 – «сміттєзвалище» (урочище «Товста»); ПП7К – «слабкий рекреаційний вплив» (урочище «Голендерня»)

Для з'ясування їх індикаційних властивостей таксономічну структуру ксилотрофних грибів, виявлених у досліджуваних лісах Київського Полісся та Центрально-Придніпровської височинної області, зведено у додатку Л. Встановлено, що ксилотрофи мають доволі відмінну приуроченість до природних умов та різну чутливість до змін лісового середовища. Більшість із грибів поширені майже в усіх досліджуваних лісових масивах та далеко за їх

межами (додаток Ж). На нашу думку, види з широким ареалом (екологічною нішею), вірогідно, не можуть слугувати індикаторами зміни середовища лісу.

Отже, проведені дослідження залежності структури ксило-мікокомплексу у різних за лісівничо-таксаційною характеристикою лісових масивах від рекреаційного та техногенного впливу, а також дані А.Г. Медведєва [154] і В.А. Мухіна [166] свідчать про перспективність використання дереворуйнівних грибів як індикаторів антропогенних порушень лісових екосистем. Проте, необхідно враховувати функціональну категорію лісів, їх лісівничо-таксаційну характеристику, причини та умови їх трансформації. Це потребує уточнення науково-методичних засад мікоіндикації.

5.2. Визначення методичних принципів, критеріїв та показників використання ксиломікокомплексу в оцінці антропогенного порушення лісових екосистем

5.2.1. Особливості порушення взаємозв'язків «деревостан – ксилотрофи» під впливом негативних чинників та методи його виявлення

Загальновідомо, що лісівничо-таксаційні і санітарні показники характеристики деревостанів є результатом цільового призначення певних лісових об'єктів, природних і антропогенних умов розвитку, охорони і лісгосподарського догляду. Адже один і той же тип лісу трансформується по-різному у різних природних умовах, якщо на їх фон накладаються різні за характеристиками антропогенні чинники [15, 25, 42, 95, 99, 111, 142–144, 158].

Зважаючи на тісну взаємозалежність дерев і ксилотрофів, закономірно очікувати, що система їх коадаптації і взаємовплив мають істотно залежати від типу лісу, що вбирає в собі єдність екотопу і лісової біоти, а також від поточного стану структурно-функціональної організації певної лісової екосистеми у конкретних умовах. Як було показано у розділі 1 (п. 1.4), видовий склад мікокомплексу у природних та штучних лісах різного функціонального призначення і структури у різних природних зонах України частково уже висвітлено дослідниками.

Нами у розділах 3, 4 підтверджено наявність відомих і подібних ознак рекреаційної дигресії у захисних, рекреаційно-оздоровчих та природоохоронних лісах зелених зонах досліджуваних міст: засмічення території, мережа стежок, витоптування лісової підстилки, верхнього шару ґрунту і живого надґрунтового покриву, механічне і пірологічне пошкодження дерев, пригнічення їх росту і розвитку, природного поновлення, погіршення стану деревостанів і зрідження деревного намету. Ці негативні наслідки зростають у міру наближення до джерел загроз – населених пунктів, місць відпочинку, транспортних комунікацій. Менше деградовані непривабливі для рекреантів щільніші деревостани з розвиненим підростом і підліском. Важливо встановити зв'язки між порушенням лісової екосистеми та змінами ксило-мікокомплексу.

Виявлено, що погіршення умов росту і розвитку дерев, їх всихання і зрідження кронового намету, а також витоптування рекреантами живого надґрунтового покриву, лісової підстилки і верхнього шару ґрунту спричиняють ксерофітизацію умов лісового середовища, зміну температурного режиму. Це підтверджується зміною структури трав'яного покриву: видової, екоморфної, біоморфологічної (за тривалістю життєвого циклу рослин, структурою надземних та підземних пагонів, корневих систем, типом стратегії), індексом адвентизації, який зростає до 38% (див. п.п. 4.1.2; 4.2.1.2; додатки Л, М). Про зменшення вологості лісового середовища (порушення гідрологічного режиму, вологозабезпечення) у рекреаційно порушених лісах (зріджений деревний намет та витоптана поверхня ґрунту і надґрунтовий покрив) свідчить зменшення частки гідроморф у екоморфічній структурі трав'яного ярусу. Зі збільшенням ступеня зміни середовища лісу (збільшення рекреаційного впливу; поява супутніх чинників – забудова, засмічення) зростає частка факультативних паразитів серед ксиломікобіоти. Кореляційний зв'язок між зменшенням частки гідроморф в екоморфічній структурі трав'яного покриву та збільшенням частки видів-паразитів у ксило-мікокомплексі доволі тісний ($r = 0,63$), а між збільшенням частки трав'яних видів зі змішаним типом стратегій та збільшенням кількості ксилотрофів-паразитів він ще тіснішою ($r = 0,77$). Ці

закономірності проявляються незалежно від лісівничо-таксаційної характеристики і функціонального призначення лісів. Проте, порівняно з рекреаційним впливом на ліси, значно сильнішим є порушення лісорослинних умов кар'єрним добуванням граніту внаслідок відкачування води, зниження рівня ґрунтових вод (п. 4.3). Дія на ліси кількох антропогенних чинників різної природи і особливостей впливу призводить до більшого спектру негативних наслідків, що ускладнює їх оцінку і, особливо, визначення роль кожного чинника в інтегральному ефекті [42, 59, 88, 102, 122, 127, 133, 137, 142, 144, 218]. Тому під час мікодіагностики змін лісових біотопів важливо якомога повніше враховувати зазначені відмінності досліджуваних об'єктів лісу, екологічні умови їх розвитку, а також відомі дані щодо особливостей порушення взаємозв'язків «деревостан – ксилотрофи».

Тобто порушення екологічних умов лісового середовища, зміна кількісних і якісних характеристик субстратів (порода дерева, жива і мертва деревина, її розміри), розподілу їх у часі (режими всихання дерев і опадання гілок) і просторі (вертикальному за мікогорозонтами фітоценозу та горизонтальному – по території лісу) призводять до зміни у структурі консорційних зв'язків «дерева – ксилотрофи», зростає ступінь ксилотрофної деструкції деревини (п.п. 3.1; 3.2.3; 4.1.3; 4.2.1.3; 4.3.3). Видовий склад дереворуйнівних грибів певною мірою характеризує стан лісової екосистеми, рівень її стійкості у конкретних умовах місцезростання. І, навпаки, основні лісівничо-таксаційні показники деревостану (вік, породний склад, середня висота і діаметр, індекс зімкнутості крон, бонітет, запас деревини, тощо) дають змогу оцінити параметри деревних рослин на різних вікових стадіях розвитку [5, 25, 42, 95, 99, 142, 144, 181]. Таксаційні ж зміни дерев і деревостану впливають на поширення та розвиток дереворуйнівних грибів [18, 21, 24, 38, 132–134].

Доцільно зазначити, що, згідно з теорією лісової типології, у доволі відмінних типах лісу (за трофотопом та/або гіротопом, типом деревостану) формуються доволі різні умови лісового середовища і, відповідно, відмінні ксило-мікокомплекси [31, 35, 61, 105, 157, 162, 164, 179]. Віддалені у

типологічних рядах типи лісу мають різну біологічну стійкість до негативних екологічних чинників. Ми не виявили істотної різниці в наслідках антропогенної зміни видової структури і поширення ксилотрофів. Вірогідно, це зумовлено тим, що досліджувані типи лісу – свіжа грабово-дубово-соснова судіброва (C₂-гсС) та свіжа грабова діброва (D₂-гД) і свіжа кленова діброва (D₂-клД) є суміжними, близькими за екологічними умовами.

Варто враховувати, що ксиломікоценоз менше реагує на рекреаційне і техногенне навантаження на відміну від більш вразливих структурно-функціональних компонентів лісової екосистеми – трав'яного ярусу, підросту, підліску, поверхні ґрунту. Тому в умовах комплексного впливу на ліс різних за природою, адресністю і просторовим поширенням негативних чинників тісних зв'язків поширення і розвитку афілофороїдних грибів зі ступенем пошкодження і всихання дерев іноді виявити не вдається.

5.2.2. Принципи, критерії та показники ксило-мікоіндикації антропогенного порушення лісових екосистем

Як було зазначено вище, афілофороїдні гриби, крім умов середовища, по-різному залежать від категорії і характеристики субстрату: виду і стану рослини, розміру та стану її органів. Це спричинило поділ мікологами ксилотрофів на три групи. *Евритрофи 1* порядку розвиваються як на листяних, так і на хвойних породах дерев. *Евритрофи 2* порядку розвиваються або на листяних породах, або на хвойних. Лише *стенотрофи* розвиваються на певному виді дерева. Тобто трофічна ніша ксилотрофів визначається характеристикою субстратів (насамперед – роду рослин) та екологічними умовами, що впливають на формування субстратів та розвиток і поширення грибів – екотопом або типом лісорослинних умов. За біологічних особливостей, насамперед широкої екологічної ніші евритрофів 2, і, особливо, 1 порядку, не всі види ксилотрофів можуть бути індикаторами порушення лісів. Для мікодіагностики доцільно використовувати насамперед найбільш чутливі до екологічних змін ксилотрофи.

В результаті наших досліджень (розділи 3, 4) та узагальнення наявних даних з інших джерел (розділ 1; п.п. 1.3, 1.4) встановлено, що, завдяки

еволюційно сформованій коадаптації деревних рослин та ксилотрофів, мікоіндикацію антропогенно порушених лісових екосистем доцільно ґрунтувати на таких *методичних принципах*:

- видова структура ксилотрофних грибів, їх поширення у лісовій екосистемі та деструктивна активність залежать від породного складу деревостанів, їхнього санітарного стану, стану певних видів дерев, які заселяють ксилотрофи;

- залежно від ступеня зміни породного складу і структури деревостанів, і, відповідно, лісового середовища має змінюватися склад грибів-ксилотрофів, їх поширення у фітоценозі та рівні ураження ними дерев;

- показники характеристики ксило-мікокомплексу мають залежати від виду і ступеня антропогенного впливу на лісову екосистему, що певною мірою визначається її просторовим розміщенням відносно джерел негативних чинників (населених пунктів, промислових підприємств, транспортних комунікацій, місць концентрації рекреантів, тощо).

Для встановлення закономірностей та/або особливостей змін у порушених лісах, необхідних для визначення ступеня їх антропогенної трансформації, потрібно поєднувати мікологічні та лісознавчі підходи. Під час оцінки структури, стану і продуктивності лісових екосистем необхідно дотримуватися лісівничо-типологічних і лісотаксаційних засад характеристики їх оптимальності. Просторове поширення порушень та ступінь змін лісових екосистем слід виявляти за показниками таксаційної і санітарної характеристик деревостанів певних типів лісу на відповідних градієнтах впливу досліджуваних негативних чинників.

Зазначені характеристики істотно залежать від функціональної категорії або цільового призначення лісів, певною мірою й від типу лісу, що загалом зумовлює формування і розвиток лісових екосистем, вид і ступінь антропогенного навантаження на них, а також від рівня ведення у них господарства, що впливає на біологічну стійкість до негативних чинників. Під час проведення мікоіндикації антропогенних порушень лісів варто враховувати особливості лісових культур, часта яких в Україні сягає половина лісів.

Напрями та механізми змін зв'язків «ксилотрофи – певні деревні породи» необхідно досліджувати в межах певних лісотипологічних таксонів, з урахуванням походження деревостанів (природне чи лісові культури), залежно від різних екологічних загроз або їх комплексів за часом впливу, простором, режимом, адресністю та інтенсивністю. Порівняльна оцінка відмінностей формування консорційних структур фітоценозів і мікоценозів у різних природних зонах, типах лісу в умовах певних видів і рівнів антропогенних навантажень може сприяти виявленню додаткової інформації щодо механізмів, інтенсивності, просторових і часових кількісних та якісних характеристик антропогенних змін досліджуваних лісів.

Для характеристики структурно-функціональної організації системи коадаптації дерев і ксилотрофів до уваги слід брати співвідношення в лісовому мікокомплексі різноманітних груп базальних та маргінальних видів дереворуйнівних грибів, які характеризують стан і процеси розвитку деревостану за відповідними екологічними коефіцієнтами та індексами: індексом Шеннона – для оцінки мікорізноманіття; коефіцієнтом Менхінка – визначення видового багатства ксилемікобіоти; індексом Пілоу – для узагальненої оцінки різноманітності; індексом домінування Бергера-Паркера та індексом вирівненості Макінтоша. Їх визначають за різноманіттям, чисельністю і частотою трапляння у лісі ксилотрофних видів, показниками їхньої структури.

Загалом до «Системи критеріїв і показників оцінки ступеня антропогенної трансформації лісових екосистем» доцільно включити:

– *ознаки дигресії лісової екосистеми*: зміни підстилки і ґрунту, таксаційних і санітарних змін деревостану (вони загальновизнані і є в нормативах лісовпорядкування);

– *критерії зміни структури трав'яного покриву*: видової, екоморфної, біоморфологічної (за тривалістю життєвого циклу рослин, структурою надземних та підземних пагонів, корневих систем, типом стратегії), індекс адвентизації;

– критерії зміни ксиломікокомплексу: видового складу, поширення ксилотрофів у лісовій екосистемі та їх деструктивна активність.

Найбільш достовірними індикаторами є види грибів, яким властива висока чутливість до зміни певних чинників середовища, які зникають із угруповання за збільшення антропогенного навантаження. До таких видів відносяться трутові гриби. Вони є обов'язковим компонентом лісової екосистеми. Серед інших ксилотрофів трутовики перш за все вирізняються регулярним утворенням базидіом та легко визначаються в польових дослідженнях [150]. Більш прийнятними для індикації антропогенних порушень лісів є види афілофороїдних грибів з вузьким ареалом (екологічною нішею). Варто враховувати, що значна частка ксилотрофів є збудниками корневих і стовбурних гнилей, що може погіршувати санітарний стан і прискорювати всихання антропогенно пошкоджених деревостанів: *L. sulphureus*, *P. betulinus*, *Polyporus squamosus*, *L. betulina*, *F. hepatica*, та ін. (додаток Ж).

5.3. Перелік афілофороїдних ксилотрофів-індикаторів антропогенних порушень лісових екосистем

Синтезуючи одержані результати досліджень у різних за лісівничо-таксаційною характеристикою деревостанах дуба звичайного (типи лісу С₂-гдС, D₂-гД, D₂-клД) щодо залежності структури ксило-мікокомплексу від рекреаційного та техногенного впливу (додаток Н), а також відому інформацію щодо індикаційних властивостей дереворуйнівних грибів (додаток Ж), для мікоіндикації антропогенних порушень лісових екосистем варто використовувати такий перелік видів-ксилотрофів.

Індикатори антропогенної (рекреаційної) порушеності деревостанів дуба та інших листяних лісів (* – виявлені нами; решта – за А.Г. Медведєвим [154], В.А. Мухіним [166]; додатки Ж.1; М.1–М.6).

- 1) сильного пошкодження деревостанів листяних порід (додаток Ж.1.1):
Cerioporus mollis (Sommerf.) Zmitr. & Kovalenko, 2016 – церіопор м'який;
Ganoderma applanatum (Pers.) Pat., 1889 – трутовик плоский;

**Phellinus robustus* (P. Karst.) Bourdot & Galzin, 1925 – трутовик несправжній дубовий;

**Schizophyllum commune* Fries., 1815 – розщепка звичайна;

**Stereum hirsutum* (Willd.) Pers., 1800 – стереум жорстково волосистий;

Stereum rugosum Pers., 1794 – стереум зморшкуватий;

Trametes gibbosa (Pers.) Fr., 1838 – траметес горбатий;

**Trametes versicolor* (L.) Lloyd, 1920 – траметес різнокольоровий;

Bjerkandera adusta (Willd.) P. Karst., 1879 – б'єркандера обвуглена;

Daedaleopsis tricolor (Bull.) Bondartsev & Singer, 1941 – дедалеопсис триколірний;

Inonotus obliquus (Ach. ex Pers.) Pilát, 1942 – трутовик косий, березовий чорний гриб, чага;

**Trichaptum biforme* (Fr.) Ryvarden, 1972 – тріхаптум двоякий;

**Trametes hirsuta* (Wulfen) Pilát, 1939 – траметес жорстко волосистий;

2) середнього пошкодження деревостанів листяних порід (додаток Ж.1.2):

**Hapalopilus rutilans* (Pers.) Murrill, 1904 – трутовик червонуватий;

**Lenzites betulina* (L.) Fr., *Epicrisis Systematis Mycologici*, 1838 – ланзітес березовий;

Lentinus brumalis (Pers.) Zmitr., 2010 – трутовик зимовий;

**Piptoporus betulinus* (Bull.) P. Karst, 1881 – трутовик березовий;

**Trametes pubescens* Schumach., 1939 – траметес пухнастий;

Trametes suaveolens (L.) Fr., 1838 – траметес духмяний;

Cerrena unicolor (Bull.) Murrill, 1903 – церена одноколірна;

**Irpex lacteus* (Fr.) Fr., 1828 – ірпекс молочно-білий;

3) слабкого пошкодження деревостанів листяних порід (додаток Ж.1.3):

Cerrioporus varius (Pers.) Zmitr. & Kovalenko, 2016 – трутовик мінливий;

**Fistulina hepatica* (Schaeff.) ex Fr., 1792 – печіночниця звичайна;

**Stereum subtomentosus* Pouzar, 1959 – стереум ніжно повстяний.

Потенційні індикатори антропогенного пошкодження хвойних лісів
(додаток Ж.2).

1) сильного пошкодження деревостанів хвойних порід (додаток Ж.2.1):

Sidera lenis (P. Karst.) Miettinen, 2011 – сідера ніжна;

**Thelephora terrestris* Ehrh., Pl. Crypt. Linn. Exsicc, 1787 – телефора звичайна;

Trichaptum abietinum (Pers. ex J.F. Gmel.) Ryvarden, 1972 – тріхаптум ялицевий;

Trichaptum fuscoviolaceum (Ehrenb.) Ryvarden, 1972 – тріхаптум буро-фіолетовий;

2) середнього пошкодження деревостанів хвойних порід (додаток Ж.2.2):

Antrodia serialis (Fr.) Donk, 1966 – неоантродія рядова;

Gloeophyllum sepiarium (Wulfen) P. Karst., 1882 – паркановий гриб;

**Fomitopsis pinicola* (Sw.) P. Karst., 1881 – трутовик облямований;

Postia fragilis (Fr.) Jülich, 1982 – постія ламка.

Індикатори механічного пошкодження дерев листяних порід, зрідження деревостанів, їх фрагментації, утворення галявин (додаток Ж.3):

**Laetiporus sulphureus* (Bull.) Murrill, 1920 – трутовик сірчано-жовтий;

**Fomes fomentarius* (L.) Fr., 1849 – трутовик справжній;

**Phellinus igniarius* (L.) Quél., 1886 – трутовик несправжній;

**Leccinum scabrum* (Bull.) P. Karst, 1821 – підберезовик звичайний;

Paxillus involutus (Batsch) Fr., 1838 – свинушка тонка.

Для точнішого виявлення антропогенної порушеності лісової екосистеми, її середовища необхідно загальновизнаними методами порівняльної екології оцінювати зміни деревостану. Зміни лісового середовища варто визначати за зміною видового складу, екологічної, просторової та трофічної структур трав'яних рослин. Зазначені дві групи даних слід синекологічно доповнювати змінами видового складу і поширення ксилотрофних грибів. Для визначення ступеня порушеності лісової екосистеми, крім стану деревостану і ґрунту, варто застосовувати індекси фіто- та мікорізоманіття (Шеннона), домінування (Бергера-Паркера) та рівномірності розподілу видів (Макінтоша).

5.4. Визначення ефективності впровадження практичних рекомендацій в ДП «Хмільницький лісгосп» та ДП «Черкаський лісгосп»

Впровадження результатів дисертаційного дослідження в Правобережному Лісотепу у практику ДП «Хмільницький лісгосп» та ДП «Черкаський лісгосп» є ефективним завдяки удосконаленню моніторингу лісів, точнішому визначенню причин погіршення санітарного їх стану, уточненню планів та обсягів заходів лісозахисту, своєчасному їх проведенню, що сприяє підвищенню приросту деревини, збереженню лісових ресурсів, біорізноманіття лісів, їх екологічної ролі лісів у ландшафтах. Зокрема, для покращення санітарного стану деревостанів *Q. robur* були проведені вибіркові санітарні рубки, що забезпечило зниження втрат деревної сировини внаслідок пошкодження деревостанів шкідниками та ураження їх патогенами лісу. До віку рубки головного користування (160 років) приріст у пошкоджених деревостанах знизився б, а деревина знизилася б якості.

У Літинському лісництві ДП «Хмільницький лісгосп» загальний обсяг заготівлі деревини *Q. robur* на площі 120 га становив 1474,4 тис. м³. Економічний ефект, прибуток у розмірі 240 тис. грн досягнутий завдяки своєчасному проведенню вибірових санітарних рубок, рентабельність лісгосподарського заходу становила 15,1%. У Дахнівському лісництві ДП «Черкаський лісгосп» на площі 27 га вибіровими санітарними рубками було заготовлено 288,7 тис. м³ деревини *Q. robur*. Прибуток від її реалізації становив 47 тис. грн, а рентабельність лісгосподарського заходу – 13,3% (табл. 5.1). Економічна ефективність в середньому по двох підприємствах становила 1,95 тис. грн/га.

Таблиця 5.1

Прибуток та рентабельність від проведення вибірових санітарних рубок в ДП «Хмільницький лісгосп» (на площі 120 га) та ДП «Черкаський лісгосп» (27 га)

Статті витрат та інші показники	Од. вим	Витрати на 1 м ³	ДП «Хмільницьке ЛГ»	ДП «Городницьке ЛГ»
1	2	3	4	5
Заготівля лісопродукції	тис. м ³	-	1474,4	288,7
Вартість в оптових цінах	тис. грн	1,4	2061,7	403,7
Сировина і матеріали	тис. грн	0,1	118,8	23,3
Зворотні відходи	тис. грн	0,0	0,0	0,0

Продовження таблиці 5.1

1	2	3	4	5
Покупні вироби	тис. грн	0,0	65,6	12,8
Паливо та енергія на технологічні цілі	тис. грн	0,0	53,4	10,5
Основна заробітна плата	тис. грн	0,0	55,8	10,9
Додаткова заробітна плата	тис. грн	0,1	89,5	17,5
Відрахування на соціальні заходи	тис. грн	0,0	32,1	6,3
Витрати на утримання та експлуатацію обладнання	тис. грн	0,0	30,1	5,9
Загальновиробничі (цехові) витрати	тис. грн	0,2	351,2	68,8
Витрати на лісогосподарські роботи і послуги, виконані за власні кошти	тис. грн	0,1	210,4	41,2
Інші витрати	тис. грн	0,2	293,9	57,5
Виробнича собівартість	тис. грн	0,9	1280,7	250,8
Адміністративні витрати	тис. грн	0,3	493,1	96,5
Витрати на збут		0,0	27,9	5,5
Всього витрат на заготівлю лісопродукції	тис. грн	1,2	1821,7	356,7
Прибуток	тис. грн	0,2	240,0	47,0
Рентабельність	%		15,1	13,3

Проте зазначений ефект від впровадження даних практичних рекомендацій є далеко неповним. Проблему підвищення ефективності застосування в лісовій галузі України природоохоронних пропозицій, засади, перепони й механізми її розв'язання варто розглянути детальніше.

5.5. Підвищення ефективності застосування в лісовій галузі України природоохоронних пропозицій: засади, проблеми, напрями та механізми

Згідно із засадами економіки, «економічна ефективність» – це результативність економічної системи, виражена у співвідношенні корисних кінцевих результатів її функціонування до витрачених ресурсів. Головною метою є досягнення найбільших результатів за найменших затрат живої та уречевленої праці.

Фахівці виділяють також «екологічну ефективність» (ефективність природозбереження), яку застосовують до практики компаній, що використовують економічні показники і прагнуть до прибуткової діяльності. Зазвичай екологічної ефективності досягають шляхом зниження собівартості

продукції чи послуг, вигіднішої їх реалізації завдяки збільшення їх конкурентоспроможності. Товари і послуги мають задовольняти потреби людей, підвищуючи якість життя, одночасно знижуючи негативний вплив на природне довкілля. Упродовж всього життєвого циклу такої продукції вона не повинна мати велику ресурсомісткість (матеріаломісткість, енергоємність), не повинна перевищувати рівні несучої здатності (екологічної ємності) певних природних екосистем, на які впливає даний вид природокористування.

Тобто ефективність певної діяльності ґрунтується на кількісному (вартісному, грошовому) оцінюванні витрачених ресурсів та корисних кінцевих результатів від проведених заходів та їх співвідношенні – результати/витрати – з метою одержання прибутку. Досліджувані нами рекреаційно-оздоровчі, природоохоронні і захисні ліси, на відміну від економічних підприємств, зорієнтовані на пріоритет – надання екологічних послуг, створення сприятливих умов життя для суспільства та виконання комплексу функцій щодо охорони природи: усіх сфер планети Земля, її природних екосистем, біорізноманя на локальному, регіональному, національному та міжнародному рівнях (Ріо-1992).

Після прийняття стратегії сталого розвитку й визнання світовою спільнотою ролі лісів на місцевому, регіональному та глобальному рівнях (Ріо-1992) інституціями ООН та ЄС екологічні функції, у тому числі рекреаційні, захисні та інші несировинні цінності лісів визнано природними ресурсами. Це докорінно змінило типи, структуру та інтенсивність лісокористування в усьому світі. Ціна лісових ресурсів має включати витрати на відновлення порушеного людиною лісового середовища та повернення йому здатності до самовідновлення, а також витрати на відшкодування збитків, нанесених природним екосистемам прямо чи опосередковано в результаті їх використання.

Україна бере активну участь в імплементації у галузеве законодавство і практику лісокористування принципів збалансованого розвитку [138]. У статтях 1 та 6 Лісового кодексу зазначено, що до лісових ресурсів, крім деревних, технічних, лікарських чи інших рослин, тварин, належать також корисні властивості лісів (водоохоронні, захисні, санітарно-гігієнічні, оздоровчі,

рекреаційні, естетичні, виховні тощо), які використовують для задоволення суспільних потреб. Внаслідок значного недостатку лісових ресурсів (25–30% від потреби) і низької лісистості території (15,7% за оптимуму – 20,0%), в Україні, порівняно з економічним значенням лісів, пріоритет надається їх екологічній ролі. Відбувається переорієнтація управління лісовими ресурсами з економічних засад на еколого-економічні з наданням пріоритету природоохоронним цінностям лісів [138]. Особливо це стосується рекреаційно-оздоровчих, захисних і та природоохоронних лісів, які були об'єктами наших досліджень.

Відповідно до міжнародних засад збалансованого лісокористування, яких дотримується Україна [86, 91, 138, 198, 237, 238, 246, 253–257], заготівля ресурсів лісу не повинна знижувати продуктивність та біологічну стійкість лісової екосистем, порушувати вікову та видову її структуру, а економічний зиск від заготівлі деревини не повинен отримуватися за рахунок недооцінки інших, недеревних і несировинних ресурсів, і, передовсім, екологічних, соціальних та інших функцій лісу. Водночас, в умовах ринкової економіки необхідно адекватно враховувати інтереси усіх суспільних груп лісокористувачів на засадах збалансованого використання сировинних і несировинних лісових ресурсів. Забезпечення сприятливих умов для використання на цих засадах, а також збереження і підтримки розвитку біотичних та екологічних ресурсів лісів залежить від якості їх оцінювання та обліку. Проте досі не розроблено методів економічного (вартісного) оцінювання несировинних ресурсів лісів, їх екологічних функцій – середовищеутворювальних та регулювальних, збереження біорізноманіття, водо- та ґрунтозахисних, рекреаційних, тощо. Цих ресурсів немає у Лісовому кадастрі. Це зумовлено, зокрема, тим, що таксони біорізноманіття (особливо Міжнародних списків МСОП, Червоної та Зеленої Книг) є безцінними. А економічні ефекти екологічних функцій лісів – це інтегральний результат тривалого, сумісного, прямого та опосередкованого впливу значної кількості, абіотичних, біотичних та антропогенних чинників, вплив кожного з яких важко врахувати та оцінити [138, 144]. Тому фахівці, зазвичай, обмежуються певною цільовою кількісною або якісною інформацією позитивного ефекту, який є лише

часткою реальної економічної та/або екологічної ефективності. Наразі фахівці оцінюють переважно деревинні і другорядні ресурси лісу, побічні лісові користування (66, 67, 72, 73 ст.ст. Лісового кодексу), які мають ринковий попит. Причому ціни на продукти і корисні природні властивості лісу значно занижено, а більшістю несировинних ресурсів суспільство взагалі користується безоплатно, оскільки їх досі не оцінюють і не залучають до товарообігу.

За тривалого домінування й до нашого часу панування в Україні економічних принципів управління лісовими ресурсами досі відсутня мотивація щодо врахування недеревних, екологічних та інших несировинних ресурсів лісу, оскільки вони не мають належного попиту на внутрішньому ринку. Ті ж екологічні ресурси, що включені у товарообіг, зазвичай потребують більших видатків ніж приносять дивіденди. Відповідною мірою це гальмує удосконалення наукових методів оцінювання ефективності екологічних функцій лісових екосистем, розвитку екологічної складової лісового кадастру та створює перепони запровадженню збалансованого лісокористування. Впровадження методів еколого-економічної оцінки лісів і лісових земель ускладнене також за недостатнього фінансування галузі з державного бюджету [138].

Розглянуті питання висвітлені у працях лісових економістів Ради вивчення продуктивних сил України (Я.В. Коваль), Національного лісотехнічного університету України (І.М. Синякевич), Українського НДІ лісового господарства та агролісомеліорації (УкрНДІЛГА; А.С. Торосов). Методики кількісно-якісного оцінювання сумісного впливу комплексу екологічних чинників на лісові екосистеми зелених зон населених пунктів, промислових підприємств та інші ліси з використанням методів порівняльної екології, системного й ретроспективного аналізу та діагностики пошкодження найглибше розроблені в УкрНДІЛГА під керівництвом проф. П.С. Пастернака та дослідницького колективу В.П. Ворона [25–27, 42, 95, 99, 111, 139, 144, 182, 202].

Виконуючи завдання стратегії сталого розвитку, починаючи з 1993 року принципи політики лісової галузі України переорієнтовують на перехід з ресурсного (економічного) на біосферний (еколого-економічний) напрям

розвитку. Роль екологічного аудиту лісового господарства України, зорієнтованого на гармонізацію соціальних, економічних та екологічних цінностей лісів і відповідних інтересів суспільства щодо лісових ресурсів, нешкідливості лісокористування для інших природних екосистем, з 2000 року виконує добровільна міжнародна інституція – всесвітня лісова сертифікація «Лісова наглядова рада FSC» (Forest Stewardship Council).

Лісова сертифікація – це добровільний аудит певного лісокористувача, який здійснюють прозоро третьою незалежною стороною-аудитором, результат якого засвідчують у відповідному сертифікаті. Погодження соціальних, економічних та екологічних інтересів лісокористувачів відображені у 10 глобальних принципах FSC. Кожний принцип містить відповідне обґрунтування, правила, а також список індикаторів як інструментів та джерел щодо його виконання. Фактично це є системою економічно стимульованих механізмів, спрямованих на гармонійне погодження економічної ефективності, суспільної орієнтації і екологічної прийнятності. Сертифікація лісів створює умови для стимулювання включення до вартості лісової продукції усіх витрат на відновлення екологічних, економічних, соціальних і культурних функцій лісів. Це сприяє узгодженому впровадженню у практику норм сталого господарювання і експлуатації лісових ресурсів.

Перспективність лісової сертифікації полягає у тому, що вона стимулює включення до вартості лісової продукції усіх затрат на відновлення природоохоронних, економічних, соціальних і культурних функцій лісів. В урбанізованих регіонах з деградованими лісами сертифікація здатна виконувати роль індикатора стану лісів та лісової продукції. Це необхідне для запобігання надходження на ринок санітарно-гігієнічно неякісної лісової продукції, екологічних, рекреаційно-оздоровчих, мисливських та інших послуг.

Проблемою застосування сертифікаційного аудиту лісових ресурсів є той факт, що його застосовують переважно у підприємствах економічної експлуатації лісів. Так, за період 2000–2007 рр. за схемою FSC було

сертифіковано понад 1,4 млн га переважно експлуатаційних лісів Закарпаття і Полісся, що становило 14,7% вкритих лісом земель галузі. В 2008 році сертифікати FSC отримали всі державні лісогосподарські підприємства Держкомлісгоспу на Закарпатті та Львівщині, деякі підприємства Рівненщини, Житомирщини та Київщини. На 01.01.2019 року в Україні було сертифіковано понад 4 млн га лісів у Тетерівському, Баранівському, Білокоровицькому Ємільчинському та інших держлісгоспах Київської та Житомирської областей. Лише у 2017 році на Житомирщині ще 15 держлісгоспів пройшли незалежний аудит.

Водночас, як було показано В.В. Лавровим [138], використання в нашій країні критеріїв та індикаторів сертифікації лісів ускладнене тим, що вони призначені для оцінок управління лісами на рівні галузі і лісогосподарського підприємства. Досі недостатньо опрацьованими є регіональний і ландшафтний рівні, на яких ґрунтуються екологічні програми збереження таксонів природи, ініціюють розвиток міжгалузевої співпраці з погодження різних інтересів природокористувачів.

Порівняно з економічними стандартами значно більшого удосконалення потребують індикатори екологічної категорії, зокрема щодо: оцінювання регіональної та локальної екологічної ролі лісів, продукування ними несировинних ресурсів; збереження біорізноманіття; оптимізації структурно-функціональної організації ландшафтів; екологічного нормування антропогенних навантажень на природне довкілля. Особливо актуальними є ці індикатори для лісів антропогенно порушених районів інтенсивного природокористування, зелених зон навколо індустриальних міст, агломерацій тощо, які знаходяться у компетенції міських і селищних громад, поза інтересами лісової галузі [138].

Забезпечення сприятливих умов для використання на цих засадах, а також збереження і підтримки розвитку біотичних та екологічних ресурсів (функцій) лісів залежить від якості їх оцінювання та обліку. Інформацію про стан лісових ресурсів в Україні одержують у процесі лісовпорядкування шляхом їх

інвентаризації (статистичного обліку) та моніторингу лісів за міжнародними методиками ICP-Forests, FHM й співпраці з IUFRO. Система інвентаризації лісів зорієнтована переважно на підвищення продуктивності та стійкості лісових насаджень, інші господарські цінності. Задля збільшення уваги до екологічної ролі лісів систему інформаційних показників прагнуть узгодити з міжнародними вимогами: проекти «Скандіаконсалт натура АВ», TBFRA-2000, SCEFORMA, ТехІнЛіс, FORZA, програма EUFORGEN, лісова сертифікація за схемою FSC. Вони не враховують належним чином біорізноманіття, роль лісового ксило-мікокомплексу, а зорієнтовані переважно на економічні цінності лісів, зокрема на оцінку розвитку лісів й динаміки продуктивності деревостанів залежно від змін клімату, різних варіантів ведення лісового господарства, режимів лісокористування, адаптацію передових ГІС-технологій [138].

Попри певні успішні дії у напрямках впровадження у практику принципів збалансованого управління лісовими ресурсами, досі недоліками нормативно-правової бази лісового господарства України щодо врахування в сукупному лісогосподарському продукті екологічних функцій лісів є [138]:

- командно-адміністративний (а не децентралізований) принцип управління з орієнтацією на пріоритет соціально-економічних цінностей порівняно з екологічними, що суперечить законодавчо визначено основному призначенню українських лісів;

- вимушене надання управлінських переваг матеріальним деревним ресурсам і неналежна підтримка екологічних функцій лісів;

- недеревні, екологічні та інші несировинні ресурси, що не мають ринкового попиту, залишаються неналежно оціненими і врахованими у Лісовому кадастрі, не залучені у сферу економічних відносин, не враховуються в сукупному лісогосподарському продукті. Зокрема відсутніми або недостатніми, відповідно до вимог гельсінських критеріїв сталого ведення лісового господарства, є показники стану виконання лісами екологічних функцій, життєздатності лісів, стану їхнього біорізноманіття;

– показники, необхідні для всебічного еколого-економічного оцінювання лісів (тип вікової структури насаджень, поточний приріст деревостанів, фракційний склад фітомаси, та ін.) під час здійснення лісооблікових робіт визначають не у всіх деревостанах, а лише у вибіркових.

– при таксації деревостанів у процесі лісовпорядкування превалюють візуальні оцінки, майже не використовують точних приладів, що спричиняє невідомі величини систематичних похибок, залежно від кваліфікації та сумлінності таксаторів;

– лісовий моніторинг проводять на популяційно-видовому рівні, переважно з точки зору господарсько орієнтованої селекції цінних популяцій дерев, видів трав'янистих рослин, грибів, які є об'єктами побічного лісокористування. Поза увагою залишаються види, які не значаться у формулі типу лісу, в переліку його індикаторів із живого надґрунтового покриву, хоча це можуть бути рідкісні, ендемічні, зникаючі, реліктові чи інші цінні таксони, що потребують охорони і збереження;

– облік біорізноманіття здійснюють як інвентаризацію таксономічних груп без: урахування їх структурного співвідношення, розподілу таксонів в угрупованні; оцінювання відповідності виду чи біоценозу певному екотопу; аналізу екологічних загроз видам та угрупованням з урахуванням інших негативних факторів середовища (ефекти синергізму, адитивності, взаємопогашення). Ще рідше, лише за спеціальних наукових досліджень визначають сукцесійне різноманіття біоти.

– регулювання видового складу біорізноманіття спрямовано не на його розширення до рівня, властивого певному екотопу непорушених, еталонних екосистем, що є умовою максимальної їх стійкості, а мають переважно прикладний характер, визначений цільовими установками діяльності галузі.

Для моніторингу стану й структури біорізноманіття лісів в Європі (проект BEAR) використовують: структурні ключові фактори (фізичні характеристики), ключові фактори складу (біологічний компонент, включаючи види), функціональні ключові фактори (фактори абіотичної та/або біотичної

порушеності та ведення господарства). В системі обліку лісових ресурсів України є лише часткова інформація щодо цих показників [138]:

1. Структурні ключові фактори на ландшафтному рівні:

- безперервність та поєднаність важливих місцезростань (є матеріали лісовпорядкування, картографічний матеріал, дослідження якого потребує додаткових затрат ресурсів),

- фрагментованість (є картографічний матеріал, потрібні затрати ресурсів),

- історія використання ландшафту (фіксують зміну структури лісових земель за категоріями угідь, зміну лісокористувачів, проте не ведуть облік використання ресурсів на ландшафтному рівні).

2. Структурні ключові фактори на рівні насадження:

- мертва деревина (ведуть облік сухостійних дерев та їхньої вибірки без урахування важливої для біорізноманіття категорії біомаси «грубі деревні залишки»),

- підстилка (інформація є лише в теорії лісівничо-екологічної типології; у процесі лісовпорядкування фіксують лише факти значного її порушення внаслідок пожеж, земляних робіт, тощо);

3. Функціональні ключові фактори складу на рівні насадження (для всіх ієрархічних рівнів): забруднення (у матеріалах лісовпорядкування фіксують лише значні його прояви, хоча найбільше поширене хронічне слабе і середнє забруднення [42, 95, 99, 138, 144]).

Отже, система лісового моніторингу та інвентаризації лісових ресурсів в Україні є недостатньо якісною, неповноцінною для належного врахування в економічному ефекті господарювання екологічних функцій, особливо – на рівні лісової екосистеми, цілісної, інтегральної одиниці прикладення управлінських рішень. Завдання та напрями узгодження системи обліку лісових ресурсів України з міжнародними нормами, а також механізми гармонізації управління лісами із загальноєвропейськими стандартами сталого лісокористування викладно у працях [86, 87, 91, 102, 115–117, 138, 144, 198, 237, 253–256].

Виявилося, що найскладнішою проблемою є гармонізація економічних та екологічних засад управління лісовими ресурсами. Конфлікт полягає у тому, що лісова галузь, як сектор економіки, та інші суб'єкти лісокористування (крім ПЗФ) свою діяльність організовують за економічними принципами, водночас ліси України мають переважно екологічне призначення. Тобто тривале орієнтування українських лісокористувачів на економічні цінності спричинили низку проблем щодо стану лісів, певної невідповідності нормативів ведення лісового господарства природоохоронним вимогам, належного забезпечення багатоцільового і комплексного лісокористування. Аналіз поширення і розвитку лісової сертифікації в Європі також свідчить, що вона найбільше залежить від глибокої переробки деревини та обсягів експорту сертифікованої лісової продукції – целюлози, паперу, картону, а також ввезення у країни круглого лісу. Водночас, в інших європейських державах, де ліси мають переважно економічне значення, як і в Україні, лісову сертифікацію використовують, насамперед, як інструмент розв'язання внутрішніх економіко-екологічних негараздів лісового господарства, покращенню соціокультурних запитів населення [138]. Аналіз свідчить, що лісова галузь України та інші лісокористувачі, на жаль, ще готові до такого використання цієї перспективної системи збалансованого лісокористування. Це не дає змоги поширювати сертифікацію на ліси екологічного та іншого неекономічного призначення, яких більшість в Україні, хоча саме природоохоронні, екологічні функції українських лісів потребують ресурсного підтримання, залучення додаткових інвестицій.

Отже для лісодефіцитної України, яка має велику частку території з екологічними негараздами, актуальним є збільшення мотивації та стимулювання через сертифікацію підвищення уваги до екологічної та соціокультурної ролі лісів. Необхідна розробка відповідних систем критеріїв та індикаторів національного, регіонального та локального рівнів з урахуванням особливостей природних і соціально-економічних умов та цільової спрямованості лісокористування. Очікується, що розроблені нами «Система критеріїв оцінки стійкості лісових екосистем захисних, рекреаційно-оздоровчих та

природоохоронних лісів зелених зон міст до антропогенного (насамперед – рекреаційного) впливу на ієрархічних рівнях діагностики змін», «Видовий склад ксилотрофів-індикаторів» та «Методика оцінки антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням та активізацією афілорофороїдних грибів», а також принципи її застосування у моніторингу лісів сприятимуть активізації зазначеної діяльності.

ВИСНОВКИ

1. Використання змін видового складу, поширеності і деструктивної активності ксило-мікокомплексу для удосконалення методів індикації антропогенного порушення лісових екосистем є перспективним і економічно рентабельним. Методологічним підґрунтям мікоіндикації є лісознавство, мікологія та екологія, а також положення про те, що структура ксилотрофних грибів, їх поширення у лісовій екосистемі і дереворуйнівна активність мають відображати певне порушення лісового середовища внаслідок пошкодження деревостану чи певних деревних порід, погіршення їхнього санітарного стану, збільшення відпаду, зрідження деревного намету.

2. Про зменшення вологості лісового середовища (порушення гідрологічного режиму, вологозабезпечення) у рекреаційно порушених лісах (зріджений деревний намет та витоптана поверхня ґрунту і надґрунтовий покрив) свідчить зменшення частки гідроморф у екоморфічній структурі трав'яного ярусу. Встановлено кореляційні зв'язки між зменшенням частки гідроморф в екоморфічній структурі трав'яного покриву та збільшенням частки факультативних видів-паразитів у ксило-мікокомплексі ($r = 0,63$), а також між збільшенням частки трав'яних видів зі змішаним типом стратегії та збільшенням кількості ксилотрофів-паразитів ($r = 0,77$), що дозволяє застосовувати мікоіндикацію у синекологічному зв'язку зі станом деревостану і трав'яного покриву в тріаді «деревостан – трав'яний покрив – ксило-мікокомплекс – деревостан».

3. Зазначені кореляційні зв'язки проявляються подібно у досліджених лісах за впливу різних комплексів антропогенних чинників: «кар'єрне добування

граніту + середній рекреаційний вплив», «самовільна забудова + середній рекреаційний вплив», «сміттєзвалище», «рекреаційний вплив». Проте, вони залежать від інтенсивності негативного впливу та дещо змінюються за накладання ефектів кількох чинників. Порівняно з рекреацією, значно сильнішим є порушення лісів і їх середовища кар'єрним добуванням граніту внаслідок відкачування води, зниження рівня ґрунтових вод. Дія на ліси кількох антропогенних чинників різної природи і особливостей впливу призводить до більшого спектру негативних змін, ефектів їх накладання, що ускладнює оцінку ролі кожного чинника в інтегральних наслідках.

4. Наявність істотного зв'язку ($r = 0,63-0,77$) між результатами фіто- та мікоіндикації змін у лісових екосистемах видової, просторової та трофічної (у ксилотрофів), екоморфічної (у трав'яних видів) структур не залежить від лісівничо-таксаційної характеристики і функціонального призначення лісів. Тому не виявлено істотної різниці у мікоіндикаційних ознаках антропогенної трансформації рекреаційно-оздоровчих і захисних лісах чи в лісах природно-заповідного фонду. Не вдалося також виявити істотної різниці в наслідках антропогенної деградації і змінах структур ксилотрофів, оскільки досліджували близькі за екологічними умовами типи лісу – свіжу грабово-дубово-соснову судіброву, свіжу грабову діброву та свіжу кленову діброву.

5. Мікоіндикацію антропогенно порушених лісових екосистем доцільно ґрунтувати на таких методичних принципах:

- видова структура ксилотрофних грибів, їх поширення у лісовій екосистемі та деструктивна активність залежать від породного складу деревостанів, їхнього санітарного стану, стану певних видів дерев, які заселяють ксилотрофи;

- залежно від ступеня зміни породного складу і структури деревостанів, і, відповідно, лісового середовища має змінюватися склад грибів-ксилотрофів, їх поширення у фітоценозі та рівні ураження ними дерев;

- показники характеристики ксиломікокомплексу мають залежати від виду і ступеня антропогенного впливу на лісову екосистему, що певною мірою

визначається її просторовим розміщенням відносно джерел негативних чинників (населених пунктів, промислових підприємств, транспортних комунікацій, місць концентрації рекреантів, тощо).

6. До «Системи показників оцінки ступеня антропогенної трансформації лісових екосистем» доцільно включити: загальновизнані і нормативні ознаки дигресії лісової екосистеми (деревостану, лісової підстилки і ґрунту); зміни видової, екоморфної, біоморфологічної структури трав'яного покриву, індекс його адвентизації; критерії зміни ксилемікокомплексу (видового складу, поширення ксилотрофів у лісовій екосистемі та їх деструктивну активність). Для точнішої оцінки антропогенної порушеності лісової екосистеми та її середовища аналізувати видовий склад, екологічну, просторову та трофічну структури трав'яних рослин і грибів та їх взаємозалежність необхідно за індексами фіто- та мікорізноманіття (Шеннона), домінування (Бергера-Паркера) та рівномірності розподілу видів (Макінтоша).

7. Запропоновано перелік 37 видів ксилотрофів-індикаторів антропогенних порушень лісових екосистем включає такі категорії оцінки: 1) індикатори антропогенної (рекреаційної) порушеності деревостанів дуба та інших листяних лісів: сильного (13 видів ксилотрофів), середнього (8) та слабкого (3 види) пошкодження; 2) індикатори сильного (4 види) та середнього (4 види) антропогенного пошкодження хвойних лісів; 3) індикатори механічного пошкодження дерев листяних порід, зрідження деревостанів, їх фрагментації, утворення галявин (5 видів).

8. В Україні є соціальні та нормативно-правові передумови, сприятливі для врахування у лісокористуванні екологічних функцій лісів: міжнародні зобов'язання щодо впровадження у практику галузі природоохоронних імперативів; соціально визнаний та законодавчо закріплений пріоритет екологічного призначення лісів; орієнтація господарювання на підвищення екологічної їх ролі; розвивається екологічний за змістом моніторинг лісів та форми екосистемного управління лісовими ресурсами в ринкових умовах (лісова сертифікація, екострахування, еколіцензування); вводяться певні екологічні

показники у систему обліку лісових ресурсів. Проте досі у базових складових системи лісоуправління не враховують ксило-мікокомплекс як індикатор антропогенного порушення лісового середовища, стану і структури біотопів дереворуйнівних грибів.

Аналіз зазначених проблем викладено у працях здобувача.

1. 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. 163–174 (видання наукометричної бази WoS).

2. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., Поліщук З.В. Зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у рекреаційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані. *Екологія та ноосферологія*. 2017. Т. 28, № 3–4. С. 5–20.

3. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., Поліщук З.В. 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.

4. Поліщук З.В. Методичні особливості та перспективність мікоіндикації антропогенної трансформації лісових біотопів за ксилотрофним компонентом. *Наукові пошуки молоді у III тисячолітті. «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»: Державна наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, Біла Церква, 19 листопада 2015 р.* Біла Церква, 2015. С. 3–4.

5. Інформаційно-аналітична система застосування в Україні еколого-економічних механізмів інтегрованого управління лісовими ресурсами агросфери (методичні рекомендації) / О.І. Фурдичко, В.В. Лавров, П.В. Маціборук, ..., З.В. Поліщук. К., 2015. 56 с. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/2011>

6. Методика оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням та активізацією ксилотрофних грибів / В.В. Лавров, О.І. Блінкова, О.М. Іваненко, З.В. Поліщук. Біла Церква: БНАУ, 2018. 46 с. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/2005>

ВИСНОВКИ

У дисертації на прикладі захисних, рекреаційно-оздоровчих і природоохоронних категорій лісу визначено, охарактеризовано та систематизовано мікоіндикаційні ознаки антропогенної трансформації лісових екосистем за особливостями зміни видового складу, поширення і дереворуйнівної активності ксилотрофних грибів. Досліджено синекологічні взаємозв'язки змін структур ксилотрофів, деревостану та трав'яного покриву. Обґрунтовано видовий склад ксилотрофів-індикаторів та розроблено принципи і методику їх використання у моніторингу лісів.

1. Ліси зелених зон Києва, Білої Церкви та Умані мають загальновідомі ознаки рекреаційної дигресії. Погіршення умов росту і розвитку дерев, їх всихання і зрідження кронового намету, а також витоптування рекреантами живого надґрунтового покриву, лісової підстилки і верхнього шару ґрунту спричиняють ксерофітизацію умов лісового середовища, зміну світлового і температурного режиму. Про це свідчить зміна структур трав'яного покриву, індекс його адвентизації зростає до 38,4%.

2. Не залежно від лісівничо-таксаційної характеристики і функціонального призначення пошкоджених лісів існують тісні кореляційні зв'язки між зменшенням частки гідроморф в екоморфічній структурі трав'яного покриву та збільшенням частки факультативних видів-паразитів у ксило-мікокомплексі ($r = 0,63$), а також між збільшенням частки трав'яних видів зі змішаним типом стратегії та збільшенням кількості ксилотрофів-паразитів ($r = 0,77$). Це дає змогу застосовувати мікоіндикацію у синекологічній тріаді «деревостан – трав'яний покрив – ксило-мікокомплекс – деревостан».

3. Судібровні ліси Київського Полісся в радіусі до 400 м від озера Ебісу зазнають рекреагенної трансформації II–III стадій. Порівняно з *Pinus sylvestris* L. та *Betula pendula* L., гірший стан має *Quercus robur* L. ($I_c = 1,70\text{--}2,71$). У найбільш деградованих і ослаблених деревостанах із 14 видів ксилотрофів найпоширенішим на *Q. robur* є *Lycoperdon pyriforme* Schaeff. Середню (II) і

сильну (III) стадію деструкції деревини спричиняють: *Crepidotus variabilis* (Pers.) P. Kumm., *Gloeoporus dichrous* (Fr.) Bres., *Lenzites betulina* (L.) Fr., *L. pyriforme*, *Phellinus robustus* (P. Karst.) Bourdot & Galzin, *Fistulina hepatica* (Schaeff.) ex Fr. Зміни різноманіття ксилотрофів найкраще ілюстрував індекс домінування Бергера-Паркера.

4. З наближенням до озера Ебісу і зростанням пошкодження деревостанів удвічі зменшується кількість видів ксилотрофів (з 17 до 9) і їх знахідок (з 53 до 25). І, навпаки, удвічі зростає частка біотрофних видів, які найактивніше розвиваються на ослаблених і сильно ослаблених особинах *Q. robur*. Поширення ксилотрофів за мікогоризонтами не змінюється. Середню загрозу для дерев *Q. robur* становлять *Laetiporus sulphureus* (Bull.) Murrill та *Ph. robustus*, їх частка – 8,5% серед ксиломікобіонтів-паразитів. На деревах *P. sylvestris* та *B. pendula* ксилотрофів виявлено відповідно у 3 і 2 рази менше, ніж на *Q. robur*. Проте *B. pendula* більше пошкоджена трутовиками. Серед мертвого субстрату відпаду найбільше видів ксилотрофів і їх знахідок виявлено на середніх і великих гілках.

5. Порівняно із зеленою зоною м. Київ, навколо м. Умань (урочище «Білогрудівська Дача») рекреаційне навантаження на ліси значно менше – I (75%) і II (25%) стадії дигресії (проти II-III стадій на Київщині). Інтенсивний і середній вплив рекреантів є локальним у приміських привабливих і доступних місцях неорганізованого відпочинку та спортивних занять, а також у приузлісних (до 30 м) смугах лісу, що межують зі шляхами комунікації.

6. В урочищі «Білогрудівська Дача» поширення, таксономічна і трофічна структури дереворуйнівних грибів змінюються залежно від структури і стану лісової екосистеми та розподілу у ній антропогенних порушень. Більшість грибів виявлено на деревах *Q. robur* I–III класів Крафта. Поширення ксилотрофів більше залежить від стану дерев: на ослаблених і сильно ослаблених особинах (їх 37,1 і 32,0%) виявлено найбільше видів (35,7%) і знахідок грибів (40,0%). Мало (7,6%) ксилотрофів на свіжому сухостої *Q. robur*, вони майже не трапляються (до 4,3%) на здорових та усихаючих деревах. Поширення ксилотрофів зростає зі збільшенням деградації деревостану: слабка дигресія – 23,7% знахідок, середня –

38,4, сильна – 75,0% знахідок. Найбільшу чутливість до зміни видового різноманіття ксилотрофів продемонстрував індекс Шеннона.

7. Порівняно з рекреаційним впливом, дія на ліси кількох антропогенних чинників призводить до більшого спектру негативних наслідків, що ускладнює їх оцінку. У зеленій зоні м. Біла Церква, в урочищі «Товста» частка всихаючих і всохлих дерев основних порід складає від 9 до 70%. Найгірший стан має деревостан *B. pendula*, де інтенсивно збирали березовий сік. Ксилотрофи найчастіше трапляються на стовбурах *Q. robur* і *Ulmus laevis* Pall. (17,9% знахідок *Polyporus squamosus* (Huds.) Fr.) і на пенях дуба (13,1% – *Hymenochaete rubiginosa* (Dicks.) Lév.). Найменше (1,8%) грибів на сухому субстраті. Стихійне сміттєзвалище у лісі є більшою загрозою біологічного забруднення, ніж самовільна забудова узлісся і рекреація з боку міста.

8. В урочищі «Голендерня» дендропарку НАНУ «Олександрія» найінтенсивніше деградує екосистема лісу у парковій приміській смузі масиву (рудералізація й засмічення фітоценозу; II стадія дигресії ґрунту). Ксилотрофи поширені переважно (90,0%) на всихаючому гіллі нижньої затіненої частини крон дерев *Q. robur* II–IV категорій санітарного стану. Домінують сапротрофи. Частка паразитів у перехідній зоні від паркового до лісового типу ландшафту становить 16,7%. Найпоширенішим є індикатор значної трансформації дубових лісів *Ph. robustus*. Відсутність ксилотрофів у надґрунтовому і кореновому мікогоризонтах, вірогідно, спричинена витоптуванням і пірогенним впливом, що виникає від непогашених рекреантами багать.

9. В урочищі «Кошик» зеленої зони м. Біла Церква сильнішим, ніж рекреаційний вплив на ліс, є порушення лісорослинних умов кар'єрним добуванням граніту внаслідок відкачування води, зниження рівня ґрунтових вод. Зона I (площа 28 га) інтенсивного впливу кар'єру, де усі деревостани *Q. robur* всихають (28% сухостійних дубняків урочища) і змінюють структуру, поширена в радіусі 70–590 м від кар'єра; зона II (127 га) середнього впливу – в радіусі 130–1580 м, охоплює 72% сухостійних дубняків урочища; зона III (32 га) слабого впливу – до 1630 м від кар'єра, на периферії лісу, де деревостани ослаблені.

Рекреаційна дигресія ґрунту також збільшується з II до III стадії з наближенням до кар'єра. Вона ускладнює діагностику змін лісу, їх просторове зонування, виділення частки певного чинника в інтегральних ефектах змін, їх мікоіндикацію.

10. В урочищі «Кошик» афілофороїдні гриби поширені переважено у кроновому горизонті (75% видів та 84% знахідок). Найчастіше на деревах *Q. robur* трапляється *Vuilleminia comedens* (Nees) Maire (59,1% знахідок), рідше – *Ph. robustus* (25,2% знахідок), *Peniophora quercina* (19,1%) та *R. molaris* (15,8%). На ослаблених деревах *Q. robur* виявлено види-паразити: *F. hepatica* приурочений до пеньків (65,2%) та комелів (34,9%) дерев; *Ph. robustus* поширений на стовбурах (76,1%) та у кронах дерев (25,3%); *Neocutis dryophila* (Berk.) Fiasson & Niemela займає стовбури у сильно ослаблених деревостанах.

11. Якщо у дубняках зеленої зони м. Умані 83% видів грибів та знахідок зосереджені у надґрунтовому мікогоризонті, то в зеленій зоні Білої Церкви – навпаки – 75–80% видів грибів поширені у кронах (ур. «Кошик» – 75% видів і 84% знахідок; ур. «Голендерня» – 80% видів і 90% знахідок). Це, вірогідно, зумовлено значним розвитком чагарникового ярусу і підросту, більшим затіненням нижньої частини стовбурів дерев, меншої доступності їх для рекреантів та, подекуди, пірогенним впливом.

12. Ксиломікоценоз менше реагує на рекреаційне і техногенне навантаження на відміну від більш вразливих компонентів лісової екосистеми – трав'яного ярусу, підросту, підліску, поверхні ґрунту. Тому в умовах комплексного впливу на ліс різних за природою, адресністю дії і просторовим поширенням негативних чинників тісних зв'язків зміни видового складу і поширення афілофороїдних грибів зі ступенем пошкодження та всихання дерев виявити не вдалося. Також не вдається виявити зазначених зв'язків на коротких екопрофілях (до 60 м).

РЕКОМЕНДАЦІЇ ВИРОБНИЦТВУ

Для оцінки ступеня антропогенної трансформації лісових екосистем, крім відомих ознак дигресії лісової підстилки і ґрунту, таксаційних і санітарних змін деревостану, доцільно враховувати такі показники: 1) зміни структури трав'яного покриву (за тривалістю життєвого циклу рослин, структурою надземних та підземних пагонів, корневих систем, типом стратегії), індекс його адвентизації; 2) зміни ксило-мікокомплексу: видового складу ксилотрофів, їх поширення за мікогоризонтами фітоценозу; зростання частки стенотрофів і біотрофних факультативних видів-паразитів серед ксилотрофів на ослаблених і сильно ослаблених деревах; стадію деструкції деревини ксилотрофами.

Для мікодіагностики порушення лісів необхідно використовувати гриби-стенотрофи, приурочені до певних деревних порід, та інші найбільш чутливі до змін лісового середовища і санітарного стану дерев види ксилотрофів. Перелік ксилотрофів-індикаторів, а також систему методичних принципів, критеріїв та показників їх використання у листяних і хвойних лісах за сильного, середнього та слабого пошкодження деревостанів викладено у «Методиці оцінки антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням та активізацією афілорофороїдних грибів» (В.В. Лавров, О.І. Блінкова, О.М. Іваненко, З.В. Поліщук, 2018) [155].

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Агапонов М.Н., Левчук О.І., Андрієнко А.І. Визначення стану лісових насаджень на південному макросхилі Кримських гір. *Лісівництво і агролісомеліорація*. Харків: Оригінал. 2000. Вип. 97. С. 91–95.
2. Агапонов М.Н., Левчук О.І. Ерозійна характеристика Ускутського водозбору. *Лісівництво і агролісомеліорація*. К.: Урожай. 1993. Вип. 87. С. 18–22.
3. Агапонов Н.Н., Поляков А.Ф., Левчук О.И. Опыт рекреационного лесопользования в объектах природно-заповедного фонда Крыма. *Матер. респ. конф. «Заповедники Крыма на рубеже тысячелетий»*. Симферополь: Экология и мир, 2001. С. 9–10.
4. Агапонов Н.Н. Определение характера усыхания лесных насаждений в Крыму. *Тез. докл. Первого открытого украинского национального совещания «Основные причины обезлесения и деградации лесов»*. Алушта, 1999. С. 5–6.
5. Анучин П.П. Лесная таксация. М.: Лесн. пром-сть, 1982. 547 с.
6. Алексеев Н.А. Стихийные явления в природе: проявление, эффекты защиты. М.: Мысль, 1988. 254 с.
7. Андрієнко-Малюк Т., Вакаренко Л., Гелюта В. Формування регіональних схем екомережі. К.: Фітосоціоцентр, 2004. 71 с.
8. Арефьев С.П. Системный анализ биоты дереворазрушающих грибов. Новосибирск: Наука, 2010. 260 с.
9. Арефьев С.П., Мухин В.А. Проблемы лесной фитопатологии и микологии. *Тез. докл. IV Междунар. конф.* М., 1997. С. 7.
10. Багрова Н.В., Бобра Т.В., Багрова Л.А. Экология Крыма – справочное пособие. Симферополь: Крымучпедгиз, 2003. 360 с.
11. Бакка М.Т., Пирський О.А., Рижов Г.М. Дослідження впливу кар'єрів з видобутку будівельних матеріалів на атмосферне повітря та земну поверхню. Житомир, 2003. 110 с.

12. Бганцова В.А. Бганцов В.Н., Соколов Л.А. Влияние рекреационного лесопользования на почву. *Природные аспекты рекреационного лесопользования леса*. М.: Наука. 1987. С. 70–95.
13. Белая Церковь в цифрах за годы советской власти. Белая Церковь: БКМ, 1972. 44 с.
14. Белова Н.А., Травлеев А.П. Естественные леса и степные почвы. Д.: ДРУ, 1999. 348 с.
15. Бельгард А.Л. Лесная растительность юго-востока УССР. К.: КНУ им. Т.Г. Шевченко, 1950. 256 с.
16. Бессонова В.П., Зайцева І.А., Яковлева-Носарь С.О. Вплив рекреації на стан ділянок балки Широкої острова Хортиця. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2014. Вип. 24.9. С. 109–114.
17. Блауберг И.В., Юдин Э.Г. Становление и сущность системного похода. М.: Наука, 1973. 268 с.
18. 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.
19. Блінкова О.І., Лавров В.В., Сагдєєва Т.Ю. та ін. Еколого-фітоценотичні особливості антропогенних змін урочища «Голендерня». *Вісник Харківського національного університету імені В.Н. Каразіна*. Серія: біологія. 2016. Вип. 27. С. 19–30.
20. Блінкова О. І. Екосистемно-ландшафтні особливості розбудови екомережі на Південному березі Криму: автореф. дис. ... канд. біол. наук: 03.00.16 / К.: ІАЕ УААН. 2010. 21 с.
21. 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. 14–32.

22. 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: Міжнар. наук. конф., Біла Церква, 23–25 травня 2016 р.* Біла Церква, 2016. С. 47–50.

23. Блінкова О.І. Синфітоіндикація рекреагенних змін екологічних умов заповідного урочища «Боржава» (Закарпатська низовинна область). *Вісник ОНУ.* Сер.: Біологія. 2014. Вип. 2 (35), т. 19. С. 21–33.

24. 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.

25. Бондарук М.А. Влияние техногенных факторов на устойчивость дубравных экосистем в границах Западного Донбасса: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Днепропетровск. 1995. 19 с.

26. Бондарук М.А. Оцінка стійкості лісових екосистем до рекреаційних навантажень. *Лісівництво та агролісомеліорація.* Харків, 2006. Вип. 109. С. 89–96.

27. Бондарук М.А. Типологічні основи оцінки біорізноманіття надгрунтового покриву як показника стійкості лісових екосистем до дії рекреаційних навантажень. *Лісівництво та агролісомеліорація.* Харків. 2004. Вип. 106. С. 50–56.

28. Бондарцева М.А. Адаптация к субстрату как один из факторов эволюции афиллофороидных грибов. Грибные сообщества лесных экосистем. Т. 2. М.: Петрозаводск. 2004. С. 9–21.

29. Бондарева М.А. Видовой состав, распространение в лесных биогеоценозах и экологическая функция дереворазрушающих трутовых грибов. Научные основы устойчивости лесов к дереворазрушающим грибам. М.: Наука. 1992. С. 90–139.

30. Бондарцева М.А., Свищ Л.Г. Изменение видового состава трутовых грибов в условиях антропогенного воздействия. *Проблемы лесопатологического*

мониторинга в таежных лесах Европейской части СССР: тез. докл. I Всесоюз. конф. Петрозаводск: КарНЦ АН СССР, 1991. С. 9–11.

31. Бондарцева М.А. Эколого-биологические особенности функционирования ксилотрофных базидиомицетов в лесных экосистемах. Грибные сообщества лесных экосистем. Петрозаводск: Карельский НЦ РАН. 2000. С. 9–25.

32. Борейко В.Е. История охраны природы в Украине. К.: Наук. думка, 1997. 220 с.

33. Бурда Р.И. Антропогенная трансформация флоры / Отв. ред. Е.Н. Кондратюк, АН УССР, Донецкий ботанический сад. К.: Наук. думка, 1991. 168 с.

34. Бухарина И.Л. Биоэкологические особенности древесных растений и обоснование их использования в целях экологической оптимизации урбаносреды: автореф. дис. ... д-ра биол. наук. Тольятти. 2009. 37 с.

35. Ванин С.И. Лесная фитопатология. М.: Государственное лесотехническое из-во, 1948. 416 с.

36. Варминг Е. Ойкологическая география растений. Введение в изучение растительных сообществ. М.: Тип. Баландина, 1901. 542 с.

37. Васильев А.Е. Ботаника: Морфология и анатомия растений. М.: Изд-во «Просвещение», 1988. 480 с.

38. Василяускас Р. А. Дереворазрушающие грибы как биоиндикаторы антропогенного воздействия в лесных биогеоценозах Литвы. Проблемы лесопатологического мониторинга в таежных лесах Европейской части СССР. Петрозаводск. 1991. С. 15–17.

39. Вернадский В.И. Биосфера. М.: Мысль, 1967. 376 с.

40. Высоцкий Г.Н. О гидрологическом и метеорологическом влиянии лесов. М. – Л.: Гослесбумиздат, изд. II-е, 1952. 112 с.

41. Воробьев Д.В. Методика лесотипологических исследований. К.: Урожай, 1967. 388 с.

42. В.П. Ворон, М.А. Бондарук, В.В. Лавров та ін. Моніторинг та підвищення стійкості антропогенно порушених лісів: збірник рекомендацій УкрНДІЛГА. Харків: Нове слово, 2011. 304 с.

43. Вторжение в природную среду. Оценка воздействия (основные положения и методы) / Под ред. А. Ю. Ретеюма. М.: Прогресс, 1983. 192 с.

44. Гайдамак В.М., Мордатенко Л.П., Головка Є.А. Діброва дендропарку «Олександрія»: стан, проблеми оптимізації і відновлення. Біла Церква: Дендропарк «Олександрія» НАН України, 1994. 42 с.

45. Галкін С.І. Дендрологічні проблеми парку «Олександрія». Теоретичні та прикладні аспекти інтродукції рослин і зеленого будівництва. Тростянець. 2004. С. 22–23.

46. Галкин С.И., Рубис В.Л., Кляшторная Г.В. Дендропарк «Александрия» – уникальный образец садово-паркового искусства XVIII–XIX ст. на Украине. Ботанические сады как центры сохранения биологического разнообразия и рационального использования растительных ресурсов. М. 2005. С. 112–114.

47. Галкін С.І., Рубіс В.Л. Державний дендропарк «Олександрія» НАН України: історія, моніторинг, охорона. Старовинні парки і ботанічні сади – наукові центри збереження біорізноманіття та охорона історико-культурної спадщини. Умань. 2006. С. 73–76.

48. Галкін С.І., Калашнікова Л.В., Дойко Н.М. та ін. Екологічна стежка державного дендропарку «Олександрія» НАН України як форма соціальної структури на природно-заповідних територіях. Екосистеми, их оптимизация и охрана. 2014. Вип. 10. С. 221–226.

49. Галкін С.І., Драган Н.В., Калашнікова Л.В. та ін. Збереження та охорона вікових дерев на території державного дендрологічного парку «Олександрія» НАНУ. *Наукові засади природоохоронного менеджменту екосистем Каньйонового Придністров'я: матеріали Першої міжнар. наук.-практ. конф., присвяченій сторіччю ботанічних досліджень у регіоні, Заліщики, 11–12 вересня 2014 р.* Львів: Ліга-Прес, 2014. С. 73–78.

50. Галкін С.І., Драган Н.В., Пидорич Ю.В. та ін. Старовікова діброва урочища «Голендерня» дендрологічного парку «Олександрія»: стан та умови розвитку. *Каразинські природничі студії: Матеріали міжнар. наук.-практ. конф. Харків, 1–4 лютого 2011 р.* Харків, 2011. С. 254–260.
51. Гарбуз М.Ю., Дорош Й.М., Осипчук С.О. Ерозія ґрунтів Київської області та заходи боротьби з нею. *Землевпорядний вісник*. 2001. № 4. С. 73–78.
52. Гаршинев Е.А. Противозерозийная лесомелиорация и эволюция эрозийно-гидрологического процесса. автореф. дис. ... д-ра с.-х. наук: 06.03.04 / ВНИАЛМИ. Волгоград, 1995. 47 с.
53. Генсирук С.А. Ліси України. Наук. тов. ім. Шевченка, Укр. держ. лісотехнічний університет. Львів, 2003. 496 с.
54. Генсирук С.А., Гайдарова Л.И. Охрана лесных экосистем. К.: Урожай, 1984. 200 с.
55. Гіжицька З.К. Гриби, що було зібрано восени 1925 та весни і літа 1926 р. в Київському ботсаду. *Вісник Київ. ботсаду*. 1926. Вип. 4. С. 74–76.
56. Гіжицька З.К. Матеріали до мікофлори України. *Вісник Київ. ботсаду*. 1929. Вип. 9. С. 92–101.
57. Гіжицька З.К. Матеріали до мікофлори України. *Вісник Київ. ботсаду*. 1929. Вип. 10. С. 4–41.
58. Гладун Г.Б., Трофименко М.Е., Лохматов М.А. Захисні лісові насадження: проектування, вирощування, впорядкування. Харків: Нове слово, 2005. 390 с.
59. Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СРСР. М., 1988. 328 с.
60. Глухов А.З., Хархота А.И., Прохорова С.И. Стратегии популяций растений в техногенных экосистемах. *Промышленная ботаника*. 2011. Вып. 11. С. 3–13.
61. Гойчук А.Ф., Гордієнко М.І., Гордієнко Н.М. та ін. Патологія дібров / 2-ге вид., перероб. і доп. К.: ННЦ ІАЕ, 2004. 470 с.

62. Голубец М.А. Актуальные вопросы экологии. К.: Наук. думка, 1982. 158 с.
63. Голубець М.А., Марискевич О.Г., Крок О.Б. Екологічний потенціал наземних екосистем. Львів: Полісся, 2003. 180 с.
64. Голубець М.А. Екосистемологія. Львів: Полісся, 2000. 316 с.
65. Гордиенко П. В. Экологические особенности дереворазрушающих грибов в лесных биогеоценозах среднего Сихотэ-Алиня: автореф. дисс. ... канд. биол. наук. М.: МГУ. 1979. 20 с.
66. Гордієнко М., Корнієнко В. Ліси в екомережі України. Розбудова екомережі України. К. 1999. С. 92–95.
67. Горшенин Н.М. Эрозия горных лесных почв и борьба с ней. М.: Лесн. пром-сть, 1974. 127 с.
68. Дідух Я.П., Вольвач Ф.В., Темченко А.М. Еколого-ценотична характеристика Черкаського бору. *Укр. ботан. журн.* 1987. № 6, т. 44. С. 68–73.
69. Дідух Я.П., Плюта П.Г., Протопопова В.В. та ін. Екофлора України. Т. 1. К.: Фітосоціоцентр, 2000. 284 с.
70. Дідух Я.П. Сучасні підходи до класифікації біотичних об'єктів. Вісник НАН України. 2005. № 1. С. 32–45.
71. Дідух Я.П., Плюта П.Г. Фітоіндикація екологічних факторів. К.: Наук. думка, 1994. 280 с.
72. Драган Г.І., Драган Н.В. Аномалії морфогенезу сосни звичайної як показник стану радіаційного забруднення середовища. Чорнобильські дзвони. Біла Церква. 2006. С. 23–27.
73. Драган Н.В. Антропогенна трансформація ґрунтів вікової діброви урочища «Голендерня» (державний дендрологічний парк «Олександрія» НАНУ). *Наук. вісник Чернівецького університету. Біологія (Біологічні системи)*. 2012. №3, т. 4-V3. С. 288–293.
74. Драган Н.В. Морфогенетические процессы в «стерильной» зоне вегетативной почки сосны обыкновенной. Відновлення порушених природних екосистем. Донецьк: Тов. «Лебідь». 2005. С. 144–146.

75. 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.

76. Драган Г.И., Драган Н.В. Вредители и болезни *P. sylvestris* и *P. strobus* в городских насаждениях Белой Церкви. *Старовинні парки та проблеми їх збереження. Матеріали II Міжнар. наук.-практ. конф.* К.: Фітосоціоцентр. 2003. С. 123–127.

77. Екологічний атлас України. К.: Центр екологічної освіти та інформації, 2009. 104 с.

78. Екофлора України / За ред. Я.П. Дідуха. К.: Фітосоціоцентр. Т. 1. 2000. 283 с.; Т. 2. 2004. 479 с.; Т. 3. 2002. 495 с.

79. Ена В.Г. Заповедные ландшафты Крыма: Справ. 2-е изд., доп. Симферополь: Таврия, 1989. 136 с.

80. Ена А.В. Созологическая квалификация эндемиков флоры Крыма. *Экосистемы Крыма, их оптимизация и охрана: Тематический сборник научных трудов.* Симферополь: ТНУ, 2002. Вып. 12. С. 9–17.

81. Животенко Л.Ф. Влияние рекреационных нагрузок на древесно-кустарниковую растительность окрестностей Краснолесья. Природоохранные исследования экосистем горного Крыма. Симферополь. 1986. С. 35–38.

82. Жукова Л.А. Оценка биоразнообразия в свете концепций популяционной экологии. *Принципы и способы сохранений биоразнообразия: Сб. материалов II Всероссийской науч. конф.* Йошкар-Ола, 2006. С. 8–9.

83. Жукова Л.А. Оценка экологической валентности видов основных экологоценотических групп. Восточноевропейские леса. М.: Наука. 2004. Кн. 1. С. 256–270.

84. Жукова Л.А., Ведерникова О.П. Анализ природных ценопопуляций лекарственных растений с помощью экологических шкал и популяционных параметров. *Популяции в пространстве и времени: Сб. материалов VIII Всероссийского популяционного семинара.* Н. Новгород, 2005. С. 49–51.

85. Закон Украины «Об охране окружающей природной среды», ст. 16 часть 5. Ведомости Верховного Совета Украины, 1991, № 41, ст. 546; 1993, № 26, ст. 277; 1996, № 15, ст. 70. С. 12–20.
86. Закон України «Про загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 рр.» від 21.09.2000 № 1989-III. Прийнято ВР України. К., 2000. 16 с.
87. Закон України «Про природо-заповідний фонд України». Відомості Верховної Ради України. 2001. № 2. Ст. 30.
88. Загрязнение воздуха и жизнь растений / Зб. научн. тр. под ред. М. Трешоу. Ленинград: Гидрометеиздат, 1988. 536 с.
89. Заповідники і національні природні парки / Відп. ред. А. Юрченко. К.: Вища школа, 1999. 232 с.
90. Збереження біорозмаїття: традиції і сучасність / Відп. ред. Т. Гардашек, Товариство «Зелена Україна». К.: Хімджест, 2003. 120 с.
91. Збереження і моніторинг біологічного та ландшафтного різноманіття України. К.: Національний екологічний центр, 2000. 244 с.
92. Зерова М.Я. Грибні хвороби видів клена на Правобережжі Української РСР. *Бот. журн. АН УРСР*. 1952. 9, № 1. С. 83–98.
93. Зерова М.Я. Матеріали до вивчення мікофлори та грибних хвороб Київських міських зелених насаджень. *Бот. журн. АН УРСР*. 1948. 5, № 2. С. 100–114.
94. 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. бот. журн.* 1953. 14, № 2. С. 69–71.
95. Зибцев С.В. Влияние загрязнения атмосферы выбросами тепловых электростанций на сосновые насаждения Левобережья УССР: автореф. дис.... канд. биол. наук: 03.00.16 / Днепропетровск. 1990. 17 с.
96. Змитрович И.В. Определитель грибов России. Порядок Афиллофоровые. Вып. 3. М. СПб.: КМК, 2008. 264 с.
97. Зонн С.В. Влияние леса на почву. М.: Наука, 1954. 160 с.

98. Іванов Є.А. Еколого-ландшафтознавчі дослідження територій порушених гірничовидобувною промисловістю (на прикладі Яворівського ДГХП «Сірка»). *Географія і сучасність: зб. наук. праць*. 1999. Вип. 1. С. 94–100.
99. Івашинюта С.В. Сучасний стан лісів зеленої зони м. Рівне та заходи щодо посилення їх еколого-захисних функцій: автореф. дис. ... канд. с.-г. наук: 06.03.03 / Харків. 2007. 20 с.
100. Измалков В.И. Экологическая безопасность, методология прогнозирования антропогенных загрязнений и основы построения химического мониторинга окружающей среды. Санкт-Петербург, 1994. 248 с.
101. Илькун Г.М. Загрязнители атмосферы и растения. К.: Наук. думка, 1978. 246 с.
102. Інформаційно-аналітична система застосування в Україні еколого-економічних механізмів інтегрованого управління лісовими ресурсами агросфери (методичні рекомендації) / О.І. Фурдичко, В.В. Лавров, П.В. Маціборук, ..., З.В. Поліщук. К., 2015. 56 с. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/2011>
103. Исаев А.С. Мониторинг биоразнообразия лесов России. Устойчивое развитие бореальных лесов: *Труды VII ежегодной конф. МАИБЛ*. М., 1997. С. 62–65.
104. Исаева Е.В. Микофлора Среднего Приднестровья и ее значение в народном хозяйстве: дисс. ... канд. биол. наук. К., 1951. 243 с.
105. Исигов В.П., Конопля Н.И. Дендромикология. Луганск: Альма-матер, 2005. 353 с.
106. Історія міст і сіл УРСР. Київська область. Харків., 1971. 791 с.
107. Казанская Н.С., Ланина В. В., Марфенин Н.Н. Рекреационные леса: (состояние, охрана, перспективы использования). М.: Лесн. пром-ть, 1977. 96 с.
108. Каратыгин И.В. Грибы как фактор биологического разнообразия высших растений. Биологическое разнообразие: подходы к изучению и сохранению. СПб.: РАН. 1993. С. 110–122.

109. Кашкін Б.І. Соціально-економічний розвиток міста в ХІХ столітті. Біла Церква: шлях крізь віки. Біла Церква: Буква. 1994. С. 103–117.
110. Клименко Ю.О. Рельєф, ландшафти та насадження урочища «Голендерня» Державного дендрологічного парку «Олександрія» НАН України (м. Біла Церква). «Наукові доповіді НУБіП» 2010-2 (18). URL: <http://nd.nubip.edu.ua/2010-2/10kyaubt.pdf>. – 17 с.
111. Коваль І.М. Динаміка радіального приросту і санітарного стану соснових деревостанів в умовах аеротехногенного забруднення в Поліссі та Степу: автореф. дис. ... канд. с.-г. наук: 06.03.03 / Харків, 2002. 19 с.
112. Конвенція про біорізноманіття – Ріо-де-Жанейро: ПРООН по навколишньому природному середовищу, 5 червня 1992. 30 с.
113. Кондратюк С.Я., Кучерявий В.О., Крамарець В.О. та ін. Ліхеноіндикація забруднення повітря у м. Львові. *Укр. ботан. журн.* 1991. №2, т. 48. С. 72–76.
114. Конспект флоры Восточной Европы / Под ред. Н.Н. Цвелева. М.; СПб.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. Т. 1. 630 с.
115. Концепція збереження біологічного різноманіття України / Затв. Постановою КМУ № 439 від 12.05.1997 р. К., 1997. 28 с.
116. Концепція сталого розвитку агроєкосистем в Україні на період до 2025 року. Схвалена постановою Президії УААН 13.03.2003 р., спільним наказом по Мінагрополітики України, Мінекоресурсів України. К., 2003. 30 с.
117. Концепція охорони ґрунтів від ерозії в Україні. Харків, 2008. 59 с.
118. Коржик В.П. Збереження ландшафтного різноманіття і природно-заповідна справа. Екологічні проблеми Буковини / За ред. В.П. Коржика. Чернівці: Зелена Буковина, 2002. С. 145–159.
119. Коржнев М.М., Андрієвський І.Д., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Природно-ресурсний аспект розвитку України. К.: Вид. дім «КМ Академія», 2001. 108 с.
120. Корчагин А.А. Строение растительных сообществ. Полевая геоботаника. Л.: Наука. 1976. Т. 5. С. 57–65.

121. Кочкин М.А. Почвы, леса и климат горного Крыма и пути их рационального использования. М.: Колос, 1967. 368 с.
122. Коршиков И.И. Адаптация растений к условиям техногенно загрязненной среды. К.: Наук. думка, 1996. 238 с.
123. Крайнюк Е.С. Оценка рекреационной нарушенности травостоя можжевеловых лесов горы Крестовой (ЮБК). Бюлл. Никит. бот. сад. Ялта, 1987. № 64. С. 14–17.
124. Кравцова І.В. Функціональні особливості ландшафтних екотонів національного дендрологічного парку «Софіївка» НАН України. *Науковий вісник Чернівецького університету: зб. наук. праць*. Вип. 459: Географія. Чернівці: Рута. 2009. С. 87–91.
125. 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.
126. Кузнецов С.И., Клименко Ю.А. Об актуальных биоэкологических проблемах зеленого строительства. *Бюлетень державного Нікітського саду*. 1999. Вип. 81. С. 50–55.
127. Кулагин А.А., Шагиева Ю.А. Древесные растения и биологическая консервация промышленных загрязнителей. М.: Наука, 2005. 190 с.
128. Кульчицкий-Жигайло И.Е. Водоохранно-защитная роль леса в бассейнах рек Украинских Карпат и ведение хозяйства по водосборам: автореф. дис. ... канд. с.-х. наук: 03.0016 / Харьков. 1989. 18 с.
129. Лавітська З.Г. Мікологічна флора широколистяних лісів Київського лісостепу: дис. ... канд. біол. наук. К. 1947. 196 с.
130. Лавров В.В., Блінкова О.І., Білушенко А.А. Вплив рекреаційної діяльності на стан дубових насаджень проектного національного природного парку «Холодний Яр». *Науковий вісник Національного лісотехнічного університету України: збірник наукових праць*. Львів: РВВ НЛТУ України. 2013. Вип. 23.7. С. 50–59.

131. Лавров В.В., Житовоз А.В., Грабовська Т.О. Антропогенні загрози дендропарку «Софіївка». *Питання біоіндикації та екології*. 2015. Вип. 20, № 2. С. 3–17.

132. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., Поліщук З.В. Зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у рекреаційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані. *Екологія та ноосферологія*. 2017. №3–4, т. 28. С. 5–20.

133. 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. 163–174.

134. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., Поліщук З.В. 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.

135. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко 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. наукових 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.

136. Лавров В.В., Житовоз А.В., Поліщук З.В. Зміна дуба його супутниками у зеленій зоні м. Біла Церква під впливом поверхневої розробки корисних копалин і рекреації. *Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук. праць*. Львів: РВВ НЛТУ України. 2015. Вип. 25. 6. С. 16–24.

137. Лавров В.В., Стадник А.П., Житовоз А.В., Сагдеева Т.Ю., Поліщук З.В. Лісові насадження зеленої зони м. Біла Церква за впливу промислового добування граніту. *Агроекологічний журнал*. 2015. № 3. С. 25–32.

138. Лавров В.В. Методологія сталого розвитку лісової галузі України: теорія і практика: автореф. дис. ... д-ра с.-г. наук: 03.00.16 / К. 2009. 43 с.

139. Лавров В.В. Повышение устойчивости лесных экосистем в условиях Черкасской промышленной агломерации: автореф. дисс. ... канд. биол. наук: 03.00.16 / Днепропетровск. 1994. 19 с.

140. Лавров В.В., Житовоз А.В., Сагдєєва Т.Ю. Причини й просторові особливості розвитку водної ерозії ґрунту в дендропарку «Олександрія». *Агроєкологічний журнал*. 2014. № 3. С. 27–34.

141. Лавров В.В., Житовоз А.В. Розвиток водної ерозії ґрунту у дендропарку «Олександрія». *Вісник ЖНАЕУ*. 2014. Вип. № 1 (41), т. 3. С. 47–54.

142. Лавров В.В., Блінкова О.І., Мірошник Н.В. Синєкологічні засади діагностики трансформації структурно-функціональної організації лісових екосистем в аспекті еволюції. *Фактори експериментальної еволюції організмів*. 2016. Т. 18. С. 186–191.

143. Лавров В.В., Блінкова О.І. Синфітоіндикація рекреагенних змін екологічних умов реліктових ялівцевих фітоценозів Південного берега Криму. *Агроєкологічний журнал*. 2011. № 4. С. 76–82.

144. Лавров В.В. Системний підхід як методологічна основа для оцінки і зменшення загроз біорізноманіттю (лісові екосистеми). Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України. О.В. Дудкін та ін.; відп. ред. О.В. Дудкін. К.: Хімджест, 2003. С. 156–273.

145. Лавров В.В., Житовоз А.В., Сагдєєва Т.Ю. Стан захисних лісових насаджень у зонах можливих конфліктів транспортної та екологічної мереж. *Агроєкологічний журнал*. 2016. № 4. С. 15–24.

146. Ландін В.П., Мусич О.Г., Парфенюк А.І. та ін. Порушення екологічної рівноваги мікробіоценозу на радіаційно забруднених ґрунтах Полісся України. *Агроєкологічний журнал*. 2018 р. № 3. С. 70–76.

147. Ларина Т.Г., Багрова Л.А. Исследования рекреационного воздействия на травяной покров можжевельново-дубовых лесов южного берега Крыма. *Лесоведение*. Харьков. 1987. № 2. С. 19–25.

148. Левчук О.І. Особливості рекреаційного лісокористування за водозбірним принципом на південному макросхилі Кримських гір: автореф. дис. ... канд. с.-г. наук: 03.00.16 / Харків, 2003. 19 с.

149. Личак О.І. Географічні основи оцінки екологічної ситуації (на прикладі Криму): автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11 / Таврический нац. університет ім. Вернадського. Симферопіль, 2002. 19 с.

150. Лушпа В.А., Стародубова В.А. Рекреационное лесопользование в Крымском государственном заповеднике и его экономическая оценка. *Лесное хозяйство*. 1995. № 3. С. 22–24.

151. Мазина И.Г. Особенности формирования лесной подстилки в рекреационных лесах Южного берега Крыма: автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.0016 / Гос. Никитск. бот. сад. Ялта, 1993. 20 с.

152. Майр Э. Популяции, виды и эволюция. М.: Мир, 1974. 460 с.

153. Маринич О.М., Пархоменко Г.О., Петренко О.М. та ін. Удосконалена схема фізико-географічного районування України. *Український географічний журнал*. 2003. № 1. С. 16–20.

154. Медведев А.Г. Трутовые грибы как индикаторы изменений лесных экосистем под воздействием антропогенной загрузки. Тверь: ТИЭП, 2006. 236 с.

155. Методика оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням та активізацією ксилотрофних грибів / В.В. Лавров, О.І. Блінкова, О.М. Іваненко, З.В. Полішук. Біла Церква: БНАУ, 2018. 46 с. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/2005>

156. Методичні рекомендації з інвентаризації поліфункціональних лісомеліоративних систем дослідних господарств НААН / О. І. Фурдичко та ін.; за ред. О. І. Фурдичка. К.: ДІА, 2012. 42 с.

157. Методи природно-заповідного фонду України різних категорій: Спільний наказ Мінекоресурсів України та Держкомлісгоспу України № 185/210 від 24 грудня 2003 р. К.: Вид-во Українського фітосоціологічного центру, 2003. 56 с.

158. Мигунова Е.С. Леса и лесные земли (количественная оценка взаимосвязей). М.: Экология, 1993. 364 с.
159. Миркин Б.М. О типах эколого-ценотических стратегий у растений. *Журнал общей биологии*. 1983. Т. 64. С. 3–13.
160. Миркин Б.М. Теоретические основы современной фитоценологии. М.: Наука, 1985. 136 с.
161. Миркин Б.М., Розенберг Г.С. Фитоценология. Принципы и методы. М.: Наука, 1978. 212 с.
162. Молчанов А.А. Влияние леса на окружающую среду. М.: Наука, 1973. 359.
163. Морозов Г. Ф. Учение о лесе. М.-Л.: Госиздат, 1928. 440 с.
164. Морочковський С. Ф. Грибні хвороби лісових порід південного сходу України. *Бот. журн. АН УРСР*. 1951. 8, № 2. С. 47–51.
165. Морочковський С.Ф. Мікофлора полезахисних лісонасаджень лівобережного степу та лісостепу Української РСР. *Бот. журн. АН УРСР*. 1953. 10, № 4. С. 100–114.
166. Мухин В.А. Биота ксилотрофных базидиомицетов Западно-Сибирской равнины. Екатеринбург: Наука, 1993. 232 с.
167. Мухин В.А. Экологические закономерности формирования и структуры биоты ксилотрофных базидиомицетов Западно-Сибирской равнины: автореф. дисс. ... доктора биол. наук. М., 1990. 32 с.
168. Мухин В.А., Воронин П.Ю. Микогенное разложение древесины и эмиссия углерода в лесных экосистемах. *Экология*. 2007. № 1. С. 24–29.
169. Мухин В.А., Веселкин Д.В., Брындина Е.В. и др. Основные закономерности современного этапа эволюции микобиоты лесных экосистем. Грибные сообщества лесных экосистем: Материалы коорд. исслед. М.; Петрозаводск: Карел. НЦ РАН, 2000. С. 26–36.
170. Наукові та прикладні основи захисту ґрунтів від ерозії в Україні: монографія / за ред. С.А. Балюка та Л.Л. ТОВАЖНЯНСЬКОГО. Харків: НТУ «ХПІ», 2010. 460 с.

171. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2014 році. К.: Міністерство екології та природних ресурсів України, ФОП Грінь Д.С., 2016. 350 с.

172. Нейко І.С. Перспективи використання досягнень лісової типології у контексті розбудови національної екологічної мережі. *Науковий вісник НЛТУ України: зб. наук.-техн. праць*. Львів: РВВ НЛТУ України. 2011. Вип. 21.05. С. 40–47.

173. Нестеров В.Г. Методика изучения естественного возобновления леса. Красноярск, 1948. 75 с.

174. Николаевский В.С. Экологическая оценка загрязнения среды и состояния наземных экосистем методами фитоиндикации. М.: Изд-во МГУЛ, 1998. 193 с.

175. Одум Ю. Экология: В 2-х т. Т. 1. Пер. с англ. М.: Мир, 1986. 328 с.

176. Олійник В.С. Вплив лісу на формування схилового стоку води в Карпатах. Лісівництво і агролісомеліорація. Харків: Майдан, 2002. Вип. 102. С. 102–105.

177. Олійник В.С. Особливості формування ерозійно-селевих процесів у гірсько-лісових умовах Карпат. *Лісівництво і агролісомеліорація*. Харків: Оригінал, 2000. Вип. 98. С. 110–115.

178. Определитель высших растений Украины / Д.Н. Доброчаева и др. К.: Наук. думка, 1987. 548 с.

179. Остапенко Б.Ф., Ткач В.П. Лісова типологія. Ч.2. Харків.: Майдан, 2002. 204 с.

180. Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України / О.В. Дудкін та ін.; відп. ред. О.В. Дудкін. К.: Хімджест, 2003. 400 с.

181. Парпан В.І. Структура, динаміка, екологічні основи раціонального використання букових лісів Карпатського регіону України: автореф. дис. ... д-ра біол. наук: 03.00.16 / Дніпропетровськ. 1994. 42 с.

182. Пастернак П.С., Ворон В.П. Зміна лісових екосистем під впливом аеротехногенного забруднення. *Укр. ботан. журн.* 1994. № 1, т. 51. С. 54–60.

183. Переведенцева Л.Б., Мехоношин Л.Е. Экологические группы агариковых грибов лесных ценозов в условиях промышленного загрязнения. Экологические основы воспроизводства хвойных лесов Прикамья. Пермь: Изд-во Перм. ун-та, 1990. С. 60–66.

184. Пилипенко О.І., Юхновський В.Ю., Ведмідь М.М. Системи захисту ґрунтів від ерозії. К.: Златояр, 2004. 435 с.

185. Плескач Л.Я., Кондратюк С.Я. Дослідження видового складу ліхенофлори дендропарку «Олександрія» НАН України. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2014. Вип. 24.4. С. 119–125.

186. Плескач Л.Я., Потрохов О.С., Зінковський О.Г. та ін. Біологічна оцінка якості забруднених природних вод дендропарку «Олександрія» за показниками *Lemna minor* L. Вісник БДАУ. 2004. Вип. 30. С. 128–139.

187. Плугатарь Ю.В., Курпас С.В. Влияние рекреации на состояние лесных насаждений по туристическим маршрутам горного Крыма. *Лісівництво і агролісомеліорація*. 2007. Вип. 111. С. 222–234.

188. Поліщук З.В. Видовий склад та вертикальна ярусність поширення ксилотрофічного комплексу в лісових екосистемах дендропарку «Олександрія». *Наукові пошуки молоді у третьому тисячолітті. Напрямок «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»: Міжнар. наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, м. Біла Церква, 19 травня 2016 р.* Біла Церква, 2016. С. 37–38.

189. Полищук З.В. Видовой состав и особенности распространения ксилотрофных грибов в антропогенно нарушенных дубовых насаждениях зеленой зоны г. Белая Церковь. *Лесное хозяйство: тезисы докладов 81-й научно-техн. конф. профессорско-преподавательского состава, научных сотрудников и аспирантов Белорусского государственного технологического университета (с международным участием), Минск, 01–12 февраля 2017 г.; отв. за издание И.В. Войтов; УО БГТУ. Минск: БГТУ, 2017. С. 169–170. URL: https://www.belstu.by/Portals/0/userfiles/37/01-LHF-tezisi-2017_9.pdf*

190. Поліщук З.В. Вплив рекреації на консортивні зв'язки *Quercus robur* L. та афілофороїдних грибів у лісах зеленої зони м. Умані. *Проблеми екологічної*

безпеки та охорони навколишнього природного середовища у ландшафтній сфері: Державна наук.-практ. конф., Біла Церква, 23 листопада 2017 р. Біла Церква, 2017. С. 2–3.

191. Поліщук З.В., Грабовська Т.О. Мікоіндикація ступеня рекреагенної трансформації судібровних типів лісу Київського Полісся. *Наукові пошуки молоді у третьому тисячолітті. Напрямок «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»*: Державна наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, Біла Церква, 18–23 травня 2017 р. Біла Церква, 2017. С. 41.

192. Поліщук З.В. Коадаптивна система *Quercus robur* L. та дереворуйнівних грибів лісових насаджень зеленої зони м. Біла Церква. *Аграрна наука – виробництво*: Державна наук.-практ. конф., Біла Церква, 17 листопада 2016 р. Біла Церква, 2016. С. 20.

193. Поліщук З.В. Методичні особливості та перспективність мікоіндикації антропогенної трансформації лісових біотопів за ксилотрофним компонентом. *Наукові пошуки молоді у III тисячолітті. «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»*: Державна наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, Біла Церква, 19 листопада 2015 р. Біла Церква, 2015. С. 3–4.

194. Поліщук З.В. Поширення та структура дереворуйнівних грибів у рекреагенно трансформованих судібровах Київського Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(6). С. 42–46.

195. Поляков А.Ф., Плугатар Ю.В. Лесные формации Крыма и их экологическая роль. Харьков: Новое слово, 2009. 405 с.

196. Приложение для расчета расстояния по карте или площади объекта. URL: <http://xkarta.com/izmereniedliny.html>

197. Природа Украинской ССР. Климат / В.Н. Бабиченко и др. К.: Наук. думка, 1984. 232 с.

198. Про державну програму «Ліси України» на 2002–2015 роки. Затв. Постановою КМУ № 581 від 29.04.2002 р. К.: Друкарня ДП ХМЗ «ФЕД», 2002. 31 с.

199. Протієрозійні лісові насадження яружно-балкових систем: монографія / В.Ю. Юхновський та ін. К.: Кондор, 2013. 511 с.
200. Работнов Т.А. Фитоценология. 2-е изд. М.: Изд-во Моск. ун-та. 1983. 296 с.
201. Раменский Л.Г. Избранные работы. Проблемы и методы изучения растительного покрова. Л.: Наука, 1971. 334 с.
202. Распопіна С.П., Ворон В.П. Аналіз стану соснових лісів в умовах тривалого впливу промислових емісій. *Лісівництво і агролісомеліорація*. Харків, 2006. Вип. 110. С. 223–228.
203. Репшас Э.А. Рекреационное лесопользование в Литовской ССР и его оптимизация: автореф. дис. ... д-ра с.-х. наук: 03.00.16 / Сибирск. отдел. АН СССР. Красноярск, 1989. 46 с.
204. Рипачек В. Биология дереворазрушающих грибов. М.: Лесн. пром-сть, 1967. 276 с.
205. Рысин Л.П., Полякова Г.А. Влияние рекреационного лесопользования на растительность. Природные аспекты рекреационного использования леса. М.: Наука. 1987. С. 4–26.
206. Рысин Л.П., Савельева Л.И., Полякова Г.А. Мониторинг рекреационных лесов. М.: ОНТИ ПНЦ РАН, 2003. 167 с.
207. Рысина Г.П., Рысин Л.П. Оценка антропоустолерантности лесных травянистых растений. Природные аспекты рекреационного использования леса. М.: Наука, 1987. С. 26–70.
208. Роговський С.В. Причини деградації багаторічних зелених насаджень та шляхи вирішення наявних проблем на прикладі м. Біла Церква. *Наук. вісник НЛТУ України*. 2014. Вип. 24.4. С. 130–139.
209. Роговський С.В. Система озеленення м. Біла Церква – сучасний стан та перспективи розвитку. *Агробіологія*. 2012. № 8. С. 5–9.
210. Ромашов Н.В. Рекомендации по организации и ведению хозяйства при рекреационном использовании равнинных лесов. Харьков: Изд-во НИИЛХА, 1987. 24 с.

211. Рубіс В.Л., Галкін С.І., Бойко Н.С. Становлення та розвиток дендрологічної колекції державного дендрологічного парку «Олександрія» НАН України. *Науковий вісник національного лісотехнічного університету України: зб. наук.-техн. праць*. Львів: РВВ НЛТУ України. 2014. Вип. 24.4. С. 139–148.

212. Рудько Г.І. Комплексний геоекологічний аналіз з метою оптимізації стану довкілля в межах Червоноградського гірничопромислового району. Екологічна безпека техногенно перевантажених регіонів та раціональне використання надр. К. 2001. С. 16–20.

213. Санітарні правила у лісах України. Постанова Кабінету Міністрів України № 555 від 27 липня 1995 р. К., 1995. 20 с.

214. Сафонов М.А. Структура сообществ дереворазрушающих грибов. Екатеринбург: Ур-О РАН, 2003. 269 с.

215. Сафонов М.А., Маленкова А.С. Дереворазрушающие грибы искусственных хвойных насаждений в Южном Приуралье. *Вестник Оренбургского гос. ун-та*. 2011. № 12, 13. С. 140–142.

216. Серебряков И.Г. Экологическая морфология растений. М.: Высш. шк., 1962. 378 с.

217. Скрипник О.О. Розробка наукових основ технологій біогеодиверсифікації порушених гірничими роботами земель для розбудови екологічної мережі. *Екологія і природокористування*. 2008. Вип. 11. С. 55–69.

218. Смит У.Х. Лес и атмосфера. Взаимодействие между лесными экосистемами и примесями атмосферного воздуха.; под ред. А. С. Керженцева. М.: Прогресс, 1985. 432 с.

219. Сміцька М.Ф. Грибні хвороби деревних та чагарникових порід букових лісів Закарпатської області. *Ботан. журн. АН УРСР*. 1955. 12, № 4. С. 87–92.

220. Солдатова И.М. Афиллофоральные грибы степной зоны Украинской ССР: дисс. ... канд. биол. наук. К., 1976. 253 с.

221. Солодкий В.Д., Товажнянський Л.Л., Масікевич Ю.Г. Заповідна справа. Чернівці: Зелена Буковина. 2005. 287 с.

222. Соломахина В.М., Пруденко М.Н. Грибы (*Mycobiota*) Каневского заповедника. Праці Канівського заповідника. Канів, 1998. С. 6–107.

223. Стадник А.П. Зависимость эффективности лесных полос от полезной лесистости. Новое в науке и технике лесного хозяйства. М.: ЦБНТИлесхоз. 1986. № 21. С. 7.

224. Стадник А.П. Ландшафтно-екологічна оптимізація систем захисних лісових насаджень України: автореф. дис. ... д-ра с.-г. наук: 03.00.16 / Ін-т агроекології УААН. К., 2008. 45 с.

225. Степанова Н.Т., Мухин В.А. Основы экологии дереворазрушающих грибов. М.: Наука, 1979. 100 с.

226. Стороженко В.Г., Бондарцева М.А., Соловьев В.А. и др. Научные основы устойчивости лесов к дереворазрушающим грибам. М.: Наука, 1992. 221 с.

227. Стороженко В.Г. Стратегии и функции грибных сообществ лесных экосистем. Грибные сообщества лесных экосистем. М.-Петрозаводск, 2000. С. 37–42.

228. Стороженко В.Г. Устойчивые лесные сообщества. Теория и эксперимент. Тула: Гриф и К, 2007. 193 с.

229. Субтельный О. Украина. История. 2-е изд. К.: Лыбидь, 1992. 510 с.

230. Сурмач Г. П. Водная эрозия и борьба с ней. Л.: Гидрометеиздат, 1976. 254 с.

231. Тарабрин В.П., Кондратюк Е.Н., Башкатов В.К. Фитотоксичность органических и неорганических загрязнителей. К.: Наук. думка, 1986. 215 с.

232. Тарасов А.И. Рекреационное лесопользование. М.: Агропромиздат, 1986. 176 с.

233. Тарасов В.В. Флора Дніпропетровської та Запорізької областей. Судинні рослини. Біолого-екологічна характеристика видів: Монографія. Дніпропетровськ: Видавництво ДНУ, 2005. 276 с.

234. Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. М.: Прогресс, 1980. 328 с.

235. Усиченко А.С. Афиллофороидные грибы Северо-Востока Украины: дисс. ... канд. биол. наук / Харьков. 2009. 343 с.

236. Физико-географическое районирование Украинской ССР / Под ред. В.П. Попова. К.: Ун-т, 1968. 683 с.
237. Фурдичко О.І., Гладун Г.Б., Лавров В.В. Ліс у Степу: основи сталого розвитку. За наук. ред. академіка УААН О.І. Фурдичка. К.: Основа, 2006. 496 с.
238. Фурдичко О.І., Стадник А.П. Основи управління агроландшафтами України. К.: Аграр. наука, 2012. 384 с.
239. Харкевич Г.С. Мікофлора деревних і чагарникових порід Сталінської області. *Укр. ботан. журн.* 1959. 16, № 3. С. 72–81.
240. Царик Й.В. Деякі уявлення про стратегію популяцій рослин. *Укр. ботан. журн.* 1994. № 3, т. 51. С. 5–10.
241. Царик Й.В., Царик І.Й. Консорція як загальнобіотичне явище. *Вісник Львів. ун-ту. Серія біологічна.* 2002. Вип. 28. С. 163–169.
242. Царик П.Л. Регіональна екологічна мережа: географічні аспекти формування і розвитку: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.11 / Тернопіль. 2004. 19 с.
243. Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических режимов в подзоне хвойно-широколиственных лесов. М.: Наука, 1983. 197 с.
244. Череп О.М., Виниченко В.Н., Хотулева М.В. Экологическая оценка и экспертиза. М.: Эколайн, 2000. 202 с.
245. Черепанов С.К. Сосудистые растения СССР и сопредельных государств. Спб.: Мир и семья, 1995. 992 с.
246. Чернявський М.В. Ліси України та збереження їхнього біологічного розмаїття. Охорона пралісів України. Конвенція про біологічне розмаїття: громадська обізнаність і участь / Відп. ред. Т.В. Гардашук, Товариство «Зелена Україна». К.: Стилос. 1997. С. 75–89.
247. Чопик К. Каталог видів флори і фауни України, занесених до Бернської Конвенції про охорону дикої флори і фауни та природних середовищ в Європі. Флора. К.: Фітосоціоцентр, 1999. 121 с.

248. Чумаченко С.М., Дудкін О.В. Загальний аналіз методологічних підходів до оцінки загроз біорізноманіття. Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України / Відп. ред. О.В. Дудкін. К.: Хімджест, 2003. С. 26–47.

249. Чумаченко С.М., Дудкін О.В. Термінологія та міжнародний досвід щодо екологічної оцінки. Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України / Відп. ред. О.В. Дудкін. К.: Хімджест, 2003. С. 8–25.

250. Шаталов В.М., Нога И.В., Расин Ю.Г. Модель расчета допустимой рекреационной нагрузки на линейных маршрутах в объектах природно-заповедного фонда Украины. *Вісник ДІТБ*. 2004. № 8. С. 127–131.

251. Швебс Г.И. Теоретические основы эрозиоведения. К.: Одесса: Вища школа, 1981. 224 с.

252. Шевченко С.В., Цилюрик А.В. Лісова фітопатологія. К.: Вища школа, 1968. 382 с.

253. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Емельянов И.Г. Экологические аспекты концепции биоразнообразия. *Екологія і ноосферологія*. 1997. №1–2, т. 3. С. 131–140.

254. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Ткаченко В.С., Мовчан Я.І. та ін. Екомережа України та її природні ядра. *Укр. ботан. журн.* 2005. – №2, т. 62. С. 142–158.

255. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Гродзинский М.Д., Романенко В.Д. Концепция, методы и критерии создания экосети Украины. К.: Фитосоциоцентр. 2004. 113 с.

256. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Дидух Я.П., Ена В.Г. та ін. Оценка угроз биоразнообразию Крыма. *Природа*. Симферополь, 1998. № 1–2. С. 2–4.

257. Шеляг-Сосонко Ю.Р., Коржнев М.Н., Яковлев Є.О. Чинники впливу антропогенних змін геологічного середовища України на біорізноманіття і людину. *Екологія довкілля та безпека життєдіяльності*. К.: Наука, 2003. № 1. С. 59–69.

258. Шмидт В.М. Статистические методы в сравнительной флористике. Л.: ЛГУ, 1980. 176 с.

259. Юпина Г.А. Дереворазрушающие грибы антропогенных территорий. *Микол. и фитопатол.* 1987. Т. 21, вып. 3. С.195–199.

260. Юхновський В.Ю., Дударець С.М., Малюга В.М. та ін. Протиерозійні лісові насадження яружно-балкових систем: монографія. К.: Кондор, 2013. 511 с.
261. Яблоков А.В. Популяционная биология. М.: Высшая школа, 1987. 304 с.
262. Яблоков А.В., Остроумов С.А. Уровни охраны живой природы. М.: Наука, 1985. 175 с.
263. Яворский Л.А. Материалы к флоре гименомицетов окрестностей г. Киева. *Материалы по микологии и фитопатологии*. 1915. 1, № 2. С. 10–34.
264. Ярмишко В.Т. Сосна обыкновенная и атмосферное загрязнение на Европейском севере. Санкт-Петербург: Изд-во НИИ химии С.-Петербургского гос. ун-та, 1997. 210 с.
265. Ячевский А.А. Основы микологии. М.: Сельхозгиз, 1933. 1038 с.
266. Baldrian P., Lindahl B. Decomposition in forest ecosystems: after decades of research still novel findings. *Fungal Ecol.* 2011. (4). P. 359–361.
267. Barhtouse L., Suter G. Risk assessment – ecology. *Mech. eng.* 1984. 106. № 11. P. 36–39.
268. Bennet G. The Pan-European. Ecological Network. Amsterdam, 1998. 28 p.
269. Bernicchia A. Polyporaceae s.l. Italia: Ed. Candusso, 2005. 808 p. (Fungi Europaei; 10).
270. Bernicchia A., Gorjyn S. P. Corticiaceae s.l. Italia: Ed. Candusso, 2010. 1008 p. (Fungi Europaei; 12).
271. Bernicchia A. Polyporaceae s.l. Italia: Ed. Candusso, 2005. 808 p. (Fungi Europaei; 10).
272. Bernicchia A. Polyporaceae s.l. Ed. Candusso, 2006. 712 p. (Fungi Europaei; 11).
273. Bernicchia A., Gorjón S. P. Corticiaceae s.l. Ed. Candusso, 2006. 1008. p. (Fungi Europaei; 12).
274. 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*. Vol. 69, No 4 (2017). P. 627–636.

275. Blinkova O., Ivanenko O. Co-adaptive tree vegetation system of wood-destroying (xylotrophic) fungi in artificial phytocoenoses, Ukraine. *Forestry Journal. The Journal of National Forest Centre*. 2014 (Sep). Vol. 60, Issue 3. P. 168–176.

276. Blinkova, O., Ivanenko O. Communities of tree vegetation and wood-destroying fungi in parks of the Kyiv city, Ukraine. *Forestry Journal*. 2016. Vol. 62, Issue 2. P. 110–122, ISSN (Online) 0323-1046, DOI: <https://doi.org/10.1515/forj-2016-0012>.

277. Blinkova, O., Ivanenko O. Communities of woody vegetation and wood destroying fungi in natural and semi-natural forests of Kyiv city, Ukraine Cent. *Eur. For.* 2018. J. 64. P. 55–66.

278. Boddy L., Watkinson, S.C. Wood decomposition, higher fungi, and their role in nutrient redistribution. *Can. J. Bot.* 1995. (73). P. 1377–1383.

279. Canter L.W. Risk assessment – ecology. Amsterdam, 1996. 45 p.

280. Clemençon H. Methods for working with macrofungi: Laboratory, cultivation and preparation of larger fungi for light microscopy. Eaching: IHW Verlag, 2009. 88 p.

281. Conserving Biological diversity in Bulgaria. The National Biological Diversity Conservation Strategy. Washington, DC: BSP, 1994. 116 p.

282. Convention of Biological Diversity, SBSTTA Sixth Meeting. Montreal, 2001. 52 p.

283. Convention on Biological Diversity. Text and Annexes. Chatelaine, Switzerland: UNEP. CBD, 1994. 34 p.

284. Ecological determinants of fungal diversity on dead wood in European forests / N. Küffer et al. *Fungal Diversity*. 2008. Vol. 30. P. 83–95.

285. Elton Ch. The ecology of Invasions by Animals and Plants. Madrid, 1968. 228 p.

286. Eriksson J., Hjorstam K., Ryvarden L. The Corticiaceae of North Europe. Oslo: Fungiflora, 1973–1988. Vol. 1–8. 1631 p.

287. Minter D.W., Dudka I.O. Fungi of Ukraine: a preliminary checklist / Eds. Surrey. Kiev, 1996. 361 p.

288. Gilbertson R.L., Ryvarden L. *North American polypores*. Vol. 1. Abortiporus – Lindtneria. Oslo: Fungiflora, 1986. P. 1–436.

289. Gilbertson R.L., Ryvarden L. *North American polypores*. Vol. 2. Megasporoporia – Wrightoporia. Oslo: Fungiflora, 1987. P. 437–885.

290. Grime J.P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.*, 1977. Vol. 111. P. 1169–1194.

291. Hättenschwiler S., Tiunov A.V., Scheu S. et al. Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. 2005. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, (36). P. 191–218.

292. 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.

293. Hoskins R. The Pan-European Ecological Network. Praha, 1996. 36 p.

294. International Code of Nomenclature for algae, fungi and plants (Melbourne Code) adopted by the Eighteenth International Botanical Congress. Melbourne (Australia), International Association for Plant Taxonomy. (2012). cited 2016 Dec 5. URL: <http://www.iapt-taxon.org/nomen/main.php>

295. Jülich W., Stalpers J.A. The resupinate nonporoid Aphyllophorales of the temperate Northern Hemisphere. Amsterdam: North-Holland Publishing Company, 1980. 335 p.

296. Kotiranta H., Niemelä T. Uhanalaiset Kaavat Suomessa. Helsinki, 1996. 184 p.

297. Küffer N., Gillet F., Senn-Irlet B. et al. Ecological determinants of fungal diversity on dead wood in European forests. *Fungal Diversity*, 2008a. Vol. 30. P. 83–95.

298. Küffer N., Gillet F., Senn-Irlet B. et al. Wood-inhabiting aphyllorphoroid basidiomycetes in Central European forests with different management intensities. *Canadian Journal of Forest Research*, 2008b. Vol. 20. P. 73–85.

299. Magurran A.E. Measuring biological diversity. 2004. UK.: Blackwell Publishing, Oxford.
300. Millenium Ecosystem Assesment. Washington: Island Press, 2005. 160 p.
301. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular Plants of Ukraine a nomenclatural checklist.; Ed. S.L. Mosyakin. Kyiv: M.G. Kholodny Institute Botany, 1999. 234 p.
302. Raunkiaer Ch. The life forms of plants and statistical plant geography, being the collected papers of Raunkiaer. Clarendon Press, 1934, Oxford.
303. Ryvar den L., Gilbertson R.L. European polypores. Part 1. Abortiporus – Lindtneria. Oslo: Fungiflora, 1993. P. 1–387.
304. Ryvar den L., Gilbertson R.L. European polypores. Part 2. Meripilus – Tyromyces. Oslo: Fungiflora, 1994. P. 388–743.
305. Schmidt O. Wood and Tree Fungi. Biology, Damage, Protection, and Use. Heidelberg: Springer, 2006. 336 p.
306. Wood-inhabiting aphyllorphoroid basidiomycetes in Central European forests with different management intensities / N. Küffer et al. *Canadian Journal of Forest Research*. 2008. Vol. 20. P. 73–85.
307. Yurchenko E.O. The genus Peniophora (Basidiomycota) of Eastern Europe. Morphology, taxonomy, ecology, distribution. Minsk: “Belorusskaya nauka”, 2010. 338 p.
308. Zgorzelski M. Zagrozenia przyrody w polskich parkach narodowych. Prace I sru dia Geograficzne. Warszawa. 2005. T. 36. ss. 141–160.

ДОДАТКИ

Додадок А

Апробація та впровадження результатів дослідження у практику і в освіту

АКТ

на впровадження методичних рекомендації щодо
еколого-економічних механізмів інтегрованого управління лісовими
ресурсами

Ми, що нижче підписалися, склали цей акт про те, що ДП «Хмільницький лісгосп» Держлісагентства України застосовує у своїй діяльності «Методику оцінки антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням і активізацією ксилотрофних грибів» (2018), розроблену у Білоцерківському національному аграрному університеті МОН України за результатами НДР «Екологічні загрози біорізноманіттю лісових екосистем Північно-східного Придніпров'я» (№ДР 0113U004314; науковий керівник – д.с.-г.н., проф. В. В. Лавров).

Використання у практичній діяльності зазначених науково-методичних пропозицій сприяє точнішому визначенню причин погіршення санітарного стану лісів, локалізації вогнищ шкідників і хвороб, збереженню лісових ресурсів, підвищенню продуктивності деревостанів та їхньої екологічної ролі у ландшафтах. Завдяки врахуванню в оцінці стану лісів структури, поширення та активізації на основних лісоутворюючих породах ксилотрофних грибів, уточнюються плани та обсяги заходів лісозахисту, забезпечується своєчасне їх проведення. Це сприяло покращенню санітарного стану деревостанів на площі 120 га, підвищенню приросту деревини на 400 м³ на площі 20 га, що забезпечило економічний ефект 240 тис. грн.

Від ДП «Хмільницьке ЛГ»

Директор



Т.В. Юшинський

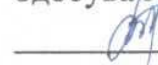
Від Білоцерківського національного
аграрного університету

Ректор, академік НААН


 А.С. Даниленко
Науковий керівник НДР,
д.с.-г.н., проф.


В.В. Лавров

Здобувач



З.В. Поліщук

Д2.АКТ
на впровадження методичних рекомендації щодо
еколого - економічних механізмів інтегрованого управління лісовими
ресурсами

Ми, що нижче підписалися, склали цей акт про те, що ДП «Черкаський лісгосп» застосовує у своїй діяльності стандарти збалансованого розвитку та інтегрованого (еколого-економічного) управління лісовими ресурсами, викладені у методичних рекомендаціях «Інформаційно-аналітична система застосування в Україні еколого-економічних механізмів інтегрованого управління лісовими ресурсами агросфери / О.І. Фурдичко, В.В. Лавров, П.В. Маціборук, ..., З.В. Поліщук. – К., 2015. – 56 с.». Впровадження зазначених методичних рекомендації здійснюється за співпраці з Інститутом агроекології і природокористування НААН та Білоцерківським національним аграрним університетом МОН України у рамках ПНД 40 НААН, Завдання 40.02.02.02.Ф. «Розробити методологічні засади інтегрованого управління лісовими ресурсами» (№ держреєстрації 0111U003182; науковий керівник – д.с.-г.н., проф. В. В. Лавров; 2011–2015 рр.).

У практичній діяльності використовуються принципи співпраці з суміжними підприємствами та організаціями, що можуть вплинути на стан лісових ресурсів дослідного держлісгоспу, на засадах збалансованого природокористування, погодження інтересів та дотримання чинних норм лісової і природоохоронної галузей України. Своєчасне проведення моніторингу, планових заходів щодо захисту лісів, збереження біотичного і ландшафтного різноманіття, екологічного аудиту підприємства сприяє більш ефективному збереженню лісових ресурсів, підвищенню продуктивності та екологічної ролі лісів у ландшафтах. Завдяки проведенню зазначених заходів покращено санітарний стан деревостанів на площі 27 га, підвищився приріст деревини на площі 25 га, що забезпечило економічний ефект 47 тис. грн.

Від ДП «Черкаський лісгосп»



А.В.Пустовіт

Від Білоцерківського національного аграрного університету

Ректор, академік НААН



А.С. Даниленко

Науковий керівник НДР,
д.с.-г.н., проф.

В.В. Лавров

Здобувач

З.В. Поліщук

АЗ.АКТ
на впровадження методичних рекомендації щодо
еколого-економічних механізмів інтегрованого управління лісовими
ресурсами

Ми, що нижче підписалися, склали цей акт про те, ДП «Хмільницький лісгосп» Держлісагентства України застосовує у своїй діяльності стандарти збалансованого розвитку та інтегрованого (еколого-економічного) управління лісовими ресурсами, викладені у методичних рекомендаціях «Інформаційно-аналітична система застосування в Україні еколого-економічних механізмів інтегрованого управління лісовими ресурсами агросфери / О.І. Фурдичко, В.В. Лавров, П.В. Маціборук, ..., З.В. Поліщук. – К., 2015. – 56 с.». Впровадження зазначених методичних рекомендації здійснюється за співпраці з Інститутом агроєкології і природокористування НААН та Білоцерківським національним аграрним університетом МОН України у рамках ПНД 40 НААН, Завдання 40.02.02.02.Ф. «Розробити методологічні засади інтегрованого управління лісовими ресурсами» (№ держреєстрації 0111U003182; науковий керівник – д.с.-г.н., проф. В. В. Лавров; 2011–2015 рр.).

У практичній діяльності використовуються принципи співпраці з суміжними підприємствами та організаціями, що можуть вплинути на стан лісових ресурсів дослідного держлісгоспу, на засадах збалансованого природокористування, погодження інтересів та дотримання чинних норм лісової і природоохоронної галузей України. Своєчасне проведення моніторингу, планових заходів щодо захисту лісів, збереження біотичного і ландшафтного різноманіття, екологічного аудиту підприємства сприяє більш ефективному збереженню лісових ресурсів, підвищенню продуктивності та екологічної ролі лісів у ландшафтах. Завдяки проведенню зазначених заходів покращено санітарний стан деревостанів на площі 120 га, підвищився приріст га деревини на 400 га, що забезпечило економічний ефект 240 тис. грн.

Від «Хмільницьке ЛГ»

Директор




Т.В. Юшинський

Ідент. код
00991485

Від Білоцерківського національного аграрного університету

Ректор, академік НААН



А.С. Даниленко

Науковий керівник НДР,
д.с.-г.н., проф.



В.В. Лавров

Здобувач



З.В. Поліщук

Д4.АКТ
на впровадження методичних рекомендації щодо
еколого-економічних механізмів інтегрованого управління лісовими
ресурсами

Ми, що нижче підписалися, склали цей акт про те, що ДП «Городницьке лісове господарство» застосовує у своїй діяльності стандарти збалансованого розвитку та інтегрованого (еколого-економічного) управління лісовими ресурсами, викладені у методичних рекомендаціях «Інформаційно-аналітична система застосування в Україні еколого-економічних механізмів інтегрованого управління лісовими ресурсами агросфери / О.І. Фурдичко, В.В. Лавров, П.В. Маціборук, ..., З.В. Поліщук. – К., 2015. – 56 с.». Впровадження зазначених методичних рекомендації здійснюється за співпраці з Інститутом агроєкології і природокористування НААН та Білоцерківським національним аграрним університетом МОН України у рамках ПНД 40 НААН, Завдання 40.02.02.02.Ф. «Розробити методологічні засади інтегрованого управління лісовими ресурсами» (№ держреєстрації 0111U003182; науковий керівник – д.с.-г.н., проф. В. В. Лавров; 2011–2015 рр.).

У практичній діяльності використовуються принципи співпраці з суміжними підприємствами та організаціями, що можуть вплинути на стан лісових ресурсів дослідного держлісгоспу, на засадах збалансованого природокористування, погодження інтересів та дотримання чинних норм лісової і природоохоронної галузей України. Своєчасне проведення моніторингу, планових заходів щодо захисту лісів, збереження біотичного і ландшафтного різноманіття, екологічного аудиту підприємства сприяє більш ефективному збереженню лісових ресурсів, підвищенню продуктивності та екологічної ролі лісів у ландшафтах. Завдяки проведенню зазначених заходів покращено санітарний стан деревостанів та підвищився приріст деревини, що забезпечило істотний економічний ефект.

Від ДП «Городницьке лісове господарство»

Директор

 Мельник В.С.

Від Білоцерківського національного аграрного університету

Ректор, академік НААН

 А.С. Даниленко

Науковий керівник НДР,
 д.с.-г.н., проф.

 В.В. Лавров

Здобувач

 З.В. Поліщук

А5.АКТ
на впровадження методичних рекомендації щодо
еколого-економічних механізмів інтегрованого управління лісовими
ресурсами

Ми, що нижче підписалися, склали цей акт про те, що ДП «Городницьке лісове господарство» застосовує у своїй діяльності «Методику оцінки антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням і активізацією ксилотрофних грибів» (2018), розроблену у Білоцерківському національному аграрному університеті МОН України за результатами НДР «Екологічні загрози біорізноманіттю лісових екосистем Північно-східного Придніпров'я» (№ДР 0113U004314; науковий керівник – д.с.-г.н., проф. В. В. Лавров).

Використання у практичній діяльності зазначених науково-методичних пропозицій сприяє точнішому визначенню причин погіршення санітарного стану лісів, локалізації вогнищ шкідників і хвороб, збереженню лісових ресурсів, підвищенню продуктивності деревостанів та їхньої екологічної ролі у ландшафтах. Завдяки врахуванню в оцінці стану лісів структури, поширення та активізації на основних лісоутворюючих породах ксилотрофних грибів, уточнюються плани та обсяги заходів лісозахисту, забезпечується своєчасне їх проведення. Завдяки проведенню зазначених заходів покращено санітарний стан деревостанів та підвищився приріст деревини, що забезпечило істотний економічний ефект.

Від ДП «Городницьке лісове господарство»

Директор

 Мельник В.С.



Від Білоцерківського національного аграрного університету

Ректор, академік НААН

 А.С. Даниленко
 Науковий керівник НДР,
 д.с.-г.н., проф.




 В.В. Лавров

Здобувач

 З.В. Поліщук

Затверджую
 Проректор з освітньої, виховної
 та міжнародної діяльності
 Білоцерківського НАУ
 доктор с.-г. наук, професор



Т.М. Димань

2019 р.

А6. АКТ
про впровадження результатів дисертаційної роботи
в освітній процес на екологічному факультеті Білоцерківського
національного аграрного університету

Даним актом стверджується, що теоретичні положення і результати наукового дослідження з дисертаційної роботи Поліщук Зоряни Віталіївни на тему: «Мікоіндикація антропогенної трансформації лісових екосистем у Центральному Лісостепу та Поліссі України» використано у розробці методичних вказівок з навчальних дисциплін «Екологія рослин», «Системний аналіз якості навколишнього середовища», «Основи міжнародної екологічної діяльності», «Стратегія сталого розвитку», які викладають на екологічному факультеті Білоцерківського національного аграрного університету для підготовки екологів освітніх рівнів «бакалавр» і «магістр».

У зазначених дисциплінах враховано результати дослідження змін ксилемікокомплексу 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 тематичних знань студентів і підвищенню рівня набуття ними практичних навичок з інтегрованого управління природними ресурсами, більш ефективній підготовці фахівців за спеціальністю 03.00.16 (101) – «Екологія».

Декан екологічного факультету
 доктор с.-г. наук, професор

 О.М. Мельниченко

Завідувач кафедри загальної екології
 та ектофології
 доктор с.-г. наук, професор

 В.В. Лавров

Таблиця А.7

Відомість про апробацію результатів дисертації

№ з/п	Тип конференції	Назва конференції	Місце і дата проведення	Тип участі
1	Державна науково-практична конференція молодих учених, аспірантів і докторантів	Наукові пошуки молоді у III тисячолітті. Напрямок «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»	Біла Церква, 19 листопада 2015 р.	очна
2	Міжнародна науково-практична конференція молодих учених, аспірантів і докторантів	Наукові пошуки молоді у третьому тисячолітті. Напрямок «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»	Біла Церква, 19 травня 2016 р.	очна
3	Міжнародна наукова конференція	Сучасні тенденції збереження, відновлення та збагачення фіторізноманіття ботанічних садів і дендропарків	Біла Церква, 23–25 травня 2016 р.	очна
4	Державна науково-практична конференція	Аграрна наука – виробництву	Біла Церква, 17 листопада 2016 р.	очна
5	82-я Международная научно-техническая конференция профессорско-преподавательского состава, научных сотрудников и аспирантов Белорусского государственного технологического университета	Лесное хозяйство	Минск, 01–12 февраля 2017 г.	заочна
6	Державна науково-практична конференція молодих учених, аспірантів і докторантів	Наукові пошуки молоді у третьому тисячолітті. Напрямок «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»	Біла Церква, 18–23 травня 2017 р.	очна
7	Державна науково-практична конференція	Проблеми екологічної безпеки та охорони навколишнього природного середовища у ландшафтній сфері	Біла Церква, 23 листопада 2017 р.	очна
8	II Всеукраїнська конференція до 50-річчя біологічного стаціонару Сумського державного педагогічного університету ім. А.С.Макаренка	Вакалівщина: «Біологічні стаціонари, їх історія та місце в науковій і освітній роботі»	Суми, 21–23 вересня 2018 р.	заочна

Додаток Б

СПИСОК ОПУБЛІКОВАНИХ ПРАЦЬ ЗА ТЕМОЮ ДИСЕРТАЦІЇ
Статті в наукових фахових виданнях України, включених до
наукометричної бази даних

1. Лавров В.В., Стадник А.П., Житовоз А.В., Сагдеева Т.Ю., **Поліщук З.В.** Лісові насадження зеленої зони м. Біла Церква за впливу промислового добування граніту. *Агроекологічний журнал*. 2015. № 3. С. 25–32.
2. Лавров В.В., Житовоз А.В., **Поліщук З.В.** Зміна дуба його супутниками у зеленій зоні м. Біла Церква під впливом поверхневої розробки корисних копалин і рекреації. *Науковий вісник НЛТУ України*: зб. наук. праць. Львів: РВВ НЛТУ України. 2015. Вип. 25.6. С. 16–24.
3. 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. 163–174 (видання наукометричної бази WoS).
4. Поліщук З.В. Поширення та структура дереворуйнівних грибів у рекреагенно трансформованих судібровах Київського Полісся. *Науковий вісник НЛТУ України*. 2017. Вип. 27(6). С. 42–46.
5. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., **Поліщук З.В.** Зміни консортивних зв'язків афілофороїдних грибів та *Quercus robur* L. у рекреаційно-оздоровчих лісах зеленої зони м. Умані. *Екологія та ноосферологія*. 2017. Т. 28, № 3–4. С. 5–20.
6. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., **Поліщук З.В.** Методологічні аспекти діагностики рекреагенної трансформації дубових лісів за різноманітням угруповань ксилотрофних грибів та фітобіоти. *Вісник Харківського національного аграрного університету*. Серія біологія. 2019. 1(46). С. 81–98.

Тези наукових доповідей на конференціях

7. Поліщук З.В. Методичні особливості та перспективність мікоіндикації антропогенної трансформації лісових біотопів за ксилотрофним компонентом. *Наукові пошуки молоді у III тисячолітті. «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»: Державна наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, Біла Церква, 19 листопада 2015 р.* Біла Церква, 2015. С. 3–4.
8. Поліщук З.В. Видовий склад та вертикальна ярусність поширення ксиломікокомплексу в лісових екосистемах дендропарку «Олександрія». *Наукові пошуки молоді у третьому тисячолітті. Напрямок «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»: Міжнар. наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, м. Біла Церква, 19 травня 2016 р.* Біла Церква, 2016. С. 37–38.
9. 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: Міжнар. наук. конф., Біла Церква, 23–25 травня 2016 р. Біла Церква, 2016. С. 47–50 (збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 25%).

10. Поліщук З.В. Коадаптивна система *Quercus robur* L. та дереворуйнівних грибів лісових насаджень зеленої зони м. Біла Церква. *Аграрна наука – виробництво: Державна наук.-практ. конф.*, Біла Церква, 17 листопада 2016 р. Біла Церква, 2016. С. 20.

11. Полищук З.В. Видовой состав и особенности распространения ксилотрофных грибов в антропогенно нарушенных дубовых насаждениях зеленой зоны г. Белая Церковь. *Лесное хозяйство: тезисы докладов 81-й научно-техн. конф. профессорско-преподавательского состава, научных сотрудников и аспирантов Белорусского государственного технологического университета (с международным участием)*, Минск, 01–12 февраля 2017 г.; отв. за издание И.В. Войтов; УО БГТУ. Минск: БГТУ, 2017. С. 169–170. URL: https://www.belstu.by/Portals/0/userfiles/37/01-LHF-tezisi-2017_9.pdf

12. Поліщук З.В., Грабовська Т.О. Мікоіндикація ступеня рекреагенної трансформації судібровних типів лісу Київського Полісся. *Наукові пошуки молоді у третьому тисячолітті. Напрямок «Екологічні проблеми України та шляхи їх вирішення»*: Державна наук.-практ. конф. молодих учених, аспірантів і докторантів, Біла Церква, 18–23 травня 2017 р. Біла Церква, 2017. С. С. 41 (збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 80%).

13. Поліщук З.В. Вплив рекреації на консортивні зв'язки *Quercus robur* L. та афілофороїдних грибів у лісах зеленої зони м. Умані. *Проблеми екологічної безпеки та охорони навколишнього природного середовища у ландшафтній сфері: Державна наук.-практ. конф.*, Біла Церква, 23 листопада 2017 р. Біла Церква, 2017. С. 2–3.

14. Лавров В.В., Блінкова О.І., Іваненко О.М., Поліщук З.В. Угрупування 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 (збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 20%).

Науково-методичні видання

1. Інформаційно-аналітична система застосування в Україні еколого-економічних механізмів інтегрованого управління лісовими ресурсами агросфери (методичні рекомендації) / О.І. Фурдичко, В.В. Лавров, П.В. Маціборук, ..., **З.В. Поліщук**. К., 2015. 56 с. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/2011> (збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 15%).

2. Методика оцінювання антропогенного порушення лісових екосистем за структурою, поширенням та активізацією ксилотрофних грибів / В.В. Лавров, О.І. Блінкова, О.М. Іваненко, **З.В. Поліщук**. Біла Церква: БНАУ, 2018. 46 с. URL: <http://rep.btsau.edu.ua/handle/BNAU/2005> (збір, обробка та аналіз польового матеріалу; участь – 20%).

Додаток В

Характеристика категорій лісів, які виділяють в Україні відповідно до виконуваних лісами функцій

(Лісовий Кодекс, 1996; «Порядок поділу лісів на категорії та виділення особливо захисних ділянок» Постанова Кабінету Міністрів України від 16 травня 2007 року №733)

Ліси залежно від основних виконуваних ними функцій поділяються на такі категорії: ліси природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення; рекреаційно-оздоровчі ліси; захисні ліси; експлуатаційні ліси.

Ліси, що зростають на одній території і відповідають умовам і ознакам віднесення до різних категорій, відносяться до тієї з них, для якої у визначеному законодавством порядку встановлений режим більш обмеженого лісокористування.

Межі лісів, визначених для віднесення до однієї з категорій, проводяться уздовж природних меж, квартальних просік, ліній зв'язку і електромереж та інших чітко визначених на місцевості розмежувальних ліній – залізниць та автомобільних доріг, канав, каналів, газопроводів та нафтопроводів, візирів, протипожежних розривів і вододільних ліній.

Ліси природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення. До цієї категорії лісів відносять лісові ділянки, що виконують природоохоронну, естетичну функцію, є об'єктами науково-дослідних робіт на довгочасну перспективу, сприяють забезпеченню охорони унікальних та інших особливо цінних природних комплексів та історико-культурних об'єктів, зокрема: розташовані в межах територій та об'єктів природно-заповідного фонду; розташовані в межах історико-культурних заповідників, меморіальних комплексів, місць, пов'язаних з важливими історичними подіями, охоронних зон пам'яток історії, археології, містобудування та архітектури, монументального мистецтва.

До лісів природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення відносяться також унікальні за породним складом, продуктивністю і генетичними властивостями лісові ділянки, на яких зростають реліктові, ендемічні види дерев, що мають важливе наукове значення.

Рекреаційно-оздоровчі ліси. До них відносять лісові ділянки, що виконують рекреаційну, санітарно-гігієнічну та оздоровчу функцію, використовуються для туризму, зайняття спортом, санаторно-курортного лікування та відпочинку населення і розташовані: у межах міст, селищ та інших населених пунктів; у межах округів санітарної охорони лікувально-оздоровчих територій і курортів; у межах поясів зон санітарної охорони водних об'єктів; у лісах зелених зон навколо населених пунктів. Площа таких лісових ділянок визначається за нормативами.

Поза межами лісів зелених зон, що виділяються за нормативами, виділення лісових ділянок, що розташовані поза межами лісів зелених зон і виконують переважно рекреаційну, санітарно-гігієнічну та оздоровчу функції.

Захисні ліси. До категорії захисних лісів відносять лісові ділянки, що виконують функцію захисту навколишнього природного середовища та інженерних об'єктів від негативного впливу природних та антропогенних факторів, зокрема:

- лісові насадження лінійного типу (полезахисні лісові смуги, державні захисні лісові смуги);
- лісові ділянки (смуги лісів), розташовані у смугах відведення каналів, залізниць та автомобільних доріг;
- лісові ділянки (смуги лісів) у ярах, на легкорозвіюваних пісках, рекультивованих землях, кам'янистих розсипах, малопотужних кам'янистих розсипах, малопотужних кам'янистих ґрунтах, у високогірних зонах, на стрімких гірських схилах, у селенебезпечних басейнах та на схилах лавинонебезпечних басейнів (протиерозійні ліси), які виділяються за нормативами виділення лісових ділянок (смуг лісів), що відносяться до протиерозійних лісів;
- лісові ділянки (смуги лісів), які прилягають до смуг відведення залізниць і виділяються з категорії експлуатаційних лісів (500 метрів з кожного боку). У гірських районах ширина смуг лісів у разі потреби може бути збільшена з урахуванням результатів спеціальних обстежень до розмірів, що забезпечують захист залізниць і безпеку руху;
- лісові ділянки (смуги лісів), що прилягають до смуг відведення автомобільних доріг державного значення і виділяються з категорії експлуатаційних лісів шириною 250 метрів з кожного боку дороги. Для забезпечення захисту зазначених доріг і безпеки руху у гірських районах ширина смуг лісів у разі потреби може бути збільшена з урахуванням результатів спеціальних обстежень;
- лісові ділянки (смуги лісів) уздовж берегів річок, навколо озер, водоймищ та інших водних об'єктів, які виділяються з категорії експлуатаційних лісів за нормативами виділення лісових ділянок (смуг лісів) уздовж берегів річок, навколо озер, водоймищ та інших водних об'єктів. Ширина наявних смуг лісів, що перевищує нормативи, не підлягає перегляду;
- інші лісові ділянки (смуги лісів), які не мають зазначених вище ознак віднесення до категорії захисних лісів, розташовані: на схилах балок і річкових долин з крутизною схилів до 25 градусів (байрачні ліси), серед безлісної місцевості та мають площу до 100 гектарів.

Експлуатаційні ліси. До цієї категорії відносять лісові ділянки, що не зайняті лісами природоохоронного, наукового, історико-культурного призначення, рекреаційно-оздоровчими та захисними лісами (категорії лісів з особливим режимом лісокористування). Експлуатаційні ліси призначені для задоволення потреб національної економіки у деревині.

Додаток Д

Загальна характеристика Афільофороїдних гіменоміцетів (трутовиків) (джерела [1, 2])

Агарикоміцети (Agaricomycetes, syn. Basidiomycetes) – це найбільший клас відділу Базидіомікотові гриби. Головна ознака – наявність плодових тіл (саме їх у побуті зазвичай називають «грибами»). Базидії одноклітинні (холобазидії), рідше септовані (фрагмобазидії), розвиваються у гіменії. Базидіоспори не здатні до брунькування. Стадія псевдоміцелію не характерна. Базидіоспори дають початок фазі монокаріонтичного гаплоїдного септованого міцелію (хоча ця фаза є короткочасною і швидко переходить у дикаріонтичну). Клітинам базидіоміцетів притаманні доліпорові септи з парентосомами різних типів (суцільними, перфорованими, фрагментованими на системи пухирців). За молекулярними даними, в межах класу виділяється вісім основних ліній та 14 великих відокремлених молекулярних клад, які розглядають як порядки.

Плодове тіло (карпофор) – завжди диференційоване на стерильну та фертильну частини. Стерильну частину плодового тіла (траму) утворюють дикаріонтичні вегетативні гіфи. Фертильна частина утворена гіменієм. Відкрита поверхня плодового тіла, на якій розташовується гіменій, називається гіменофором. Якщо гіменій розвивається всередині плодового тіла, то гіменофор не утворюється, а плектенхіму з гіменієм називають спороносною «тканиною» – глебою. Базидіомікотові гриби, у яких плодове тіло закриті і замість гіменофора мають глебу, називають гастероміцетами, а ті, у яких плодове тіло мають гіменофор – гіменоміцетами.

Плодове тіло закладається на дикаріонтичному міцелії у вигляді зачатків – примордіїв, і далі розвиваються за одним з трьох способів: гімнокарпним, геміангіокарпним або ангіокарпним. При гімнокарпному типі розвитку гіменіальний шар з самого початку закладається на поверхні примордіїв, і до дозрівання спор залишається відкритим. При такому способі розвитку плодове тіло позбавлено будь-яких покривал, і називається відкритим, або гімнокарпним. Прикладом є плодове тіла білого гриба, лисички, сиріжки. При геміангіокарпному способі розвитку гіменій закладається на бічній поверхні примордію, але зовні захищається шкірястими сплетеннями гіф – покривалами. Якщо покривало охоплює весь примордій, його називають загальним, або вольвою. Покривало, яке закриває лише гіменій, є частковим. У процесі росту плодового тіла під покривалами диференціюється гіменофор, далі покривала розвиваються. Залишки загального покривала часто залишаються на верхньому боці на плодовому тілі у вигляді пластівців, та при його основі у вигляді піхви. Часткове покривало після розриву, як правило, зберігається під гіменофором у вигляді кільця (наприклад, у мухомора). Інколи гіменофор прикритий лише тонким павутинистим сплетенням гіф, які називають кортиною (такі плодове тіла характерні для грибів – павутинників). При ангіокарпному розвитку гіменій закладається всередині примордіїв. Гіменофор при цьому не утворюється, а замість нього розвивається глеба. Такі плодове тіла називають закритими –

ангіокарпними. Звільнення базидіоспор відбувається лише після їх повного дозрівання та подальшого руйнування зовнішніх оболонок плодового тіла.

Плодове тіло не лише захищає гіменій від пошкоджень, але й підіймає його над субстратом, сприяючи тим самим розповсюдженню базидіоспор. Ступінь прояву останньої функції простежується за формою плодового тіла. Найпростішим морфологічним типом плодового тіла є розпростерте (ресупінатне, кортиціоїдне). Воно має вигляд щільної плівки, на поверхні якої розташовується гіменій. Якщо така шкірка відгинається від бічної поверхні субстрату або набуває вигляду копитоподібного утвору, прикріпленого до субстрату боком, то карпофор називають консолевидним. Ще вище підносяться над субстратом клаваріоїдні плодові тіла, що мають паличок або розгалужених кущиків з гіменофором у верхній частині. У шапинкових грибів гіменофор розташовується на нижньому боці шапинки, яку підіймає над субстратом стерильна ніжка (т. зв. агарикоїдний карпофор). Плодові тіла у вигляді закритих сидячих або піднесених на ніжці кулястих утворів з глебою всередині називають гастероїдними та секотоїдними, відповідно. Ресупінатні, консолевидні, клаваріоїдні та агарикоїдні плодові тіла притаманні лише гіменоміцетам, а гастероїдні та секотоїдні — гастероміцетам.

За консистенцією плодові тіла поділяють на здерев'янілі, корковидні, м'ясисті та желеподібні. За тривалістю існування — на багаторічні та однорічні. Серед однорічних виділяють ті, що існують короткий час (від кількох годин до 10–15 діб). Їх часто називають загниваючими, та такі, термін існування яких зазвичай відповідає більшій частині одного вегетаційного сезону, а їх загибель не супроводжується загниванням.

Типи гіменофору. Поверхня плодових тіл, яка у гіменоміцетів несе гіменій — гіменофор — різноманітна за формою, і використовується як одна з систематичних ознак при поділі їх на порядки. Прийнято вважати, що еволюція гіменофору у напрямку збільшення його поверхні певним чином пов'язана з напрямками еволюції класу. За загальноновживаними класифікаціями, до основних морфологічних типів гіменофору належать: гладкий, складчастий, шипастий, комірчастий (дедалієвидний), трубчастий та пластинчастий.

Типи глеби. У гастероміцетів розташування у глебі гіменію є основою для виділення певних морфологічних типів, аналогічних до типам гіменофору. Глебу поділяють на однорідну (базидії розміщуються рівномірно і не утворюють правильного гіменію), лакунарну (у глебі без певного порядку розвиваються порожнини — лакуни, на поверхні яких безладно розташовуються базидії), коралоїдну (центральна частина глеби стерильна і суцільна, до периферії від неї радіально відходять щілиноподібні лакуни, на поверхні яких розташовується правильний одношаровий гіменій), багатошапинкову (глеба має кілька правильно розміщених ізольованих лакун, вкритих одношаровим гіменієм), одношапинкову (глеба має лише одну кільцевидну конусоподібну лакуну і диференційована на плодоносну ніжку — рецептакул, та шапинкоподібну частину, на поверхні якої розвивається гіменій).

Систематика. За молекулярними даними, в межах класу виділяється вісім основних ліній та 14 великих відокремлених молекулярних клад, які

розглядають як порядки. Фенотипічна відокремленість порядків простежується, в першу чергу, за такими ознаками: тип базидії (холо- чи фрагмобазидія; хіастична чи стихічна), наявність перфорацій у парентосом, тип плодового тіла (ангіокарпне чи ні), його консистенція (загниваюче чи ні), тип гіменофору, особливості базидіоспор, еколого-трофічна приналежність, а також деякі додаткові специфічні особливості (наявність телефорової кислоти, щетинок у гіменії, сфероцист, та ін.).

Система фенотипічних ознак, яка відображує родинні зв'язки між порядками, сьогодні зрозуміла недостатньо і лише обмежено узгоджується із класичними морфологічними системами. На молекулярно-філогенетичних деревах порядки групуються парадоксально: самотійними гілками розташовуються Polyporales та Thelephorales. Досить компакту групу утворюють Agaricales, Fistulinales, Lycoperdales та Nidulariales. Близько спорідненими є Boletales та Sclerodermatales. Відокремлену позицію займає Russulales. В одному кластері розташовуються такі морфологічно несхожі порядки як Hymenochaetales, Cantharellales та Phallales. Найвідділенішими від інших базидіоміцетів є Auriculariales та Tremellales. Нижче порядки згруповані за традиційними морфологічними групами згідно з типом базидії – холо- чи фрагмобазидія (з цією ознакою добре корелює консистенція плодового тіла — драглиста вона чи ні). Холобазидіоміцети розділені на гіменоміцети та гастероміцети.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Костіков І. Ю., Джаган В. В., Демченко Е. М., Бойко О. А., Бойко В. Р., Романенко П. О. Ботаніка. Водорості та гриби: Навчальний посібник. — 2-ге видання, переробл. — Київ: Арістей, 2006. — 395 с.
2. Агарикоміцети. [Електронний ресурс]. — Режим доступу: <https://uk.wikipedia.org/wiki/%D0%90%D0%B3%D0%B0%D1%80%D0%B8%D0%BA%D0%BE%D0%BC%D1%96%D1%86%D0%B5%D1%82%D0%B8>

Додаток Е

Основні представники Афілофороїдних гіменоїтетів**Порядок Поліпоральні – *Polyporales***

Плодові тіла гімнокарпні, незагниваючі (однорічні або багаторічні, здерев'янілі, корковидні, або м'ясисті незагниваючі, з гіменофором різних типів); щетинки в гіменофорі відсутні; базидія хіастична, проста (холобазидія); парентосоми з перфораціями; спори гладкі, неамілоїдні, циліндричні. Ксилотрофи та факультативні паразити. Викликають білу або коричневу гниль деревини.

Плодові тіла гімнокарпні, одно- або багаторічні, надзвичайно різноманітні за формою, розмірами та забарвленням – розпростерті (резупінантні), циліндричні, булавовидні, копитовидні, у вигляді шапинки – сидячої, бічної або з ніжкою, шкірясті, м'ясисті, коркуваті, дерев'янисті. Септи доліпорові, з мультиперфорованою парентесою. Гіменофор гладенький, шипастий, зубчастий, лабіринтовидний, складчастий, трубчатий, пластинчастий. Голобазидія. Базидіоспори проростають гіфою. Серед афілофоральних грибів багато їстівних грибів, є неїстівні та отруйні. Численні види – сапротрофи, які розвиваються на відмерлих стовбурах, гілках, листі, спричинюючи їх гниття. Велика кількість видів є дереворуйнівними грибами, які паразитують на стовбурах, гілках, корінні живих дерев, руйнуючи їх і спричиняючи гнилі різних типів.

Polyporaceae: група 1 (*Sparassis*, *Laetiporus*); група 2 (*Fomitopsis*, *Piptoporus*, *Daedalea*, *Trametes* – коричнева гниль, біполярне схрещування); група 3 (*Polyporus*, *Ganoderma*, *Lentinus*, *Lenzites*, *Fomes*, *Irpex* – біла гниль, тетраполярне схрещування, сполучні гіфи)

Вид трутовик сірчано-жовтий – *Laetiporus sulphureus*. Плодові тіла – сидячі, водянисто-м'ясисті оранжеві або сірчано-жовті шапинки, зібрані у великі групи, які розташовуються черепичасто на одній основі. Тканина плодового тіла м'яка, у сухому стані дуже ламка, біла або жовтувата. Гіменофор трубчастий, трубочки короткі, сірчано-жовті. Спори безбарвні. Дуже поширений вид, особливо в дубових лісах. Трутовик сірчано-жовтий є паразитом багатьох листяних дерев, найчастіше розвивається на стовбурах дуба, тополі, верби, акації білої, рідше уражує хвойні дерева. Спричиняє центральну буру деструктивну гниль. Після відмирання дерева продовжує свій розвиток як сапротроф. Молоді плодові тіла гриба їстівні.

Вид піптопор березовий, або губка березова – *Piptoporus betulinus*. Плодові тіла однорічні. Шапинки м'ясисті, м'ясисто-коркові, приплюснuto-копитовидні, подушковидно-опуклі, сидячі або із зачатковою ніжкою. Верхня поверхня шапинки гладенька, з тонкою шкірочкою, жовтувато-коричнева або жовтувато-сіра. Тканина біла, м'якокоркова. Гіменофор трубчастий, трубочки спочатку білі, потім жовтіють, розташовані в один ряд, у старих грибів іноді відділяються від тканини плодового тіла. Спори циліндричні, зігнуті, безбарвні. Губка березова – факультативний паразит. Зростає у листяних та мішаних лісах,

на мертвих та живих стовбурах та гілках берези. Дуже поширений вид. Спричиняє жовто-буру гниль, яка швидко поширюється від периферії стовбура до центру.

Вид трутовик справжній – *Fomes fomentarius*. Це надзвичайно поширений дереворуйнуючий гриб. Міцелій гриба розвивається в середині деревного субстрату, а на поверхні ураженого дерева формуються багаторічні плодові тіла. Оселяючись на живому дереві, трутовик справжній паразитує на ньому, спричинює задуху деревини (або побуріння, підпар з білими смугами, мармур, білу гниль з розтріскуванням). Хвороба, розвиваючись, призводить до загибелі дерева. Деструкція деревини здійснюється за допомогою целюлази та оксидаз.

Після загибелі дерева трутовик справжній продовжує розвиватись на вже мертвій деревині, живлячись при цьому сапротрофно. Плодові тіла трутовика справжнього здерев'янілі, копитовидної форми, однією стороною прикріплюються до субстрату. Здерев'яніла частина – трама, до якої кріпиться гіменофор. Гіменофор трубчастий, розташований на нижньому боці плодового тіла. Щороку, починаючи з весни, минулорічний гіменофор починає вкриватись шаром нових переплечених між собою гіфів, який з часом ущільнюється. В цьому ущільненому шарі нових гіф формується трубчастий гіменофор. Завдяки такому наростанню, на поверхні плодового тіла формуються концентричні зони, за якими, певною мірою, можна судити про вік плодового тіла.

Деяку іншу будову має плодове тіло **трутовика лакованого (*Ganoderma lucidum*)**. Його лискувате плодове тіло плескатої форми кріпиться до субстрату за допомогою добре помітної, досить довгої ніжки, яка може бути боковою, іноді вертикальною, рідко центральною або ексцентричною. Шапинка і ніжка вкриті червоною або темно-бурою, блискучою, ніби лакованою, кіркою. Гіменофор трубчастий. Поверхня трубчастого шару білувата, кремова, потім коричнева, при натискуванні і висиханні буріє. Спори жовто-бурі, яйцевидні або майже овальні, ніби зрізані, з безбарвним овальним виразним придатком, бородавчасті. Трутовик лакований є сапротрофом, розвивається на пнях дуба, ялиці та інших дерев. Зустрічається в природі поодиноким, зрідка. З давніх-давен відомі лікарські властивості цього гриба. Сьогодні *G. lucidum* є одним з основних об'єктів досліджень медичної мікології. Трутовик лакований є рідкісним грибом.

Рід лентин – *Lentinus*. Близький до роду *Pleurotus*, проте легко відрізняється від нього жорстко-м'ясистими, коркуватими, не гниючими, при підсиханні твердіючими плодовими тілами та пластинками з зубчастим краєм. Плодові тіла гіменокарпні. Шапка та ніжка гомогенні, пружні, шкірясто- або корково-м'ясисті, опукло-, плоско або увігнуто-розпростерті, лійковидні, з закругленим краєм. Пластинки спускаються на ніжку або при відсутності ніжки віяловидно розміщені, край пластинок зазубрений. Трама пластинок неправильна. Ніжка ексцентрична, бічна, луската або з кільцевидно розміщеними пластівцями. М'якуш жорсткий, пізніше у більшості видів коркуватий. У деяких видів роду є часткове покривало. Цистиди відсутні. Спорова маса біла. Спори гладенькі, видовжено-еліпсоподібні. Ксилотрофи. Їстівні гриби у молодому стані. Найпоширенішим є лентин тигровий (*L.*

tigrinus), що зростає щільними групами на старих пнях та стовбурах листяних дерев, особливо тополі та верби. Цей гриб їстівний лише у дуже молодому стані.

М'які однорічні плодові тіла **трутовика лускатого (*Polyporus squamosus*)** часто зустрічаються на живих і мертвих стволах дерев широколистяних порід. Шапинки округлі, нирковидні або увігнуто-віялоподібні, з прямою або зігнутою, товстою бічною або ексцентричною ніжкою. Зовні шапинки жовтуваті, з коричневими або темно-бурими, концентрично розташованими лусочками; з тонким, злегка хвилястим, іноді підгорнутим краєм. Тканина спочатку м'ясиста, м'яка, потім жорстко м'ясиста, в сухому стані крихка, біла. Гіменофор трубчастий, трубочки одного кольору з тканиною, спускаються на ніжку, при висиханні буріють або стають коричневі. Спори безбарвні, видовжено еліпсоподібні. Зростає гриб на живих та відмерлих гілках, стовбурах дерев, на пнях. Трутовик лускатий є небезпечним руйнівником деревини, спричиняє інтенсивну білу центральну гниль, деревина розпадається на волокна і пластини. Молоді плодові його тіла можна вживати в їжу.

Вид губка дубова – *Daedalea quercina*. Гриб викликає бурю деструктивну гниль деревини. Трапляється переважно на пенях дуба та на обробленій деревині. Плодові тіла багаторічні, плоскі, напівкруглі або копитовидні, розпростерто-відігнуті або розпростерті, прикріплені боком, часто зібрані черепчастими групами. Зверху плодові тіла горбкуваті, з нечіткими концентричними зонами щорічного наростання, кольору свіжої деревини. Гіменофор лабіринтовидний (у вигляді товстостінних звивистих ходів, що проникають у плодове тіло на глибину 3-5 см). Гіменій поновлюється щороку в тих самих ходах, стінки яких нарастають знизу. Спори еліпсоїдні, біля основи косо загострені, безбарвні. Тканина плодового тіла пружна, корковидна, світло-коричнювата або сірувата, при розрізуванні ножом скрипить (що зумовило народну назву гриба – скрипуха).

Вид лезитес березовий – *Lenzites betulina*. Плодові тіла однорічні, сидячі, черепчасті, іноді зростаються по довжині. Шапинки напівкруглі, половинчасті, прикріплені по всій довжині або центральною дисковидною основою до субстрату. Зовні шапинки повстисто-волосисті, звичайно невиразно зональні, брудно-білі, сірі або буруваті. Тканина плодового тіла шкіряста, при розриві ватоподібна, волокниста, потім жорстка або трохи пружна, біла або палева. Гіменофор виразно пластинчастий. Пластинки розходяться радіально, трохи розгалужені. Спори безбарвні, циліндричні, дещо зігнуті. Зростає гриб на пнях, повалених стовбурах і гілках листяних порід, особливо берези, осики, вільхи. Дуже поширений вид. Спричиняє білу гниль деревини.

Порядок Телефоральні – *Thelephorales*

Плодові тіла гіменокарпні, однорічні незагниваючі (переважно коркоподібної консистенції або м'які, з гладким або шипастим гіменофором); щетинки в гіменофорі відсутні; базидія хіастична, проста (холобазидія); парентосоми з перфораціями; спори темнозабарвлені, орнаментовані, в обрисах кутасті. Утворюють ектотрофну мікоризу. Специфічна особливість - наявність

телефорової кислоти, яка має характерний неприємний запах (*Thelephora*, *Hydnellum*, *Sarcodon*).

Вид телефора наземна – *Thelephora terrestris*. Плодові тіла з ніжкою, м'які, шкірясті, часто розпростерті та розташовуються розетками або піднімаються по субстрату, з відігнутими, черепчастими, лопатевими, розірваними або суцільними білуватими краями. Плодові тіла темно-коричневі, волосисті. Гіменіальний шар гладенький або нерівногорбкуватий. Спори округлі або кутасті, щетинисті, коричневі. Зростає гриб на ґрунті, на трав'янистих рослинах по всій території України.

Порядок Фістулінальні - *Fistulinales*

Плодові тіла гімнокарпні, гіменофор трубчастий, легко відділяється від трами (як у *Boletaceae*), трубочки між собою не зростаються.

Вид печіночниця звичайна – *Fistulina hepatica*. Плодові тіла однорічні, у вигляді бічної, сидячої або з короткою ніжкою шапинки, напівкруглі, язиковидні. Шапинки соковиті, м'ясисті, потім сухуваті, щільні, поодинокі або зростаються основами по 2-5-екземплярів, оранжево-червоні, згодом кров'яно-червоні або пурпурово-м'ясо-червоні, з віком темно-бурі. Тканина плодового тіла соковита (з червонуватим соком), з радіально розташованими світлішими прожилками, кислувата на смак. Спори світло-жовто-рожеві, гладенькі, яйцевидні, біля основи гостро звужені. Гіменофор трубчастий. Трубочки на нижньому боці шапинки вільні (не з'єднані між собою). Зростає печіночниця на живих стовбурах дерев, переважно біля основи старих дубів та каштанів, спричиняє буру гниль деревини, відому під назвою "бурий дуб". В природі зустрічається рідко. В молодому віці гриб їстівний.

Порядок Гіменохетальні – *Hymenochaetales*

Плодові тіла гімнокарпні, однорічні та багаторічні, здерев'янілі або корковидні, не загниваючі, ресупінатні, відігнуті або копитовидні; гіменофор гладкий, складчастий або трубчастий; характерна особливість - наявність у гіменофорі щетинок; парентосоми без перфорацій; плодові тіла забарвлюються розчином КОН;

Порядок Кантареляльні – *Cantharellales*

Плодові тіла гімнокарпні, однорічні, м'ясисті, але незагниваючі; гіменофор гладкий, складчастий (переважно у вигляді пластинок з анастомозами) або шипастий; базидія стихічна, проста (холобазидія); парентосоми з перфораціями; спори гладкі або шипасті. Ектомікоризні гриби. Включає дві провідні родини – лисичкові (*Cantharellaceae*) та рогатикові (*Clavariaceae*), які відрізняються, в першу чергу, за типами гіменофору та формою плодового тіла.

Родина лисичкові, або кантарелові – *Cantharellaceae*
(*Cantharellus*, *Craterellus*, *Clavulina*, *Hydnum*)

Рід лисичка, або кантарел – *Cantharellus*. Яскраво-жовті плодові тіла *C. cibarius* (лисичка жовта або звичайна) можна зустріти в хвойних та мішаних лісах з червня по жовтень. Плодові тіла висотою до 12 см, ніжка суцільна,

розширюється доверху і переходить в шапинку, гладенька, гола. Шапинка до 10 см в діаметрі, щільно м'ясиста, спочатку опукла, з загорнутим краєм, потім майже плеската, згодом воронковидна. Гіменофор складчастий, з чисельними анастомозами, заходить вниз по ніжці. М'якуш щільний, неламкий, має приємний аромат та гострий смак.

Лисичка – один з найвідоміших їстівних грибів, який використовують в свіжому або консервованому вигляді. Цікаво, що м'якуш цих грибів майже ніколи не буває поточений хробаками або іншими безхребетними.

Плодові тіла лисички багаті на вітаміни РР та В₁, мікроелементи Zn, Cu.

Вид кратерел попелясто-сірий – *Craterellus cinereus*. Плодові тіла лійковидні. Шапинка темно-сіра, при підсиханні світлішає, волокнисто-кошлата, в центрі з відкритою порожниною ніжки. Гіменофор складчастий (з пластинковидними анастомозованими складочками), низько спускається по ніжці, сірий. Ніжка кольору шапинки. М'яку з фруктовим запахом. Спори гладенькі, безбарвні. Рідкісний гриб, зростає у лісах, на ґрунті.

Вид гіднум виїмчастий, або їжовик жовтуватий – *Hydnum repandum*. Плодове тіло у вигляді шапки з ніжкою, м'ясисте, в сухому стані крихке. Шапинка опукло або увігнуто-розпростерта, зрідка лійковидна, часто неправильна, гладенька або злегка опушена, біла, кремова, вохряно-жовта, рудувато-коричнева, з рівним або хвилястим краєм. Гіменофор шипастий, трохи спускається на ніжку. Шипи конусовидні, на кінцях загострені, густо розташовані, білі, кремові, жовтуваті, рудуваті. Ніжка центральна або ексцентрична, іноді при основі розширена. Тканина плодового тіла біла, потім кремова або жовтувата. Спори безбарвні, в масі жовтуваті, гладенькі, яйцевидні або кулясті, із сосочком при основі. Гриб їстівний. Зростає на ґрунті у хвойних, листяних та мішаних лісах.

Родина рогатикові, або клаварієві - *Clavariaceae*

Спори шипасті, жовто-коричневі, забарвлюються солями заліза.

Рід рамарія – *Ramaria*. Плодові тіла видів цього роду м'ясисті, дуже розгалужені – кущиковидні, деревовидні, переважно великих розмірів, здебільшого яскраво забарвлені. Гіменофор на всій поверхні плодового тіла гладенький. Ніжка б.-м. диференційована, товста, шкіряста, гладенька або зморшкувата. Тканина плодового тіла волокниста, шкіряста, жорстка або драглиста, ламка. Спори видовжені або широкоовальні, яйцевидні, бородавчасті, шипасті, світло-жовті, вохряні, іржаві, часто з однією краплею олії. Зростають у лісах, на ґрунті або гнилій деревині. Серед видів роду *Ramaria* відомі їстівні гриби, найкращим з них є рамарія гроновидна (*R. botrytis*).

Рід клаварія – *Clavaria*. Плодові тіла видів клаварії прості, поодинокі, частіше групами, іноді тісними (пучком); часто м'ясисті, крихкі, різноманітних кольорів – сірі, рожеві, червонуваті, пурпурові, фіолетові, бурі, рідше жовті. Ніжка здебільшого нечітко відмежована від спороутворюючої частини плодового тіла. Гіменофор гладенький. Спори безбарвні, гладенькі, злегка шорсткі, часто з численними краплями. Зростають переважно на ґрунті, рідше на залишках деревини.

Додаток Ж

Характеристика видів лісового ксиломікокомплексу (трутові та інші дереворуйнівні гриби) за екологічними властивостями, поширенням та перспективністю щодо індикації антропогенного порушення лісових екосистем (за А.Г. Медведєвим [154], В.А. Мухіним [166] з урахуванням наших даних)

Додаток Ж.1

Види, які можуть слугувати індикаторами антропогенної порушеності різної інтенсивності деревостанів дуба та інших листяних лісів

Додаток Ж.1.1

Індикатори сильного пошкодження деревостанів листяних порід

Cerioporus mollis (Sommerf.) Zmitr. & Kovalenko, 2016

Церіопор м'який

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Церіопор (Cerioporus)	

Евритроф 1 порядку, факультативний сапротроф. Росте з вересня до кінця жовтня на сухостійних, живих ослаблених та повалених стовбурах, на пенях, на сухих та опалих гілках дерев листяних, рідко – хвойних порід. Спричиняє білу гниль деревини. Зустрічається в Розтоцько-Опільських Лісах та в Карпатах. Може бути **індикатором сильного антропогенного пошкодження листяних порід дерев.**

Ganoderma applanatum (Pers.) Pat., 1889

Трутовик плоский

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Ганодермові (Ganodermataceae)	
Рід:	Ганодерма (Ganoderma)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Росте на повалених, іноді на живих стовбурах та на пенях дерев переважно листяних, рідко – хвойних порід. Спричиняє білу або жовто-білу гниль деревини. Розповсюджений в Поліссі, Лісостепу, Карпатах та на Прикарпатті. Може бути **індикатором сильного антропогенного пошкодження листяних порід дерев.**

Phellinus robustus (P. Karst.) Bourdot & Galzin, 1925

Фелінус робустус (Трутовик несправжній дубовий)

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Гіменохетові (Hymenochaetales)	
Родина:	Гіменохетові (Hymenochaetaceae)	
Рід:	Трутовики (Phellinus)	

Евритроф 2 порядку. Зустрічається при сильних рекреаційних навантаженнях (вище 3 стадії), є паразитом, добре розвивається на стовбурах живих дерев (найчастіше – дубів). Після першої стадії розвитку гриб поводить себе як сапротроф, зустрічається частіше – групами або поодинокі. Провокує розвиток білої гнилі. Поширений переважно на деревах дуба. Крім того, він може розвиватися на каштані, ліщині, клені, рідше – на акації, вербі та осичі. Зустрічається упродовж всього року, може рости не тільки в лісах, а й серед паркових алей, на прибережних територіях біля ставків. Нами виявлений в Київському Поліссі, у лісах урочища «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу, а також у зелених зонах м. Біла Церква (ур. «Кошик», ур. «Товста») та м. Умань (ур. «Білогрудівська дача»). Може бути **індикатором сильного рекреаційного пошкодження деревостанів дуба та інших листяних порід**.

Schizophyllum commune Fries., 1815

Розщепка звичайна

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Агарикальні (Agaricales)	
Родина:	Схізофілові (Schizophyllaceae)	
Рід:	Схізофіл (Schizophyllum)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Ростає з серпня до листопада в лісах, парках, садах, в житлових зонах, на сухих, повалених, або живих стовбурах дерев листяних порід, на кущах, пенях, на обробленій деревині, скупченими групами. Спричиняє білу гниль. Розповсюджений по всій території України. Нами виявлений в Київському Поліссі, у лісах урочища «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу, а також у зелених зонах м. Біла Церква (ур. «Кошик») та м. Умань (ур. «Білогрудівська дача»). Може бути **індикатором комплексного сильного антропогенного пошкодження листяних деревостанів**.

Stereum hirsutum (Willd.) Pers., 1800

Стереум жорстковолосистий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Руссуальні (Russulales)	
Родина:	Стереумові (Stereaceae)	
Рід:	Стереум (Stereum)	

Евритроф 2 порядку, сапротроф. Ростає з червня до самих морозів на пенях, повалених стовбурах, опалих та сухих гілках дерев листяних порід, переважно на дубах, осиках, березах, іноді на ослаблених живих деревах, черепичастими групами, колоніями. Спричиняє білу гниль деревини. Розповсюджений по всій території України. Нами виявлений у лісах Київського Полісся (ур. «Лиман Ошитки»), навколо озера Ебісу та у зеленій зоні м. Біла Церква (ур. «Кошик»). Може бути **індикатором комплексного сильного антропогенного пошкодження листяних деревостанів**.

Stereum rugosum Pers., 1794

Стереум зморшкуватий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Руссуальні (Russulales)	
Родина:	Стереумові (Stereaceae)	
Рід:	Стереум (Stereum)	

Евритроф 2 порядку, сапротроф. Росте з початку весни до самих морозів на пеньках, опалих гілках, повалених стовбурах, на живих ослаблених стовбурах дерев листяних порід, переважно на дубах. Розповсюджений на Правобережному та Лівобережному Поліссі, в Розтоцько-Опільських Лісах, в Карпатах. Може бути **індикатором комплексного сильного антропогенного пошкодження листяних деревостанів**.

Trametes gibbosa (Pers.) Fr., 1838

Траметес горбатий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Траметес (Trametes)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Росте з літа до пізньої осені на сухостійних та повалених стовбурах, на пеньках дерев листяних порід, переважно на березах, в'язах, буках, грабах, кленах. Спричиняє білу гниль деревини. Старі минулорічні плодові тіла зустрічаються упродовж всього року Розповсюджений по всьому Поліссі та Лісостепу, в Карпатах і на Прикарпатті. Може бути **індикатором сильного антропогенного пошкодження листяних порід дерев**.

Trametes versicolor (L.) Lloyd, 1920

Траметес різнокольоровий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Траметес (Trametes)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Росте з червня до кінця осені на відмерлих стовбурах та пеньках дерев листяних порід, переважно дуба та берези, рідко – на хвойній деревині. Спричиняє інтенсивну волокнисту гниль деревини. Зустрічається по всій території України. Нами виявлений у лісах зеленої зони м. Біла Церква (ур. «Кошик»). Вірогідно, може бути **індикатором сильного пошкодження листяних деревостанів**.

Bjerkandera adusta (Willd.) P. Karst., 1879

Б'єркандера обвуглена

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Мерулієві (Meruliaceae)	
Рід:	Б'єркандера (Bjerkandera)	

Евритроф 1 порядку, сапротроф. Ростає на повалених та сухостійних деревах, іноді на живих пошкоджених стовбурах, на опалих гілках, на пеньках дерев листяних, дуже рідко – хвойних порід. Спричиняє білу гниль деревини середньої інтенсивності. Трапляється на Лівобережному Поліссі, в Західному, Правобережному та Лівобережному Лісостепу. Може бути **індикатором сильного антропогенного пошкодження листяних порід дерев**.

Daedaleopsis tricolor (Bull.) Bondartsev & Singer, 1941

Дедалеопсис триколірний

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Дедалеопсис (Daedaleopsis)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Ростає з травня до пізньої осені на живих, повалених та сухостійних стовбурах, на сухих та опалих гілках дерев листяних порід, переважно на вільхах, черешнях, вишнях, рідше на березах, великими групами. Спричиняє білу гниль деревини. Розповсюджений в Правобережному Лісостепу. Може бути **індикатором сильного антропогенного пошкодження листяних порід дерев**.

Inonotus obliquus (Ach. ex Pers.) Pilát, 1942

Інонот косий, Трутовик косий, Березовий чорний гриб, Чага

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Гіменохетальні (Hymenochaetales)	
Родина:	Гіменохетові (Hymenochaetaceae)	
Рід:	Інонот (Inonotus)	

Евритроф 2 порядку, паразит. Ростає на живих та відмерлих стовбурах дерев листяних порід, переважно берези, вільхи, горобини, ясена. Спричиняє центральну білу стовбурну гниль. Трапляється в Поліссі, Західному Лісостепу, Карпатах та на Прикарпатті. Може бути **індикатором сильного антропогенного пошкодження листяних порід дерев**.

Trichaptum biforme (Fr.) Ryvarden, 1972
Тріхаптус біформе (Тріхаптус двоякий)

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Тріхаптус (Trichaptum)	

Евритроф 2 порядку, сапротроф, росте на сухостійних та повалених стовбурах, на пеньках дерев листяних порід, переважно бука та берези. Спричиняє білу гниль деревини. Нами виявлений в Київському Поліссі, у лісах урочища «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу. Як рідкісний вид, вірогідно, може бути **індикатором всихання березових деревостанів**.

Trametes hirsuta (Wulfen) Pilát, 1939
Траметес жорстковолосистий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Траметес (Trametes)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Росте з червня по жовтень в лісах, на узліссях, на пеньках, повалених та сухостійних стовбурах, на гілках дерев листяних порід, переважно тополі, вільхи, берези, черешні, вишні, осики. Спричиняє білу гниль деревини. Поширений по всій території України. Нами виявлений у лісах зеленої зони м. Біла Церква (ур. «Товста»). Може бути **індикатором сильного антропогенного пошкодження листяних порід дерев**.

Додаток Ж.1.2

Індикатори середнього пошкодження деревостанів листяних порід

Hapalopilus rutilans (Pers.) Murrill, 1904
Гапалопіл червонуватий, трутовик червонуватий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Фанерохетові (Phanerochaetaceae)	
Рід:	Гапалопіл (Hapalopilus)	

Евритроф 1 порядку, факультативний сапротроф. Росте з червня до вересня на опалих гілках, іноді на повалених стовбурах дерев листяних (переважно дуба, граба, берези), рідко – на хвойних. Спричиняє білу волокнисту гниль деревини. Розповсюджений на Правобережному Поліссі, Правобережному Лісостепу, в Розтоцько-Опільських Лісах. Нами виявлений у лісах зеленої зони м. Умань (ур.

«Білогрудівська дача»). Може бути **індикатором помірного антропогенного пошкодження листяних порід дерев.**

Lenzites betulina (L.) Fr., 1838

Лензітес березовий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)
Рід:	Лензітес (Lenzites)



Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф, космополіт. Ростає на повалених стовбурах, пенях, на сухих та опалих гілках дерев листяних порід, переважно на березах, грабах, вільхах, осиках. Спричиняє білу гниль деревини. Розповсюджений в Поліссі, Лісостепу, в Карпатах та на Прикарпатті. Нами виявлений на березі повислій в Київському Поліссі, у лісах урочища «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу. Може бути **індикатором середнього антропогенного пошкодження березових та інших листяних порід дерев.**

Lentinus brumalis (Pers.) Zmitr., 2010

Трутовик зимовий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)
Рід:	Лентин (Lentinus)



Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Ростає ранньою весною та пізньою осінню на коренях, стовбурах та опалих гілках дерев листяних порід, переважно на березах, вільхах, вербах, на гниючій деревині зануреній в ґрунт, поодинокі та групами. Трапляється на Західному та Правобережному Поліссі, Лісостепу, в Розтоцько-Опільських Лісах, у Карпатах та на Прикарпатті. Може бути **індикатором помірного антропогенного пошкодження листяних порід дерев.**

Piptoporus betulinus (Bull.) P. Karst, 1881

Піптопорус бетулінус (Трутовик березовий)

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)
Рід:	Фавол (Favolus)



Стенотроф, паразит, росте одинично або невеликими групами на мертвій березовій деревині, на ослаблених і середньо пошкоджених деревах. Грибниця всередині дерева викликає гниль червоного кольору, яка швидко розвивається й спричиняє швидке руйнування деревини. Рідкісний вид. Нами виявлений в Київському Поліссі, в урочищі «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу та в зеленій зоні м. Біла Церква (ур. «Товста»). Вірогідно, може бути **індикатором слабкого і середнього пошкодження берези**.

Trametes pubescens Schumach. Pilat, 1939

Траметес рубесценс (Траметес пухнастий)

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Траметес (Trametes)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Росте з червня по жовтень на пенях, відмерлих стовбурах та гілках дерев листяних порід, переважно берези, вільхи, дуба, бука, рідко на осіці. Спричиняє інтенсивну білу гниль деревини. Зустрічається на Прикарпатті, на Правобережному Поліссі, в Лівобережному Лісостепу. Нами виявлений в Київському Поліссі, в урочищі «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу та в зеленій зоні м. Біла Церква (ур. «Товста»). Вірогідно, може бути **індикатором середнього пошкодження березових, вільхових деревостанів**.

Trametes suaveolens (L.) Fr., 1838

Траметес духмяний

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Траметес (Trametes)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Росте з літа до пізньої осені на живих та відмерлих стовбурах листяних порід, переважно на вербах, осиках, тополях. Спричиняє інтенсивну білу гниль деревини. Розповсюджений по всій території України. Вірогідно, може бути **індикатором середнього пошкодження листяних деревостанів**.

Cerrena unicolor (Bull.) Murrill, 1903

Церена одноколірна

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Церена (Cerrena)	

Евритроф 1 порядку, факультативний сапротроф. Рoste на сухих та повалених стовбурах, на пеньках дерев листяних порід, переважно на березах, вільхах, осиках, дуже рідко на хвойних. Спричиняє інтенсивну білувату гниль деревини. Сухі плодові тіла зустрічаються весною наступного року. Розповсюджений на Правобережному Поліссі, в Західному Лісостепу, в Карпатах та на Прикарпатті. Може бути **індикатором помірного антропогенного пошкодження листяних порід дерев.**

Irpex lacteus (Fr.) Fr., 1828

Ірпекс молочно-білий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Фанерохетові (Phanerochaetaceae)	
Рід:	Ірпекс (Irpex)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф, космополіт. Рoste на повалених стовбурах та на відмерлих гілках дерев листяних порід, переважно на черешнях, рідко на хвойних деревах. Спричиняє білу гниль. Трапляється на Лівобережному Поліссі, Західному, Правобережному і Лівобережному Лісостепу. Нами виявлений в лісах зеленої зони м. Біла Церква (ур. «Товста»). **Індикатор помірного антропогенного пошкодження листяних порід дерев.**

Додаток Ж.1.3

Індикатори слабого пошкодження деревостанів листяних порід

Cerioporus varius (Pers.) Zmitr. & Kovalenko, 2016

Трутовик мінливий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Церіопор (Cerioporus)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Рoste з кінця червня до жовтня в лісах, парках, садах, на пеньках та стовбурах повалених, рідше живих дерев листяних порід, переважно на березах, вербах, вільхах, дубах, липах. Спричиняє білу гниль деревини. Зустрічається на Правобережному Поліссі та в Карпатах. Може бути **індикатором слабого антропогенного пошкодження листяних порід дерев.**

Fistulina hepatica (Schaeff.) ex Fr., 1792

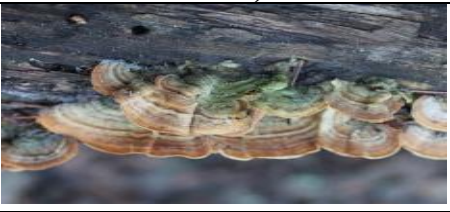
Фістуліна гепатіка (Печіночниця звичайна)

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Агарикальні (Agaricales)	
Родина:	Печіночні (Fistulinaceae)	
Рід:	Печіночниця (Fistulina)	

Стенотроф, паразит, іноді зустрічається на живих дубах, переважно на ослаблених, дуплистих деревах. Утворює буру гниль. Нами виявлений в Київському Поліссі, в урочищі «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу. Може бути **індикатором слабого рекреаційного пошкодження деревостанів дуба**.

Stereum subtomentosus Pouzar, 1959

Стереум субтоментосус (Стереум ніжноповстяний)

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Руссуальні (Russulales)	
Родина:	Стереумові (Stereaceae)	
Рід:	Стереум (Stereum)	

Евритроф 2 порядку, сапротроф. Ростає з літа до самих морозів (у м'яку зиму – упродовж всього року) на пенях, сухих гілках, на повалених та сухостійних стовбурах дерев листяних порід, переважно на дубах, буках, грабах, ясенях, березах, вільхах, вербах, кленах. Трапляється у помірних широтах. Нами виявлений в Київському Поліссі, у лісах урочища «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу та в зеленій зоні м. Біла Церква (ур. «Кошик»). Вірогідно, може бути **індикатором слабого пошкодження березових та інших листяних деревостанів**.

Додаток Ж.2

Потенційні індикатори антропогенного пошкодження хвойних лісів

Додаток Ж.2.1

Індикатори сильного пошкодження деревостанів хвойних порід

Sidera lenis (P. Karst.) Miettinen, 2011

Сідера ніжна

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Гіменохетальні (Hymenochaetales)	
Родина:	Рікінеллові (Rickenellaceae)	
Рід:	Сідера (Sidera)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Ростає на повалених стовбурах та на пенях переважно хвойних дерев, особливо на обробленій деревині. Зустрічається в Карпатах. Може бути **індикатором сильного антропогенного пошкодження хвойних порід дерев**.

Thelephora terrestris Ehrh., Pl. Crypt. Linn. Exsicc, 1787

Телефора терестріс (Телефора звичайна)

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Телефоральні (Thelephorales)	
Родина:	Телефорові (Thelephoraceae)	
Рід:	Телефора (Thelephora)	

Евритроф 2 порядку, росте в листяних, хвойних та змішаних лісах, на ґрунті або на рослинних чи деревних залишках, на хвойній підстилці, іноді на пеньках. Поодинокі та групами, утворює мікоризу з соснами та ялинами. Розповсюджений на Правобережному та Лівобережному Поліссі, в Правобережному та Лівобережному Лісостепу. Нами виявлений в Київському Поліссі, у лісах урочища «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу. Вірогідно, може бути **індикатором сильного пошкодження соснових лісів**.

Trichaptum abietinum (Pers. ex J.F. Gmel.) Ryvarden, 1972

Тріхаптум ялицевий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Тріхаптум (Trichaptum)	

Евритроф 2 порядку, сапрофіт. Росте з липня до кінця осені в хвойних лісах (ялицевих та ялинових), на повалених стовбурах, на сухих та опалих гілках дерев. Спричиняє інтенсивну білу гниль деревини. Розповсюджений на Правобережному Поліссі, в Карпатах. Може бути **індикатором сильного пошкодження хвойних деревостанів**.

Trichaptum fuscoviolaceum (Ehrenb.) Ryvarden, 1972

Тріхаптум буро-фіолетовий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Тріхаптум (Trichaptum)	

Евритроф 2 порядку, облигантний сапротроф. Росте з липня до пізньої осені в хвойних та мішаних лісах, на стовбурах та опалих гілках дерев хвойних порід, переважно на соснах, ялинах, іноді на обробленій деревині. Спричиняє бруру гниль деревини. Розповсюджений на Західному та Правобережному Поліссі. Нами виявлений в Київському Поліссі, у лісах урочища «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу. Може бути **індикатором сильного пошкодження хвойних деревостанів**.

Додаток Ж.2.2

Індикатори середнього пошкодження деревостанів хвойних порід

Antrodia serialis (Fr.) Donk, 1966

Неоантродія рядова

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Фомітопсисові (Fomitopsidaceae)	
Рід:	Неоантродія (Neoantrodia)	

Евритроф 1 порядку, сапротроф. Трапляється в хвойних та змішаних лісах, на сухостійних та повалених стовбурах, на пеньках дерев хвойних порід, на обробленій деревині, на будівлях та спорудах. Спричиняє буру гниль деревини. Розповсюджений в Поліссі та Карпатах. Може бути **індикатором помірного антропогенного пошкодження хвойних дерев.**

Gloeophyllum sepiarium (Wulfen) P. Karst., 1882

Паркановий гриб

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Глеофілальні (Gloeophyllales)	
Родина:	Глеофілові (Gloeophyllaceae)	
Рід:	Глеофіл (Gloeophyllum)	

Евритроф 2 порядку, факультативний сапротроф. Ростає упродовж всього року в хвойних та мішаних лісах, на сухостійних та повалених стовбурах, на сухих та опалих гілках хвойних дерев, переважно сосни, часто на обробленій деревині, на будівлях та спорудах, на парканах. Спричиняє буру деструктивну гниль деревини. Розповсюджений на Західному та Правобережному Поліссі, Правобережному Лісостепу, Розтоцько-Опільських Лісах, в Карпатах та на Прикарпатті. Може бути **індикатором середнього антропогенного пошкодження хвойних порід дерев.**

Fomitopsis pinicola (Sw.) P. Karst., 1881

Фомітопсис пікола (Трутовик облямований)

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Фомітопсисові (Fomitopsidaceae)	
Рід:	Фомітопсис (Fomitopsis)	

Евритроф 1 порядку, паразит. Трапляється упродовж всього року в ранах живих ослаблених хвойних (переважно на ялинах, соснах), або на мертвих (повалених та сухостійних) стовбурах, на пеньках. У стиглих лісах гриб викликає значні втрати деревини хвойних порід. Рідше поширений на листяних породах – березах, буках, вільхах, на обробленій деревині, на дерев'яних конструкціях. Спричиняє інтенсивну буру гниль деревини. Розповсюджений по всій території України. Нами виявлений на березі повислій в Київському Поліссі, у лісах урочища «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу. Вірогідно, може бути **індикатором пошкодження соснових лісів, зменшення зімкненості лісового полог.**

Postia fragilis (Fr.) Jülich, 1982

Постія ламка

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Фомітопсисові (Fomitopsidaceae)	
Рід:	Постія (Postia)	

Евритроф 2 порядку, облігантний сапротроф. Росте на повалених стовбурах, на опалих гілках, на пеньках дерев хвойних порід. Спричиняє інтенсивну буру гниль деревини. Трапляється на Правобережному Поліссі та в Карпатах. Може бути **індикатором середнього антропогенного пошкодження хвойних порід дерев.**

Додаток Ж.З

Індикатори механічного пошкодження дерев листяних порід, зрідження деревостанів, їх фрагментації, утворення галявин

Laetiporus sulphureus (Bull.) Murrill, 1920

Трутовик сірчано-жовтий

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Фомітопсисові (Fomitopsidaceae)	
Рід:	Летипор (Laetiporus)	

Евритроф 2 порядку, паразит. Росте черепичастими групами з середини травня до кінця літа в листяних та змішаних лісах, в садах та парках, на повалених стовбурах, на пеньках; паразитує на живих стовбурах дерев листяних, переважно на дубах, вербах, черешнях, акаціях; рідко на хвойних – на ялині. Спричиняє інтенсивну центральну буру деструктивну гниль деревини. Трапляється по всій території України. Нами виявлений у лісах Київського Полісся (ур. «Лиман Ошитки»), навколо озера Ебісу та у зеленій зоні м. Біла Церква (ур. «Кошик», ур. «Товста»). **Індикатор механічного пошкодження дерев.**

Fomes fomentarius (L.) Fr., 1849

Фомес фоментаріус (Трутовик справжній)

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Поліпоральні (Polyporales)	
Родина:	Поліпорові (Polyporaceae)	
Рід:	Фомес (Fomes)	

Евритроф 2 порядку, сапрофит, паразит. Росте поодинокі та групами з весни до пізньої осені в лісах, парках. Трапляється на живих і мертвих деревах листяних, частіше на березах, буках, осиках, вільхах, дубах (рідше на ялицях), а також на деревині, що помирає, і на пеньках. Живі дерева заражаються цим грибом через надломи на гілках, зарубини на стовбурах, корі. Спричиняє інтенсивну спочатку білу, пізніше мармурову гниль деревини, призводить до загибелі дерев. Розповсюджений по всій території України. Нами виявлений у лісах Київського Полісся (ур. «Лиман Ошитки»), навколо озера Ебісу та у зеленій зоні м. Біла Церква (ур. «Товста»). Вірогідно, може бути **індикатором рекреаційних змін лісів, механічного пошкодження дерев листяних порід.**

Phellinus igniarius (L.) Quél., 1886

Трутовик несправжній

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Гіменохетальні (Hymenochaetales)	
Родина:	Гіменохетові (Hymenochaetaceae)	
Рід:	Фелін (Phellinus)	

Евритроф 2 порядку, паразит, космополіт. Росте переважно на живих стовбурах верби, берези, рідше на стовбурах вільхи, бука, ясена. Спричиняє інтенсивну жовтувату гниль деревини, призводить до загибелі дерев. Трапляється по всій території України. Нами виявлений у зеленій зоні м. Біла Церква (ур. «Товста»). Може бути **індикатором сильного антропогенного пошкодження листяних дерев, а також гальмування їх росту через заболоченість біотопа.**

Leccinum scabrum (Bull.) P. Karst, 1821

Лецінум скабрум (Підберезовик звичайний)

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Болетальні (Boletales)	
Родина:	Болетові (Boletaceae)	
Рід:	Бабка (Leccinum)	

Типовий європейський вид, евритроф 2 порядку, ектомікоризний, сапротроф. Росте з травня до жовтня в листяних та мішаних лісах з осикою та березою, на узліссях, на сонячних галявинах. Трапляється в траві та на ґрунті, невеликими групами. Розповсюджений по всій території України. Нами виявлений в Київському Поліссі (ур. «Лиман Ошитки»), навколо озера Ебісу. Може бути **індикатором зрідження деревостанів, їх фрагментації, утворення галявин.**

Paxillus involutus (Batsch) Fr., 1838

Паксілуc інволутус (Свинуха тонка)

Відділ:	Базидіомікотові (Basidiomycota)	
Клас:	Агарикоміцети (Agaricomycetes)	
Порядок:	Болетальні (Boletales)	
Родина:	Свинухові (Paxillaceae)	
Рід:	Свинуха (Paxillus)	

Евритроф 2 порядку, сапротроф. Гриб росте в лісах різного типу, найчастіше у вологих, тінистих місцях, іноді на стовбурах дерев, за що віднесений до ксилотрофів. Нами виявлений в Київському Поліссі, у лісах урочища «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу. Може бути **індикатором освітлення та ксерофітізації умов лісу.**

Додаток 3

Індикатори трав'яного покриву групи типів лісу, які формуються у типі лісорослинних умов «свіжа діброва» та поширені на об'єктах дослідження

Свіжа ясенєво-липова діброва (D_2 -яс-лД): яглиця звичайна, зірочник лісовий, медунка темна, просянка розлога, підмаренник запашний [1].

Свіжа кленово-липова діброва* (D_2 -кл-лД): зірочник лісовий, осока волосиста, підмаренник запашний, копитняк європейський, розхідник плющоподібний, чина весняна, фіалка Рейхенбаха, чистець лісовий [1].

Свіжа кленово-липова діброва (D_2 -кл-лД):** осока волосиста, зірочник ланцетолистий, підмаренник чіпкий, копитняк європейський, розхідник звичайний, чина весняна, фіалка лісова, фіалка дивна, гравілат міський, чистець лісовий, купина лікарська, мишачий горошок, медунка неясна, конвалія, яглиця звичайна, маренка запашна [1].

Свіжа берестово-ясенева діброва (D_2 -бр-клД): ожина, борщівник сибірський, фіалка дивна, гравілат міський, розхідник звичайний, тонконіг звичайний, буги́ла лісова, серпій увінчаний, вербозілля лучне, підмаренник чіпкий і мареновидний та ін. [1].

Свіжа грабова діброва (D_2 -гД): зірочник лісовий, копитняк, зеленчук, печіночниця звичайна, медунка темна, осока волосиста і пальчата, фіалка дивна, купина багатоквіткова, маренка запашна, розхідник звичайний, грястиця збірна, гравілат міський, підмаренник проміжний та ін. [2].

Свіжа ясенєво-липова діброва (D_2 -яс-лД): яглиця звичайна, зірочник ланцетолистий, осока волосиста, маренка запашна, розхідник звичайний, купина багатоквіткова, кропива дводомна, гравілат міський, фіалка лісова, медунка неясна, просянка розлога, чистець лісовий, згубниця бульбиста, герань Робертова, конвалія та ін. [2].

Перелік джерел

1. Типологія лісу: Навч. посібник / [Г.І. Васенков, І.Д. Іванюк, Я.І. Макарчук, О.О. Орлов]; під ред. Г.І. Васенкова. Житомир: «Полісся», 2013. 244 с.
2. Остапенко Б.Ф., Ткач В.П. Лісова типологія: Навч. посібник. Ч. 2. Харків: Харк. держ. аграр. ун-т, 2002. 204 с.

Додаток И

Характеристика вибраних для дослідження рекреаційно-оздоровчих і захисних лісових насаджень урочища «Товста» зеленої зони м. Біла Церква

ПП1-секція А. Лінійна захисна лісосмуга розміщена справа від залізниці, зліва від автошляху. Склад середньовікового деревостану 10Дз, узлісся непродувне, щільне. Ширина 11-рядної лісосмуги – 20 м. Схема розміщення дерев у культурі 2 х 0,7 м. Схема розміщення рядів: Ак_ж-Дз-Ак_ж-Дз-Ак_ж-Дз-Ак_ж-Дз-Ак_ж-Дз-Ак_ж; міжряддя – 2 м. Між рядами дуба звичайного у затінку густого намету майже не збереглася акація жовта, що була у підліску. Сума перетинів стовбурів (G – за призмою Анучина) у смузі деревостану біля автомобільної дороги становить 22 м²/га, у протилежній смузі, біля залізниці – G = 14 м²/га.

ПП1-секція В. Справа від автошляху – 30-рядна лісосмуга лінійної конфігурації. Це середньовіковий мішаний деревостан дуба звичайного складом порід 3Дз3Акб2Вл1Яз1Клг. Розміщення ПП: широта – 49°50'42"N (49.845075), довгота – 30°4'40"E (30.077725). Лісосмуга непродувна, має ширину 67 м, узлісся щільне. Середня висота деревостану (з боку залізничних колій) – 19,7 м. Середня висота лісосмуги (з боку фастівського шосе) – 17,8 м. Схема розміщення дерев в культурі 2 м х 0,7 м. Схема розміщення рядів від узлісся всередину лісового масиву: Ак_б+Дз-Дз-Ак_б+Дз-2рДз+2рВ_л-2рАк_б-Дз-В_л-Яз+Ак_б-Дз-2рВ_л-Ак_б+Яз+К_я-Ак_б+Дз-В_л-Ак_б+Яз-Дз-В_л-Ак_ж; міжряддя – 3 м. Сумарний показник G дерев першого ярусу становить 17 м²/га, густота – 2700 шт./га. Зімкнутість деревного намету (ЗДН) – 0,86.

ПП2 – захисне насадження урочища «Товста» у смузі відведення залізниці; рекреація). Розміщення ПП: широта – 49°50'42"N (49.845046), довгота – 30°4'43"E (30.07874). Склад порід I ярусу 3Акб2Яз2Клг2Глз1Вл. Схема розміщення дерев в культурі 3 м х 0,7 м, розміщення рядів та порід у рядах: Акб;Вл;Яз–Дз–Акб;Кл–Дз–Акб;Вл;Яз–Дз–Акб;Кл–Дз–Акб;Вл;Яз–Дз–Акб;Клг. Повнота деревостану нерівномірна: G першого ярусу на різних узліссях змінюється від 17 (біля автошляху) до 26 м²/га (біля залізничних колій). Підріст складом 3Вл3Дз2Яз2Клг, в якому поширені: дуб звичайний та ясен зелений висотою від 0,6 до 2,7 м; клен гостролистий h = 0,9–4,2 м; найбільше розвинутий в'яз листуватий h = 3–12 м. Самосів дуба – подекуди, неблагонадійний, h = 22 см.

ПП3(1–Рк) – захисне насадження; самовільна забудова узлісся лісового масиву у смузі до 20 м). Розміщення ПП: широта – 49°51'8.24"N (49.85229), довгота – 30°4'26.01"E (30.073892); 0,02 км до господарських приміщень, 0,06 км до житлових будинків, 0,15 км від залізничних колій. Кленово-дубове (9Дз1Клг) середньовікове насадження, зімкнутість намету 0,93. Характеристика головної, лісоутворювальної породи дуба звичайного (Дз): сума перетинів стовбурів (G) – 25 м²/га, густота (N) – 333,3 шт./га. В едифікаторному ярусі домінує дуб звичайний. У другому ярусі та у підрості: в'яз гладкий (*Ulmus laevis* Pall) (діаметр (D) = 5,1 см, висота (H) = 5,6 м; густота 322,0 шт./га; клен гостролистий (D = 6,8 см; H = 5,5 м; N = 88,9 шт./га), клен ясенелистий (*Acer negundo* L.) (D =

5,9 см, Н = 5,4 м; N = 111,1 шт./га). Сумарна (I+II яруси) густота деревостану – 1044 шт./га.

У підліску: черемха звичайна (*Prunus padus* L.; синонім – *Padus avium* Mill.) (D = 6 см, Н = 4,2 м; N = 16,7 шт./га), шовковиця чорна (*Morus nigra* L.) (D = 18 см, Н = 12,6 м; N = 12,3 шт./га). Природне поновлення: дуб звичайний – 4,1 тис. шт./га, в'яз гладкий – 3,7, клен гостролистий – 3,2 тис. шт./га.

ПП4(2–Рк) – нерегульована рекреація і збір березового соку. Розміщення ПП: широта – 49°51'10.61"N (49.852946), довгота – 30°4'12.82"E (30.070228); 0,24 км до житлових будинків 0,17 км від залізничних колій. Дубово-березове середньовікове (78 років) насадження складом 9Бп1Дз, зімкнутість намету 0,72, густота деревостану – 191,7 шт./га; G берези – 23 м²/га. У підрості: в'яз гладкий (D = 10,2 см; Н = 9,8 м; N = 75,0 шт./га), клен гостролистий (D = 11,5 см; Н = 11,9 м; N = 116,7 шт./га). У підліску: черемха звичайна (D = 6 см, Н = 4,2 м; N = 16,7 шт./га), ліщина звичайна (*Corylus avellana* L.; D = 10 см, Н = 10,5 м; N = 6,7 шт./га). Природне поновлення: ясен зелений (*Fraxinus viridis* Michx.) – 4,8 тис. шт./га, гіркокаштан звичайний (*Aesculus hippocastanum* L.) – 1,6, клен гостролистий – 2,4 тис. шт./га. У самосіві висотою 1–1,5 м домінує клен гостролистий, поодинокі трапляються в'яз та дуба до 0,3 м.

ПП5(3–Рк) – засмічення побутовим сміттям, самовільне сміттєзвалище. Розміщення ПП: широта – 49°51'25.56"N (49.857101), довгота – 30°3'39.14"E (30.060872); від житлових будинків с. Володимирівка – 0,25 км. Липово-дубове середньовікове насадження 8Дз2Лд, зімкнутість деревного намету 0,83 (Дз – N = 277,8 шт./га, G = 12 м²/га; Лд – N = 100,0 шт./га, G = 10 м²/га). У другому ярусі: в'яз гладкий (D = 4,1 см; Н = 4,3 м; N = 233,3 шт./га). У підліску: черемха звичайна (D = 6 см; Н = 4,2 м; N = 16,7 шт./га), клен татарський (*Acer tataricus* L.) (D = 22 см; Н = 7,3 м; N = 16,7 шт./га), бузина чорна (*Sambucus nigra* L.) (D = 3 см; Н = 2,6 м; N = 50,0 шт./га). Природне поновлення: дуб звичайний – 8,1, в'яз гладкий – 2,3 тис. шт./га

ПП6(4–Рк) – нерегульована рекреація. Розміщення ПП: широта – 49°51'20.06"N (49.855572), довгота – 30°3'49.94"E (30.063873); 150 м від засміченого узлісся з боку с. Володимирівка. Продуктивне насадження доброго стану із інтродукованого виду – бархату амурського (*Phellodendron amurense* Rupr.). Деревостан: кладом 10Брха+Дзв, D = 34,8 см, Н = 24,3 м, G = 19 м²/га; N = 765 (ΣN = 945 шт./га). Зімкнутість деревного намету – 0,81.

У підрості (Н = 1,5–13,8 м) ростуть: клен гостролистий (d = 2,3 см; h = 3,1 м), липа дрібнолиста (*Tilia cordata* Mill.) (d = 12,2 см; h = 13,7 м), рідше – дуб звичайний, ясен звичайний (*Fraxinus excelsior* L.), клен ясенелистий, в'яз гладкий (d = 9,1 см; h = 7,8 м). У підліску (Н = 2,2–3,8 м) – черемха звичайна (h = 2,1–3,8 м), ліщина звичайна (h = 2,4–3,7 м).

Додаток К

Таблиця К.1

Статистична характеристика площі (S) та висоти розміщення (R) ран механічного пошкодження стовбурів дерев в урочищі «Білогрудівська Дача»*

№№ облікових дерев	S, м ²	R, м	№№ облікових дерев	S, м ²	R, м
Ділянки лісу навколо спортивного майданчика					
Інтенсивний вплив (зона 0–20 м), 7Дз2Лпд1Клг+Чз од.Акб, ПП1-С1, W=450, N=84			Середній вплив, (зона 21–40 м), 7Дз2Лпд1Клг ПП1-С2, W=450, N=67		
1	0,02	0,9	1	0,02	1,7
2	0,02	0,3	2	0,06	1,5
3	0,02	0,7	3	0,11	0,4
4	0,04	1,1	4	0,18	0,8
5	0,04	0,9	5	0,24	0,7
6	0,08	0,5	6	0,24	1,1
7	0,15	1,7	7	0,5	0,3
8	0,2	0,6	8	0,08	1,3
9	0,24	1,1	9	0,75	1,1
10	0,27	1,4			
11	0,43	2,1			
12	0,62	1,4			
13	0,81	2,1			
Середнє	0,23	1,14	Середнє	0,24	0,99
НІР ₀₅	0,16	0,36	НІР ₀₅	0,19	0,39
Max	0,81	2,1	Max	0,75	1,7
Min	0,02	0,3	Min	0,02	0,3
Ділянки лісу навколо пікнікових полян та пройдені рубкою					
Середній вплив (пікнікові поляни 10х15 м; 18х15 м), 10Дз, ПП2-2, W=900, N=71			Середній вплив (ліс з рубкою догляду), 10Дз, ПП2-3, W=900, N=69		
1	0,06	0,9	1	0,04	1,4
2	0,07	1,1	2	0,1	1,1
3	0,14	1,1	3	0,2	1,5
4	0,15	0,9	4	0,35	1,3
5	0,16	1,1			
6	0,3	1,8			
7	0,42	1,8			
Середнє	0,19	1,24	Середнє	0,17	1,33
НІР ₀₅	0,14	0,41	НІР ₀₅	0,25	0,31
Max	0,42	1,8	Max	0,35	1,5
Min	0,06	0,9	Min	0,04	1,1

* **Примітка:** W – площа секції пробної площі, м²; N – кількість обстежених дерев, шт.

Навколо спортивного майданчика (ПП1-1; турнік, бруси, тощо) внаслідок інтенсивного впливу рекреантів із 84 обстежених дерев (дуб звичайний, липа серцелиста) 15,5% пошкоджено (вірогідно, сокирою), сумарна площа ран на секції (30х15м) – 4,13 м²; кострища загальною площею 14,8 м² (164,4 м²/га), стежка шириною 0,7 м. З віддаленням понад 20 м (ПП1-2) пошкодження стає середнім, із 67 дерев лише 13,4% мають рани: дуб звичайний, клен гостролистий, липа серцелиста. Навколо пікнікових полян схема лісових культур: в ряду 0,7 м, між рядами 2,5 м. Із 71 дерева 9,9% пошкоджені: дуб звичайний, черешня, звичайна, клен польовий, глід. Сумарна площа ран на секції (ПП=30х30 м) – 1,3 м². На пройденій рубкою ділянці із 69 дерев пошкоджено 5,8% загальною площею на секції лише 0,69 м².

**Біоморфологічна характеристика трав'яного покриву урочища «Товста»
у досліджуваних деревостанах ПП1 – ПП6**

№ з/п	№ ПП	Вид	Рід	Родина	Порядок	Клас	Відділ
1	1,2,3,5,6	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	<i>Ambrosia</i>	<i>Asteraceae</i>	<i>Asterales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
2	1,3,4,6	<i>Aegopodium podagraria</i> L.	<i>Aegopodium</i>	<i>Apiaceae</i>	<i>Apiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
3	2,3,4,6	<i>Achillea millefolium</i> L.	<i>Achillea</i>	<i>Asteraceae</i>	<i>Asterales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
4	1,3,5,6	<i>Anemone nemorosa</i> L.	<i>Anemone</i>	<i>Ranunculaceae</i>	<i>Ranunculales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
5	2-6	<i>Asarum europaeum</i> L.	<i>Asarum</i>	<i>Aristolochiaceae</i>	<i>Aristolochiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
6	3-6	<i>Anthriscus sylvestris</i> L.	<i>Anthriscus</i>	<i>Apiaceae</i>	<i>Araliales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
7	3-5	<i>Arctium lappa</i> L.	<i>Arctium</i>	<i>Asteraceae</i>	<i>Asterales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
8	1-4	<i>Betonica officinalis</i> L.	<i>Betonica</i>	<i>Lamiaceae</i>	<i>Lamiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
9	1-6	<i>Bromopsis inermis</i> (Leyss.) Holub	<i>Bromopsis</i>	<i>Poaceae</i>	<i>Poales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
10	2,4,5	<i>Campanula persicifolia</i> L.	<i>Campanula</i>	<i>Campanulaceae</i>	<i>Campanulales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
11	1,3,4,5,6	<i>Carex pilosa</i> Scop.	<i>Carex</i>	<i>Cyperaceae</i>	<i>Cyperales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
12	1-6	<i>Chelidonium majus</i> L.	<i>Chelidonium</i>	<i>Papaveraceae</i>	<i>Papaverales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
13	2-5	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten	<i>Cirsium</i>	<i>Asteraceae</i>	<i>Asterales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
14	2,3	<i>Corydalis solida</i> (L.) Clairv.	<i>Corydalis</i>	<i>Fumariaceae</i>	<i>Papaverales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
15	1-6	<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Dactylis</i>	<i>Poaceae</i>	<i>Poales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
16	3-5	<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	<i>Dryopteris</i>	<i>Dryopteridaceae</i>	<i>Blechnales</i>	<i>Polypodiopsida</i>	<i>Polypodiophyta</i>
17	2,5	<i>Erigeron canadensis</i> L.	<i>Erigeron</i>	<i>Asteraceae</i>	<i>Asterales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
18	2-6	<i>Festuca gigantea</i> L.	<i>Festuca</i>	<i>Poaceae</i>	<i>Poales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
19	2-6	<i>Geranium robertianum</i> L.	<i>Geranium</i>	<i>Geraniaceae</i>	<i>Geraniales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
20	1,3,4,6	<i>Geranium pratense</i> L.	<i>Geranium</i>	<i>Geraniaceae</i>	<i>Geraniales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>

Продовження таблиці Л.1

21	3,4,5	<i>Geranium sylvaticum</i> L.	<i>Geranium</i>	<i>Geraniaceae</i>	<i>Geraniales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
22	3	<i>Galanthus nivalis</i> L.	<i>Galanthus</i>	<i>Amaryllidaceae</i>	<i>Amaryllidales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
23	1-6	<i>Geum urbanum</i> L.	<i>Geum</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
24	2-5	<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop	<i>Galium</i>	<i>Rubiaceae</i>	<i>Rubiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
25	1-4	<i>Galeobdolon luteum</i> Huds.	<i>Galeobdolon</i>	<i>Lamiaceae</i>	<i>Lamiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
26	2,5,6	<i>Glechoma hederacea</i> L.	<i>Glechoma</i>	<i>Lamiaceae</i>	<i>Lamiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
27	2,3,4,5	<i>Hypericum perforatum</i> L.	<i>Hypericum</i>	<i>Hypericaceae</i>	<i>Hypericales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
28	1-6	<i>Impatiens parviflora</i> L.	<i>Impatiens</i>	<i>Balsaminaceae</i>	<i>Balsaminales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
29	1, 5, 6	<i>Malva sylvestris</i> L.	<i>Malva</i>	<i>Malvaceae</i>	<i>Malvales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
30	2-5	<i>Melampyrum nemorosum</i> L.	<i>Melampyrum</i>	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Scrophulariales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
31	3-6	<i>Mercurialis perennis</i> L.	<i>Mercurialis</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Euphorbiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
32	2-6	<i>Myosotis silvatica</i> Ehrh. ex Hoffm.	<i>Myosotis</i>	<i>Boraginaceae</i>	<i>Boraginales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
33	3-5	<i>Lamium maculatum</i> L.	<i>Lamium</i>	<i>Lamiaceae</i>	<i>Lamiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
34	4,5	<i>Lamium galeobdolon</i> (L.) Crantz	<i>Lamium</i>	<i>Lamiaceae</i>	<i>Lamiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
35	2-6	<i>Lamium purpureum</i> L.	<i>Lamium</i>	<i>Lamiaceae</i>	<i>Lamiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
36	2,4,6	<i>Lathyrus sylvestris</i> L.	<i>Lathyrus</i>	<i>Fabaceae</i>	<i>Fabales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
37	3,5,6	<i>Potentilla alba</i> L.	<i>Potentilla</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
38	2-5	<i>Poa annua</i> L.	<i>Poa</i>	<i>Poaceae</i>	<i>Poales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
39	1-4	<i>Poa nemoralis</i> L.	<i>Poa</i>	<i>Poaceae</i>	<i>Poales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
40	1-6	<i>Poa pratensis</i> L.	<i>Poa</i>	<i>Poaceae</i>	<i>Poales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
41	2,4,5	<i>Polygonum aviculare</i> L.	<i>Polygonum</i>	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
42	1-4	<i>Polygonatum multiflorum</i> (L.) All.	<i>Polygonatum</i>	<i>Convallariaceae</i>	<i>Asparagales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
43	1-5	<i>Plantago lanceolata</i> L.	<i>Plantago</i>	<i>Plantaginaceae</i>	<i>Scrophulariales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
44	1-6	<i>Plantago major</i> L.	<i>Plantago</i>	<i>Plantaginaceae</i>	<i>Scrophulariales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>

Продовження таблиці Л.1

45	3-5	<i>Pulmonaria obscura</i> Dumort.	<i>Pulmonaria</i>	<i>Boraginaceae</i>	<i>Boraginales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
46	1-4	<i>Stenactis annua</i> (L.) Nees	<i>Erigeron</i>	<i>Asteraceae</i>	<i>Asterales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
47	2-6	<i>Stellaria holostea</i> L.	<i>Stellaria</i>	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Caryophyllales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
48	3-6	<i>Stellaria nemorum</i> L.	<i>Stellaria</i>	<i>Caryophyllaceae</i>	<i>Caryophyllales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
49	1-4	<i>Scilla bifolia</i> L.	<i>Scilla</i>	<i>Hyacinthaceae</i>	<i>Amaryllidales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
50	2,3	<i>Scrophularia nodosa</i> L.	<i>Scrophularia</i>	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Scrophulariales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
51	4-6	<i>Ranunculus repens</i> L.	<i>Ranunculus</i>	<i>Ranunculaceae</i>	<i>Ranunculales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
52	1-6	<i>Rumex confertus</i> Willd.	<i>Rumex</i>	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
53	3	<i>Viola odorata</i> L.	<i>Viola</i>	<i>Violaceae</i>	<i>Violales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
54	3,6	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	<i>Veronica</i>	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Scrophulariales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
55	1-4	<i>Taraxacum officinale</i> L.	<i>Taraxacum</i>	<i>Asteraceae</i>	<i>Asterales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
56	1-6	<i>Urtica dioica</i> L.	<i>Urtica</i>	<i>Urticaceae</i>	<i>Urticales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>

Додаток М

Характеристика трав'яного ярусу урочища «Голендерня» у перехідній зоні II від паркового до лісового типу ландшафту

Виділена нами у виділі 5 урочища, на екопрофілі (розділ 4; п. 4.2) перехідна зона від паркового до лісового типу ландшафту (117–200 м від приміського узлісся) цікава тим, що саме в ній проходить межа між лісом і парком. У цій зоні найяскравіше, контрастно виражена руйнація лісового середовища внаслідок реконструкції лісу у парк (за Ю.О. Клименком [110]). Зміни екологічних умов після реконструкції, а також спричинені нерегульованою рекреацією позначаються на структурі трав'яного ярусу (розділ 4; п. 4.2.1). Розглянемо їх детальніше.

Видовий склад трав'яної рослинності зазначеної перехідної зони II урочища представлений 26 видами судинних рослин, які належать до 26 родів і 19 родин (табл. М.1). 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%). Виявлено 10 видів адвентивних рослин (*Ambrosia artemisifolia* L., *Canabis ruderalis* Janisch., *Echinochloa crusgalli* (L.) Beauv., *Erigeron canadensis* L., *Heracleum sibiricum* L., *Galinsoga parviflora* Cav., *Impatiens parviflora* L., *Malva sylvestris* L., *Oxalis stricta* L., *Partenocissus quinquefolia* (L.) Planch.). Індекс адвентизації становить 38,4%.

Біоморфологічна структура трав'яного покриву наведена в табл. М.2. Представлений біоморфічний спектр трав'яних рослин демонструє особливості пристосувань рослинного покриву до антропогенних змін (рис. М.1). В трав'яному покриві переважають багаторічні рослини (61%), натомість малорічники становлять 39%, з яких однорічники – 31%, а дворічники – 8%. Оцінка спектру надземних пагонів показала, що безрозеткові рослини складають більше половини (54%), дещо менше виявлено розеткових – 31%, найменшу частку становили повзучі рослини – 15% (рис. М.2). Напіврозеткових видів не виявлено. Аналіз спеціалізації підземних пагонів показав тенденцію домінування майже однаковою мірою видів як без спеціалізованих пристосувань (34,6%), так і з наявністю кореневища (рис. М.3). Частка довгокореневищних складала – 23%, короткокореневищних – 38,6%. Серед цибулинних рослин виявлено лише *G. nivalis*. В рослинному угрупованні переважають майже однаковою мірою види зі стрижневою (53,8%) та мичкуватою (46,2%) кореневими системами. Виявлені під час аналізу біоморфологічного спектру тенденції (тривалість життєвого циклу, структуру надземних, підземних пагонів та кореневих систем) є цілком закономірними при рекреаційній трансформації лісової екосистеми.

**Таксономічна характеристика трав'яного покриву перехідної зони II від паркового до лісового типу ландшафту
урочища «Голендерня»**

№ з/п	Вид	Рід	Родина	Порядок	Клас	Відділ
1	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	<i>Ambrosia</i>	<i>Asteraceae</i>	<i>Asterales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
2	<i>Aegopodium podagraria</i> L.	<i>Aegopodium</i>	<i>Apiaceae</i>	<i>Apiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
3	<i>Asarum europaeum</i> L.	<i>Asarum</i>	<i>Aristolochiaceae</i>	<i>Aristolochiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
4	<i>Cannabis ruderalis</i> Janisch.	<i>Cannabis</i>	<i>Cannabaceae</i>	<i>Urticales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
5	<i>Chelidonium majus</i> L.	<i>Chelidonium</i>	<i>Papaveraceae</i>	<i>Papaverales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
6	<i>Dactylis glomerata</i> L.	<i>Dactylis</i>	<i>Poaceae</i>	<i>Poales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
7	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) Beauv.	<i>Echinochloa</i>	<i>Poaceae</i>	<i>Poales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
8	<i>Erigeron canadensis</i> L.	<i>Erigeron</i>	<i>Asteraceae</i>	<i>Asterales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
9	<i>Festuca gigantea</i> L.	<i>Festuca</i>	<i>Poaceae</i>	<i>Poales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
10	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	<i>Galinsoga</i>	<i>Asteraceae</i>	<i>Asterales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
11	<i>Geranium sylvaticum</i> L.	<i>Geranium</i>	<i>Geraniaceae</i>	<i>Geraniales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
12	<i>Galanthus nivalis</i> L.	<i>Galanthus</i>	<i>Amaryllidaceae</i>	<i>Amaryllidales</i>	<i>Liliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
13	<i>Geum urbanum</i> L.	<i>Geum</i>	<i>Rosaceae</i>	<i>Rosales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
14	<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop	<i>Galium</i>	<i>Rubiaceae</i>	<i>Rubiales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
15	<i>Heracleum sibiricum</i> L.	<i>Heracleum</i>	<i>Apiaceae</i>	<i>Araliales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
16	<i>Impatiens parviflora</i> L.	<i>Impatiens</i>	<i>Balsaminaceae</i>	<i>Balsaminales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
17	<i>Malva sylvestris</i> L.	<i>Malva</i>	<i>Malvaceae</i>	<i>Malvales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
18	<i>Melampyrum nemorosum</i> L.	<i>Melampyrum</i>	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Scrophulariales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
19	<i>Oxalis stricta</i> L.	<i>Oxalis</i>	<i>Oxalidaceae</i>	<i>Oxalidales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
20	<i>Partenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.)	<i>Partenocissus</i>	<i>Vitaceae</i>	<i>Vitales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
21	<i>Polygonum aviculare</i> L.	<i>Polygonum</i>	<i>Polygonaceae</i>	<i>Polygonales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
22	<i>Viola odorata</i> L.	<i>Viola</i>	<i>Violaceae</i>	<i>Violales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
23	<i>Valeriana stolonifera</i> Czern	<i>Valeriana</i>	<i>Valerianaceae</i>	<i>Dipsacales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
24	<i>Veronica chamaedrys</i> L.	<i>Veronica</i>	<i>Scrophulariaceae</i>	<i>Scrophulariales</i>		<i>Magnoliophyta</i>
25	<i>Taraxacum officinale</i> L.	<i>Taraxacum</i>	<i>Asteraceae</i>	<i>Asterales</i>	<i>Magnoliopsida</i>	<i>Magnoliophyta</i>
26	<i>Urtica dioica</i> L.	<i>Urtica</i>	<i>Urticaceae</i>	<i>Urticales</i>		<i>Magnoliophyta</i>

Таблиця М.2

**Біоморфологічна характеристика трав'яного покриву перехідної зони II від паркового до лісового типу ландшафту
урочища «Голендерня»**

№ з/п	Тип кореневої системи	Тривалість життєвого циклу	Структура надземних пагонів	Структура підземних пагонів	Характеристика екотопів
1	стрижнева	однорічник	безрозеткові	без спеціалізованих пагонів	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки
2	стрижнева	багаторічник	безрозеткові	довгокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, болото
3	мичкувата	багаторічник	розеткові	довгокореневищні	непорушені ліси
4	мичкувата	однорічник	безрозеткові	короткокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки
5	стрижнева	багаторічник	безрозеткові	без спеціалізованих пагонів	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, берег річки, чагарники
6	мичкувата	багаторічник	розеткові	короткокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки
7	мичкувата	однорічник	розеткові	без спеціалізованих пагонів	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки
8	мичкувата	однорічник	безрозеткові	без спеціалізованих пагонів	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, берег річки, чагарники
9	стрижнева	багаторічник	безрозеткові	короткокореневищні	непорушені ліси, чагарники, берег річки
10	мичкувата	однорічник	безрозеткові	без спеціалізованих пагонів	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки
11	стрижнева	багаторічник	розеткові	короткокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, берег річки, чагарники
12	стрижнева	багаторічник	розеткові	цибулинні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, чагарники
13	стрижнева	багаторічник	розеткові	короткокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, чагарники
14	стрижнева	багаторічник	безрозеткові	довгокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси

Продовження таблиці М.2

15	стрижнева	одно, дворічник	безрозеткові	короткокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, берег річки, чагарники
16	мичкувата	однорічник	безрозеткові	без спеціалізованих пагонів	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, чагарники
17	стрижнева	дво-, багаторічник	безрозеткові	без спеціалізованих пагонів	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, чагарники
18	мичкувата	однорічник	безрозеткові	короткокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки
19	мичкувата	однорічник	повзучі	короткокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, чагарники
20	мичкувата	багаторічник	повзучі	короткокореневищні	антропогенно порушені екотопи
21	мичкувата	однорічник	розеткові	довгокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені луки, степи
22	стрижнева	багаторічник	повзучі	довгокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки
23	стрижнева	багаторічник	безрозеткові	без спеціалізованих пагонів	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, степи
24	стрижнева	багаторічник	повзучі	короткокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, чагарники
25	стрижнева	багаторічник	розеткові	короткокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, берег річки
26	стрижнева	багаторічник	безрозеткові	довгокореневищні	антропогенно порушені екотопи; непорушені ліси, луки, берег річки, чагарники, болото

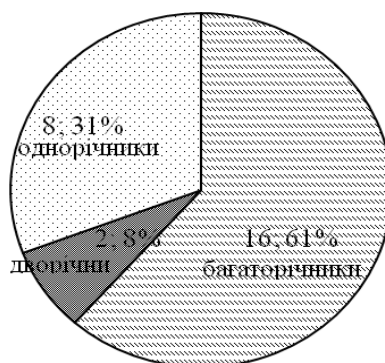


Рис. М.1. Спектр життєвих циклів трав'яних рослин перехідної зони II від паркового до лісового типу ландшафту урочища «Голендерня»

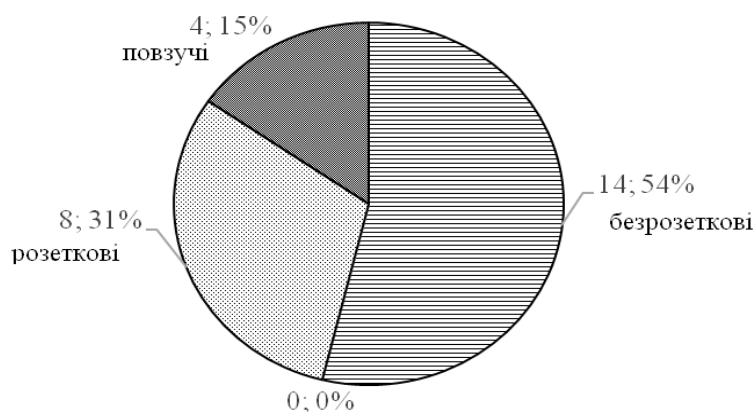


Рис. М.2. Спектр надземних пагонів трав'яних рослин перехідної зони II від паркового до лісового типу ландшафту урочища «Голендерня»

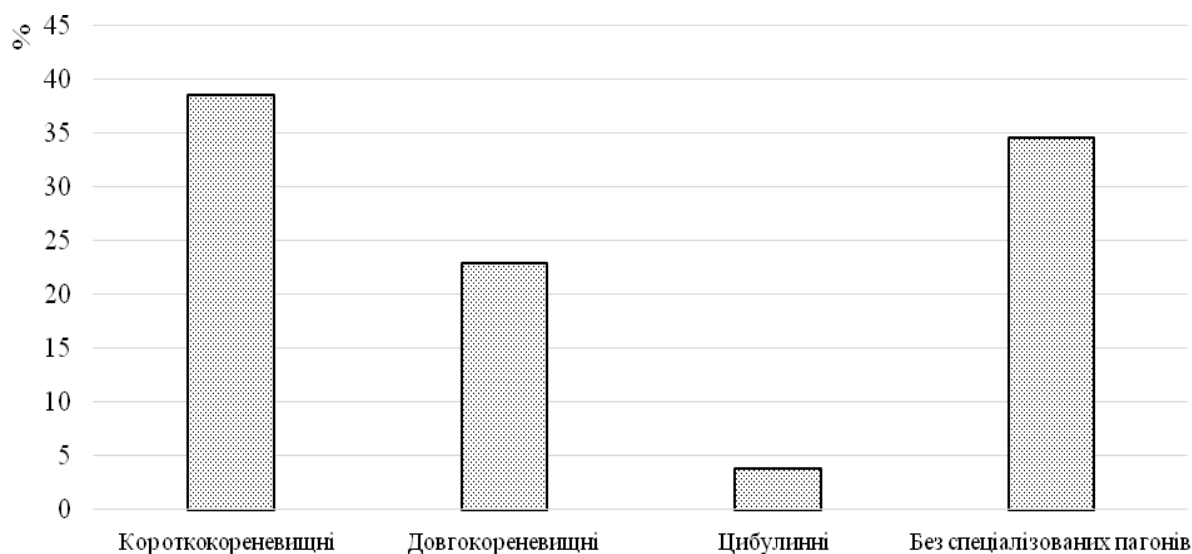


Рис. М.3. Спектр підземних пагонів трав'яних рослин перехідної зони II від паркового до лісового типу ландшафту урочища «Голендерня»

В умовах рекреагенної трансформації в трав'яному ярусі виявлено найбільшу частку видів (26,9%) із змішаним типом стратегії – *G. urbanum*, *I. parviflora*, *P. quinquefolia* тощо (рис. М.4). Частка віолентів (*A. europaeum*, *V. odorata*) та експлерентів-патієнтів (*G. odoratum*, *D. glomerata*) є однаково мінімальною (7,6%). Також однаковою виявилася частка експлерентів (*A. artemisiifolia*, *G. parviflora* тощо) та віолентів-патієнтів (*V. stolonifera*, *V. chamaedrys* тощо) – 15,3%. Внесок патієнтів (*G. sylvaticum*, *M. nemorosum*) становив 8,3%. Такий розподіл за типами екологічних стратегій трав'яних рослин свідчить про істотну антропогенну трансформацію не тільки трав'яного покриву, але й лісового фітоценозу в цілому.

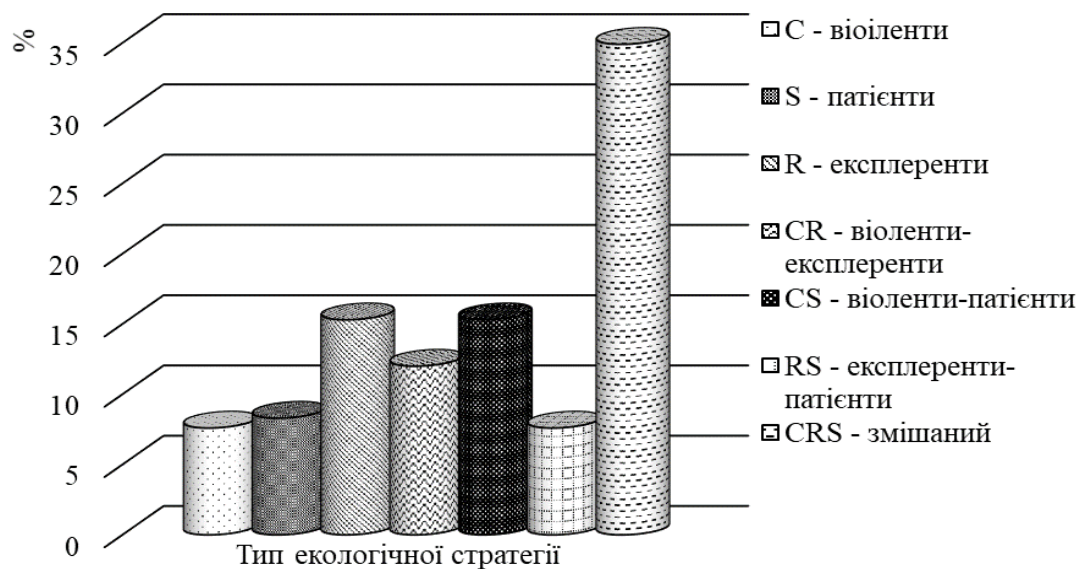


Рис. М.4. Розподіл типів екологічної стратегії трав'яних рослин перехідної зони II від паркового до лісового типу ландшафту урочища «Голендерня»

Антропогенна трансформація лісової екосистеми зумовлює зміну екологічних умов лісового середовища. Поступове зменшення зімкнутості деревного намету спричиняє збільшення проникнення атмосферних опадів до чагарникового та трав'яного ярусів, збільшення світла і тепла, що посилює випаровування та сприяє ще більшому висушуванню ущільненого витоπτуванням ґрунту. Зазначені зміни екоотопів, а також проникнення у ліс чужорідних видів змінюють розподіл екоморф в структурі рослинних угруповань. Ці зміни добре віддзеркалює екоморфічна структура трав'яного покриву (табл. М.3).

Дослідження показали, що частка гігрозомітофітів є мінімальною і становить лише 15,5%, що свідчить про погіршення гідрологічних умов екосистеми. Частка мезомітофітів складає більше половини всіх досліджених видів (57,6%) за рахунок лучно-рудеральних та адвентивних видів. Фітоценотичний внесок субмезомітофітів (*D. glomerata*, *C. majus*, *P. aviculare* тощо) свідчить про значну антропогенну трансформацію.

Таблиця М.3

Екоморфічна структура (%) трав'яного ярусу на ПП

Гідроморфи, Hd			Ацидоморфи, Rc			Трофоморфи, Tr			Нітроморфи, Nt			Аероморфи, Ae		
Гігромезофіти	Мезофіти	Субмезофіти	Ацидофіли	Субацидофіли	Нейтрофіли	Мезотрофи	Семіевтрофи	Евтрофи	Гемінітрофіли	Нітрофіли	Еунітрофіли	Субаерофіли	Геміаерофоби	Субаерофоби
15,5	57,6	26,9	11,7	65,3	23,0	15,5	57,6	26,9	31,0	50,0	19,0	23,0	65,3	11,7

Отже, як свідчить трансформація трав'яної рослинності, лісова екосистема урочища «Голендерня» зазнає істотного антропогенного порушення. Особливо вона контрастно виражена у перехідній зоні від паркового до лісового типу ландшафту. Тут відбулись зміни у видовій структурі трав'яного покриву (індекс адвентизації – 38,4%), в біоморфологічному його спектрі (за тривалістю життєвого циклу рослин, структурою надземних та підземних пагонів, кореневих систем) та за типами екологічних стратегій трав'яних рослин (лісові види витіснені нелісовими та рослинами зі змішаним типом стратегії). Переважають багаторічні (61%) безрозеткові (54%) рослини, види зі змішаним типом стратегії. У структурі екоморф до мінімуму зменшилася частка гігромезофітів. Майже відсутні цибулинні рослини.

Додаток Н

**Таксономічна структура ксилотрофних грибів, виявлених в
досліджуваних лісах Київського Полісся та Центрально-
Придніпровської височинної області**

Таблиця Н.1

**Таксономічна структура та деструктивна активність ксилотрофних грибів,
виявлених на дубі звичайному, сосні звичайній та березі повислій у
Київському Поліссі, урочищі «Лиман Ошитки», навколо озера Ебісу**

№ з/п	Вид деревної рослини	Вид гриба		Стадія деструкції деревини
		латинська назва	українська назва	
1	<i>Quercus robur</i>	<i>Crepidotus variabilis</i> (Pers.) P. Kumm.	Крепітодус мінливий	II, III
2		<i>Hypholoma fasciculare</i> (Huds.) P. Kumm.	Опеньок сірчано-жовтий несправжній	—
3		<i>Gloeoporus dichrous</i> (Fr.) Bres.	Глепорус двухкольниковий	I, II, III
4		<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill*	Трутовик сірчато-жовтий*	I, II
5		<i>Lenzites betulina</i> (L.) Fr.*	Ленцітес березовий*	II, III
6		<i>Lycoperdon pyriforme</i> Schaeff.	Дошовик грушоподібний	III
7		<i>Paxillus involutus</i> (Batsch) Fr.*	Свинушка тонка*	—
8		<i>Phellinus robustus</i> (P. Karst.) Bourdot & Galzin *	Трутовик несправжній дубовий*	II, III
9		<i>Fistulina hepatica</i> (Schaeff.) ex Fr. *	Печіночниця звичайна*	II, III
10		<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.) M.P. Christ.	Радуломіцес зубчастий	I, II
11		<i>Schizophyllum commune</i> Fries.*	Розщепка звичайна*	I, II
12		<i>Stereum hirsutum</i> (Willd.) Pers.*	Стереум жестковолосистий*	I, II
13		<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire	Віллемінія з'їдаюча	I
14		<i>Xerocomellus chrysenteron</i> (Bull.) Šutara	Моховик тріщинуватий	—
15		<i>Xerocomus pruinatus</i> (Fr. & Hök) Šutara	Моховик оксамитовий	—
16	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Amanita muscaria</i> (L.) Lam.	Мухомор червоний	—
17		<i>A. phalloides</i> (Fr.) Murrill	Бліда поганка	—
18		<i>Auriscalpium vulgare</i> Gray	Аурискальпіум звичайний	—
19		<i>Thelephora terrestris</i> Ehrh., Pl. Crypt. Linn. Exsicc*	Телефора звичайна*	I, II
20	<i>Betula pendula</i>	<i>Trichaptum hollii</i> (J.C. Schmidt) Kreisel, Boletus	Тріхаптум буро-фіолетовий	I, II
21		<i>Fomitopsis pinicola</i> (Sw.) P.Karst.*	Трутовик облямований*	II, III
22		<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.*	Трутовик справжній*	II, III
23		<i>Lycoperdon pyriforme</i> Schaeff.	Дошовик грушоподібний	III
24		<i>Leccinum scabrum</i> (Bull.) P. Karst*	Підберезовик звичайний*	—
25		<i>Piptoporus betulinus</i> (Bull.) P. Karst*	Трутовик березовий*	II, III
26		<i>Trichaptum biforme</i> (Fr.) Ryvarden*	Тріхаптум двоякий*	I, II
27		<i>Trametes pubescens</i> Schumach.*	Траметес пухнастий*	I-III
28		<i>Stereum subtomentosum</i> Pouzar*	Стереум ніжноповстяний*	I, II

Примітка: * – види є індикаторами різних видів і ступенів антропогенного впливу на ліси різного породного складу (детальніше див. вище, у додатку Ж); «—» – не спричиняють деструкції.

Таблиця Н.2

**Таксономічна структура ксилотрофних грибів, виявлених на дубі
звичайному та його супутниках в урочищі «Білогрудівська дача»
(зелена зона 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>Ph. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin*
Polyporales	Phanerochaetaceae	<i>Hapalopilus rutilans</i> (Pers.) Murrill *
		<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	9	14

Примітка: * – види є індикаторами різних видів і ступенів антропогенного впливу на ліси різного породного складу (детальніше див. вище, у додатку Ж).

Таблиця Н.3

**Таксономічна структура ксилотрофних грибів, поширених в урочищі
«Товста» (зелена зона м. Біла Церква)**

Порядки	Родини	Види
Auriculariales	Auriculariaceae	<i>Auricularia mesenterica</i> (Dicks.) Pers.
Corticiales	Corticaceae	<i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke
		<i>D. alliacea</i> (Quél.) P.A. Lemke
		<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire
Hymenochaetales	Hymenochaetaceae	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév.
		<i>Phellinus contiguus</i> (Pers.) Pat.
		<i>Ph. igniarius</i> (L.) Quél.*
		<i>Ph. laevigatus</i> (Fr.) Bourdot et Galzin
		<i>Ph. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin*
	Schizoporaceae	<i>Oxyporus populinus</i> (Schumach.) Donk
		<i>Schizopora paradoxa</i> (Schrad.) Donk
Polyporales	Fomitopsidaceae	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill*
		<i>Piptoporus betulinus</i> (Bull.) P. Karst*
	Meruliaceae	<i>Phlebia radiata</i> Fr.
	Phanerochaetaceae	<i>Irpex lacteus</i> (Fr.) Fr.*
		<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.*
		<i>Polyporus alveolaris</i> (DC.) Bondartsev et Singer*
		<i>P. squamosus</i> (Huds.) Fr.
		<i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Pilát*
		<i>T. pubescens</i> (Schumach.) Pilát*
Всього: 4	8	20

Примітка: * – види є індикаторами різних видів і ступенів антропогенного впливу на ліси різного породного складу (детальніше див. у додатку Ж).

Таблиця Н.4

**Таксономічна структура афілофороїдних грибів, поширених в урочищі
«Кошик»**

Порядки	Родини	Види
Agaricales	Physalacriaceae	<i>Cylindrobasidium evolvens</i> (Fr.) Jülich
	Pterulaceae	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.) Christ.
	Schizophyllaceae	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.*
Corticiales	Corticaceae	<i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke
		<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire
Hymenochaetales	Hymenochaetaceae	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév.
		<i>Phellinus ferruginosus</i> (Schad.) Pat.
		<i>Ph. punctatus</i> (P.Karst.) Pilát
		<i>Ph. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin*
	Schizoporaceae	<i>Oxyporus corticola</i> (Fr.) Ryvarden
		<i>Schizopora flavipora</i> (Berk. et M.A. Curtis ex Cooke) Ryvarden
		<i>S. paradoxa</i> (Schrad.) Donk
Polyporales	Fomitopsidaceae	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill*
	Meruliaceae	<i>Hyphoderma setigerum</i> (Fr.) Donk
	Phanerochaetaceae	<i>Phanerochaete laevis</i> (Fr.) J. Erikss. et Ryvarden
	Polyporaceae	<i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd*
Russulales	Peniophoraceae	<i>Peniophora cinerea</i> (Pers.) Cooke
		<i>P. quercina</i> (Pers.) Cooke
	Stereaceae	<i>Stereum gausapatum</i> (Fr.) Fr.
		<i>S. hirsutum</i> (Willd.) Pers.*
		<i>S. subtomentosum</i> Pouzar*
Всього: 5	12	21

Примітка: * – види є індикаторами різних видів і ступенів антропогенного впливу на ліси різного породного складу (детальніше див. у додатку Ж).

Таблиця Н.5

**Таксономічна структура афілофороїдних грибів, виявлених у
досліджуваних лісах зелених зон м. Києва (ур. «Лиман Ошитки»; оз.
Ебісу), м. Біла Церква (ур. «Товста», ур. «Кошик») та м. Умань (ур.
«Білогрудівська дача»)**

Порядки	Родини	Види	Урочища, в яких виявлені гриби
1	2	3	4
Agaricales	Physalacriaceae	<i>Cylindrobasidium evolvens</i> (Fr.) Jülich	ур. «Кошик»
	Pterulaceae	<i>Radulomyces molaris</i> (Chaillet ex Fr.) Christ.	ур. «Лиман Ошитки»; ур. «Кошик»; ур. «Білогрудівська дача»
	Schizophyllaceae	<i>Schizophyllum commune</i> Fr.*	ур. «Лиман Ошитки»; ур. «Кошик»; ур. «Білогрудівська дача»
Auriculariales	Exidiaceae	<i>Exidia glandulosa</i> (Bull.) Fr.	ур. «Білогрудівська дача»
		<i>E. truncata</i> Fr.	ур. «Білогрудівська дача»
	Auriculariaceae	<i>Auricularia mesenterica</i> (Dicks.) Pers.	ур. «Товста»

Продовження таблиці Н.5

1	2	3	4
Boletales	Paxillaceae	<i>Paxillus involutus</i> (Batsch) Fr.*	ур. «Лиман Ошитки»
Corticiales	Corticaceae	<i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke	ур. «Кошик»; ур. «Товста»
		<i>D. alliacea</i> (Quél.) P.A. Lemke	ур. «Товста»
		<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire	ур. «Лиман Ошитки»; ур. «Кошик»; ур. «Білогрудівська дача»
Hymenochaetales	Hymenochaetaeae	<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Lév.	ур. «Кошик»; ур. «Товста»; ур. «Білогрудівська дача»
		<i>Phellinus ferruginosus</i> (Schad.) Pat.	ур. «Кошик»; ур. «Білогрудівська дача»
		<i>Ph. robustus</i> (P.Karst.) Bourdot et Galzin*	ур. «Лиман Ошитки»; ур. «Кошик»; ур. «Товста»; ур. «Білогрудівська дача»
		<i>Ph. punctatus</i> (P.Karst.) Pilát	ур. «Кошик»
		<i>Ph. contiguus</i> (Pers.) Pat.	ур. «Товста»
		<i>Ph. igniarius</i> (L.) Quél.*	ур. «Товста»
		<i>Ph. laevigatus</i> (Fr.) Bourdot et Galzin	ур. «Товста»
	Schizoporaaceae	<i>Oxyporus corticola</i> (Fr.) Ryvarden	ур. «Кошик»; ур. «Товста»
		<i>Schizopora flavipora</i> (Berk. et M.A. Curtis ex Cooke) Ryvarden	ур. «Кошик»; ур. «Товста»
		<i>S. paradoxa</i> (Schrad.) Donk	ур. «Кошик»
Polyporales	Fomitopsidaceae	<i>Laetiporus sulphureus</i> (Bull.) Murrill*	ур. «Лиман Ошитки»; ур. «Кошик»; ур. «Товста»
		<i>Fomitopsis pinicola</i> (Sw.) P. Karst.*	ур. «Лиман Ошитки»
	Meruliaceae	<i>Hyphoderma setigerum</i> (Fr.) Donk	ур. «Кошик»
		<i>Phlebia radiata</i> Fr.	ур. «Товста»
	Phanerochaetaeae	<i>Hapalopilus rutilans</i> (Pers.) Murrill, 1904	ур. «Білогрудівська дача»
		<i>Steccherinum fimbriatum</i> (Pers.) J. Erikss.	ур. «Білогрудівська дача»
		<i>Phanerochaete laevis</i> (Fr.) J. Erikss. et Ryvarden	ур. «Кошик»
		<i>Irpex lacteus</i> (Fr.) Fr.*	ур. «Товста»
	Polyporaceae	<i>Daedaleopsis confragosa</i> var. <i>tricolor</i> (Bull.) Bondartsev et Singer	ур. «Білогрудівська дача»
		<i>Lenzites betulina</i> (L.) Fr.*	ур. «Білогрудівська дача»
		<i>Trichaptum biforme</i> (Fr.) Ryvarden*	ур. «Білогрудівська дача»
		<i>Trametes versicolor</i> (L.) Lloyd*	ур. «Кошик»
		<i>T. hirsuta</i> (Wulfen) Pilát*	ур. «Товста»

		<i>T. pubescens</i> (Schumach.) Pilát*	ур. «Лиман Ошитки»; ур. «Товста»
		<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr.*	ур. «Лиман Ошитки»; ур. «Товста»
		<i>Polyporus alveolaris</i> (DC.) Bondartsev et Singer	ур. «Товста»
		<i>Piptoporus betulinus</i> (Bull.) P. Karst*	ур. «Білогрудівська дача»; ур. «Товста»
		<i>P. squamosus</i> (Huds.) Fr.	ур. «Товста»

Продовження таблиці Н.5

1	2	3	4
Russulales	Peniophoraceae	<i>Peniophora laeta</i> (Fr.) Donk	ур. «Білогрудівська дача»
		<i>P. cinerea</i> (Pers.) Cooke	ур. «Кошик»
		<i>P. quercina</i> (Pers.) Cooke	ур. «Білогрудівська дача»; ур. «Кошик»
	Stereaceae	<i>Stereum gausapatum</i> (Fr.) Fr.	ур. «Кошик»
		<i>S. hirsutum</i> (Willd.) Pers.*	ур. «Кошик»; ур. «Лиман Ошитки»
		<i>S. subtomentosum</i> Pouzar*	ур. «Кошик»; ур. «Лиман Ошитки»
Thelephorales	Thelephoraceae	<i>Thelephora terrestris</i> Ehrh., Pl. Crypt. Linn. Exsicc*	ур. «Лиман Ошитки»
Tremellales	Tremellaceae	<i>Tremella mesenterica</i> (Schaeff.) Retz.	ур. «Білогрудівська дача»
Всього: 9	17	46	

Примітка: * – види є індикаторами різних видів і ступенів антропогенного впливу на ліси різного породного складу (детальніше див. вище, у додатку Ж).

Таблиця Н.6

Розподіл ксилотрофів за мікогоризонтами лісових фітоценозів і типами субстратів в зелених зонах м. Києва (ур. «Лиман Ошитки»; оз. Ебісу), м. Біла Церква (ур. «Товста», ур. «Кошик») та м. Умань (ур. «Білогрудівська дача»)

Вид гриба / родина дерев	Мікогоризонт	Субстрат, діаметр (d), см	%*	Урочища, в яких виявлені гриби (вид дерева)
1	2	3	4	5
<i>Auricularia mesenterica</i> (Dicks.) Pers. / <i>Quercus</i> L.	Надґрунтовий	Повалений стовбур, d = 24	1,8	ур. «Товста» (на <i>Q. robur</i>)
<i>Dendrothele acerina</i> (Pers.) P.A. Lemke / <i>Acer</i> L.	Стовбуровий	Стовбури живих дерев, d = 44–50	3,6	ур. «Товста» (на <i>A. platanoides</i>), ур. «Кошик» (на <i>A. platanoides</i>)
<i>Fomes fomentarius</i> (L.) Fr. / <i>Ulmus</i> L.; <i>Betula</i> L.	Стовбуровий	Стовбури, d = 31–36	7,3	ур. «Товста» (на <i>U. foliacea</i>); ур. «Лиман Ошитки» (на <i>B. pendula</i>)

Продовження таблиці Н.6

1	2	3	4	5
<i>Hymenochaete rubiginosa</i> (Dicks.) Léév. / <i>Quercus</i> L.	Комлевий	Пеньки, d = 9–20	12,7	ур. «Товста» (на <i>Q. robur</i>); ур. «Білогрудівська дача» (на <i>Q. robur</i>); ур. «Кошик» (на <i>Q. robur</i>)
<i>Irpex lacteus</i> (Fr.) Fr. / <i>Prunus</i> L.	Кроновий	Гілки сухо-стою, d = 8	1,8	урочище «Товста» (на <i>P. padus</i>)
<i>Phellinus contiguus</i> (Pers.) Pat. / <i>Robinia</i> L.	Кроновий	Гілки 1-го порядку, d = 8	1,8	ур. «Товста» (на <i>R. pseudacacia</i>)
<i>Ph. igniarius</i> (L.) Quél. / <i>Gleditsia</i> L.	Стовбуровий	Стовбур сухо-стою, d = 32	1,8	ур. «Товста» (<i>G. triacanthos</i>)
<i>Phlebia radiata</i> Fr. / <i>Betula</i> Roth.	Стовбуровий	Стовбур сухо-стою, d = 27	1,8	ур. «Товста» (на <i>B. pendula</i>)
<i>Polyporus alveolaris</i> (DC.) Bondartsev et Singer / <i>Quercus</i> L., <i>Acer</i> L., <i>Ulmus</i> L.	Надґрунтовий, кроновий	Сухі гілки, d = 5–6	5,5	ур. «Товста» (на <i>Q. robur</i> , <i>A. Platanoides</i> , <i>U. Foliacea</i>)
<i>P. squamosus</i> (Huds.) Fr. / <i>Quercus</i> L., <i>Ulmus</i> L.	Комлевий, стовбуровий	Стовбури, d = 24–45	18,2	ур. «Товста» (на <i>Q. robur</i> , <i>U. Foliacea</i>)
<i>Trametes hirsuta</i> (Wulfen) Pilát / <i>Ulmus</i> L.	Комлевий	Пеньок, d = 24–31	3,6	ур. «Товста» (на <i>U. Foliacea</i>)
<i>T. pubescens</i> (Schumach.) Pilát / <i>Ulmus</i> L.; <i>Betula</i> L.	Надґрунтовий	Сухі гілки, d = 3	1,8	ур. «Товста» (на <i>U. foliacea</i>); ур. «Лиман Ошитки» (на <i>B. pendula</i>)
<i>Vuilleminia comedens</i> (Nees) Maire / <i>Quercus</i> L., <i>Carpinus</i> L., <i>Betula</i> L.	Надґрунтовий, кроновий	Сухі гілки, d = 1–2	7,3	ур. «Товста» (на <i>Q. robur</i> , <i>Carpinus</i> L.); ур. «Лиман Ошитки» (на <i>B. pendula</i>); ур. «Кошик» (на <i>Q. robur</i>); ур. «Білогрудівська дача» (на <i>Q. robur</i>)

Примітка: * – частка знахідок кожного виду від загальної кількості знахідок на прикладі ур. «Товста», де найбільше поширені ці види ксилотрофів.