

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ЕКОЛОГІЇ КАРПАТ

ОСОБЛИВОСТІ ПРОЦЕСІВ СПОНТАННОЇ СИЛЬВАТИЗАЦІЇ В ЕКОСИСТЕМАХ ЗАХІДНИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ

Збірник наукових статей



НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ЕКОЛОГІЇ КАРПАТ

**ОСОБЛИВОСТІ ПРОЦЕСІВ
СПОНТАННОЇ СИЛЬВАТИЗАЦІЇ
В ЕКОСИСТЕМАХ
ЗАХІДНИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ**

Львів-2024

Збірник наукових статей «Особливості процесів спонтанної сільватизації в екосистемах західних регіонів України» Башта А.-Т., Гамкало З., Гірна А., Канарський Ю., Корусь М., Марискевич О., Леневиц О., Пука С., Шпаківська І., Царик І., Яворницький В., Ященко П. – Національна академія наук України, Інститут екології Карпат, Львів: Простір-М, 2022. – 193 с.

У збірнику узагальнено дослідження структурно-функціональної організації вторинних лісових, післялісових та постагарних екосистем Західного Полісся, Північного Поділля та Бескидів (Українські Карпати), що перебувають у процесі спонтанної сільватизації. Розглянуто історичні та екологічні аспекти процесу самозаліснення, а також теоретичні та практичні аспекти регіональної зумовленості процесів сільватизації та їх ролі у формування зональних чи азональних типів екосистем. Показано характер і тенденції змін видового складу і структури угруповань тварин, збалансованості складових біогеохімічних циклів Карбону, оцінено біопродуктивність ґрунтів. За показниками видового різноманіття та функціональної організації фіто- та зооценозів, змін фізико-хімічних властивостей ґрунтів та трансформації органічних сполук Карбону, оцінено стан природності екосистем, які формуються впродовж самозаліснення. Запропоновано наукові рекомендації щодо оптимізації господарського використання або природоохоронного режиму екосистем, що сформувались внаслідок сільватизації. Отримані результати є вагомим доробком у поглиблення теорії екосистемології та середовищезнавства, а також передумовою для ефективного планування заходів екосистемо орієнтованого управління лісовими та сільськогосподарськими землями західних регіонів України.

Для екологів, фахівців природоохоронних установ, викладачів вищих навчальних закладів природничого спрямування, студентів та докторантів

Рецензенти:

Максименко Н.В., доктор географічних наук, професор, завідувачка кафедри екологічного моніторингу та заповідної справи Харківського національного університету ім.І.М.Каразіна

Геник Я.В., доктор сільськогосподарських наук, доцент, завідувач кафедри ландшафтної архітектури, садово-паркового господарства та урбоекології Львівського національного лісотехнічного університету України

Рекомендовано до друку
Вченою радою Інституту екології Карпат НАН України
(протокол № від квітня 2024 року)

Матеріали друкуються в авторській редакції, за їх зміст, стиль і достовірність наукових фактів відповідальність несуть автори

© Інститут екології Карпат, 2024

© Автори статей, 2024

ISBN 978-617-8055-53-0

© Видавництво «Простір-М», 2024

ЗМІСТ

Вступ	5
Марискевич О. <i>Історичні аспекти трансформації лісового покриву Верхнього Надсяння (Українські Карпати)</i>	9
Яценко П, Корусь М. <i>Вересовища як сукцесійна стадія сільватизації постаграрних екосистем на Шацькому Поозер'ї</i>	34
Леневич О. <i>Особливості землекористування в гірському регіоні та зміна властивостей ґрунтів унаслідок спонтанної сільватизації (на прикладі Сколівських Бескидів)</i>	52
Пижик І., Шпаківська І., Пука Є. <i>Акумуляція органічного карбону в процесі спонтанної сільватизації зрубів на території Верхньовисоцького лісництва державного підприємства “Ліси України”</i>	75
Гамкало З., Корусь М., Партика Т., Чечуй О., Шпаківська І., Яценко П. <i>Особливості С-секвеструвальної здатності та респіраційної активності дерново-підзолистого ґрунту лісових і постаграрних екосистем Західного Полісся (Україна)</i>	86
Башта А.-Т. <i>Динаміка угруповань птахів і рукокрилих на закинутих сільськогосподарських угіддях у процесі спонтанної сільватизації</i>	104
Гірня А. <i>Угруповання павуків вторинних екосистем Волинського Полісся в аспекті дослідження спонтанної сільватизації сільськогосподарських угідь на заповідних територіях</i>	128
Канарський Ю. <i>Угруповання жуків-турунів (Coleoptera, Carabidae) у природних і похідних екосистемах заходу України під впливом спонтанного та штучного заліснення</i>	142
Царик І., Яворницький В., Пука Є., Яценко П. <i>Таксономічне та структурно-функціональне різноманіття підстилково-ґрунтових безхребетних у процесі спонтанної сільватизації на Західному Поліссі</i>	176

CONTENTS

Foreword	5
Maryskevych O. <i>Historical aspects of the forest cover transformation of the Upper Nadsyannya (Ukrainian Carpathian Mts.)</i>	9
Yashchenko P., Korus' M. <i>Heathersland as a successional sylvatization stage of postagrarian ecosystems on the Shatsk Lakeland</i>	34
Lenevych O. <i>The land use features in a mountain area and changes of properties of the soils as a result of afforestation (for an example of Skolivski Beskydy)</i>	52
Pyzhyk I., Shpakivska I., Puka E. <i>Accumulation of organic carbon in the process of spontaneous silvatization of the territories where forest cutting was carried out in the territory of the Verchnivysotsky ffirestry of the State Enterprise Forest of Ukraine</i>	75
Hamkalo Z., Chechui H., Partyka T., Korus M., Shpakivska I., Yashchenko P. <i>Features of C-sequestration capacity and respiratory activity of sod-podzolic soil of forest and post-agrarian ecosystems of Western Polissya (Ukraine)</i>	86
Bashta A.-T. <i>Dynamics of birds and bath communities on abandoned agricultural lands in the process of spontaneous sylvatization</i>	104
Hirna A. <i>Spider communities of secondary ecosystems in the Volhynian Polissia in the aspect of studying spontaneous afforestation of agricultural lands within protected areas</i>	128
Kanarsky Yu. <i>Communities of the ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in natural and derivative ecosystems of western Ukraine under the influence of spontaneous and artificial afforestation</i>	142
Tsaryk I, Yavornytskyi V., Puka Ye., Yashchenko V. <i>The taxonomic, structural and functional diversity of litter-soil invertebrates during the process of natural afforestation in Western Polissia</i>	176

ВСТУП

Зменшення площ орних земель у структурі сільськогосподарських угідь стало глобальною тенденцією зміни землекористування від середини XX ст. За період від 1961 до 2005 р. з активного сільськогосподарського використання було виведено 223 млн. га ріллі, сіножатей та пасовищ. У розвинутих країнах ці процеси відбувалося в 1960–1980 рр. за рахунок переходу до високоінтенсивних агротехнологій зі збільшенням урожайності культур та пропорційним зменшенням використовуваних земель. Натомість, у державах з перехідною економікою, значне зменшення площ орних земель розпочалося після 1990 р. не за рахунок інтенсифікації сільськогосподарського виробництва, а зменшення державних дотацій, проведення земельної реформи та запровадження приватної власності на землі колишніх колективних господарств. Унаслідок економічних причин і зміни земельних відносин у країнах Східної Європи (Польща, Словаччина) вилучено з інтенсивного аграрного використання 15–20% земель.

У західних областей України за період 1991–2015 р. площа сільськогосподарських угідь у різних адміністративних районах зменшилася на 30–56%. Натеper в Україні на території в понад 500 тис га колишніх сільськогосподарських земель відбуваються процеси спонтанної сільватизації. Незважаючи на те, що розорювання, внесення мінеральних добрив, меліорантів та хімічних засобів захисту рослин впродовж тривалого часу призводить до кардинальної зміни рослинного покриву та істотної трансформації верхніх горизонтів ґрунту, встановлено, що у різних ґрунтово-кліматичних умовах староорні землі сучасних перелогів зберігають потенціал до відновлення, а через певний період на 95% колишніх орних земель відбувається відновлення зональних природних екосистем. Тривалість рудеральної стадії зазвичай не перевищує 3–5 років. Розвиток постагrogenних вторинних сукцесій відбувається у напрямку формування зональних клімаксових або квазіклімаксових екосистем у відповідності до загальних закономірностей демуаційних серій. Лише на 5–7% перелогів відновлювальні процеси істотно сповільнюються інтенсивним заростанням видами-інтродуцентами (борщівником, люпином, амброзією).

Швидкість відновлення ґрунтового та рослинного покриву істотно відрізняється в різних природних зонах. Так, в зоні бореальних лісів з буроземним типом ґрунтоутворення через 170–180 років на перелогах формуються типові квазіклімаксові зеленомохові, чорнищеві чи різнотравні ялинові ліси, які відрізняються від зональних більш однорідною просторовою та віковою структурою. Ґрунтовий покрив відновлюється набагато повільніше, диференціація морфологічного профілю орного горизонту спостерігається на 80–90 році після припинення агrogenного навантаження. Тобто процеси, які на даний час відбуваються на колишніх орних землях є унікальною природною моделлю сучасної постагrogenної трансформації екосистем, впродовж яких можна прослідкувати закономірності демуації рослинного

покриву та детерміновані ними зміни вмісту й якісного складу органічних сполук стабільної (гумусові речовини) і лабільної (водорозчинні сполуки й мікробна біомаса) фракцій органічної речовини ґрунтів.

Окрім цього, вивчення процесів трансформації органічного вуглецю внаслідок процесів спонтанної сільватизації, а особливо динаміки балансу вуглецю в постагтарних екосистемах гірських територій, є актуальним у зв'язку з проблемою збільшення в атмосфері кількості парникових газів, оскільки самозаліснені території мають значний потенціал щодо депонування вуглецю. Зокрема, на території західних областей України нараховується понад 660 тис. га перелогів різного віку, значна частина з яких вкрита лісовою рослинністю з інтенсивністю процесів депонування органічного вуглецю лише у фітомасі деревостану $1,48 \cdot 10^6$ т щороку. Вивчення процесів, які відбуваються в ґрунтах сукцесійного ряду спонтанного розвитку екосистем на перелогах, можуть бути важливими для прогнозування функціонального стану таких екосистем і розроблення рекомендацій щодо їх переведення з категорії сільськогосподарських земель у землі лісового фонду.

У минулому в лісовому господарстві на заліснення територій після вирубування лісу виділялися значні бюджетні кошти, натомість за сучасної економічної ситуації лісові культури в Україні створюються лише на декількох сотнях гектарів щороку, а на решті територій відбуваються процеси спонтанної сільватизації, як правило, нетиповими видами дерев. Зокрема у смузі мішаних лісів Карпат значні території займають ялинники, в яких в останні десятиліття значно погіршився санітарний стан, вогнища їх всихання налічують десятки тисяч гектарів, а втрати деревини обраховуються мільйонами кубічних метрів. Проте, після всихання цих лісів чи після їх вирубування внаслідок спонтанної сільватизації знову формуються ялинники, а формування сукцесійних лісів з піонерних листяних порід вважається неефективним веденням лісового господарства.

На більшості природоохоронних територій унаслідок запровадження режиму заповідання залишилося багато вторинних лісів, які інтенсивно пошкоджуються хворобами і мають незадовільний санітарний стан, проте внаслідок спонтанної сільватизації вони розширюють свої межі. Наприклад, у Західному Поділлі лісові насадження із сосни звичайної, яка інтродукована на цій території, не досягши віку зрілості всихають, проте аутоекологічні особливості цього виду сприяють його поширенню у суміжні екосистеми.

З огляду на сучасні темпи збільшення площ територій, які перебувають на різних стадіях сільватизації, важливою є кількісна оцінка основних параметрів трансформації органічного вуглецю та азоту в постагтарних екосистемах та визначення режиму їх функціонування. Встановлення режиму функціонування дає можливість оцінити їх роль у вуглецевому балансі регіону та величину депонування вуглецю внаслідок зміни землекористування. Порівняння запасів та основних обмінних потоків вуглецю та азоту на різних стадіях процесу сільватизації перелогів дозволяє простежити тенденції зміни параметрів біогеохімічних циклів та слугує теоретичною основою для розроблення рекомендацій раціонального використання самозаліснених земель та можливостей

управління цим процесом. У цьому ж контексті важливою є кількісна оцінка структурних параметрів угруповань ґрунтових і наземних безхребетних та визначення особливостей їх функціонування, що дозволяє оцінити їх екосистемну роль унаслідок зміни режиму землекористування.

З іншого боку, дані моніторингу різноманіття окремих груп безхребетних у сусідніх європейських країнах (Польща, Словаччина, Чеська Республіка, ФРН) однозначно вказують на те, що заростання відкритих лучних і болотних біотопів деревно-чагарниковою рослинністю, зумовлене зменшенням екстенсивного сінокісного й пасовищного навантаження унаслідок інтенсифікації сільського господарства призводить до зникнення цілої низки стенотопних і таких, що потребують охорони, видів. Натепер негативні процеси збіднення різноманіття угруповань безхребетних унаслідок спонтанної сільватизації все більше проявляються й на заході України. Тому дослідження за темою є актуальними з погляду збереження біорізноманіття на природоохоронних територіях. Це зумовлене тим, що типові та унікальні елементи зооценозів, які насамперед потребують охорони, здебільшого концентруються у корінних (умовно-корінних) лісових екосистемах, а з іншого боку – в азональних та екстразональних болотних, лучних і степових екосистемах, які без зовнішнього впливу зазнають демутаційної сукцесії в напрямку сільватизації. Тому існує необхідність визначення збалансованих та науково обґрунтованих заходів з активної охорони таких угруповань і їхніх оселищ на природо-заповідних територіях.

Таким чином, з огляду на масштаби самозаліснення, виникла потреба комплексного вивчення структурно-функціональної організації вторинних лісових, післялісових і постаграрних екосистем заходу України в умовах спонтанної сільватизації унаслідок зміни режиму природо- і землекористування, а також встановлення перспектив і способів відновлення їх природного стану та середовищевірних функцій, оптимізації господарського використання на основі еколого-центричної концепції, що є базовою основою соціально-економічного розвитку території.

Упродовж 2018-2022 рр. колективом авторів було досліджено сукцесійні серії спонтанної сільватизації вторинних лісових, післялісових і постаграрних екосистем Полісся, Волино-Поділля та Українських Карпат, встановлено видове та функціональне біорізноманіття, біотична регуляція біогеохімічних циклів і формування біопродуктивності ґрунтів. Методологія досліджень базувалася на комплексному екосистемологічному підході до вивчення природних і антропогенно трансформованих екосистем, зокрема їх генезису, структурно-функціональних особливостей і динаміки під впливом людської діяльності, оцінці їх структурно-функціональних параметрів і середовищевірних функцій, зокрема структурного та функціонального біорізноманіття основних груп безхребетних і хребетних тварин, біотичного колообігу основних елементів-органогенів, біопродуктивності ґрунтів. Були застосовані маршрутні та лабораторні методи дослідження біотичної регуляції функціональних параметрів трансформації органічної речовини в екосистемах (екофізіологічні параметри ґрунтової мікробіоти та ензиматична активність ґрунтів), формування

біопродуктивності ґрунтів, дослідження біогеохімічного циклу вуглецю та біогеохімічної міграції мікроелементів.

Було вивчено біорізноманіття та особливості структурно-функціональної організації угруповань тварин у розрізі модельних груп наземних і ґрунтових безхребетних: лускокрилі – *Lepidoptera*; твердокрилі – *Coleoptera*, *Carabidae*, деякі групи сапроксільних твердокрилих (*Cetoniidae*, *Buprestidae*, *Cerambycidae*); мурашки – *Hymenoptera*, *Formicidae*; павуки – *Araneae*; ґрунтова мікро- та мезофауни; наземних хребетних: птахи (*Aves*), рукокрилі (*Chiroptera*). Установлено основні тенденції змін видового складу, структури та функціональної організації зооценозів унаслідок спонтанної сільватизації, окреслено основні риси їх формування та встановлено вплив змін функціональної організації ґрунтової фауни на функціонування похідних лісових, післялісових і постаграрних екосистем й відновлення їх природного стану. Обґрунтовані критерії біотичного різноманіття угруповань і їхньої структурно-функціональної організації. Сформульовані пропозиції щодо включення особливо цінних територій із високим рівнем біорізноманіття фауни безхребетних і хребетних до екомережі регіону, розроблені конкретні рекомендації щодо збереження рідкісних і зникаючих видів. Зібраний матеріал став основою для розроблення заходів зі збереження біотичного біорізноманіття й покращення функціонування біотичних систем.

Проведено комплексне дослідження особливостей трансформації органічного вуглецю та азоту різновікових різних стадій демутаційних серій західних областей України, встановлено особливості їх профільного розподілу, динаміки запасів стабільних та лабільних фракцій на різних стадіях сільватизації. Здійснена кількісна оцінка депонування органічного вуглецю в процесі самозаліснення перелогів та встановлення ролі постаграрних екосистем у вуглецевому балансі регіону. Проведена оцінка збалансованості складових біогеохімічних циклів, міграції мікроелементів у геохімічно спряжених рядах і біопродуктивності ґрунтів.

Установлена структурно-функціональна специфіка вторинних лісових, післялісових і постаграрних екосистем, особливості та вплив процесу спонтанної сільватизації у еколого-біогеографічних аспектах функціонування зооценозів, проведена оцінка стану природності вказаних екосистем за показниками структурної організації фітоценозів, обґрунтовані екосистемологічні засади оптимізації їх господарського використання і природоохоронного режиму.

Дослідження виконані у рамках бюджетної теми Інституту екології Карпат НАН України «Процеси спонтанної сільватизації та їх роль у відновленні природного стану екосистем західних регіонів України» - державний реєстраційний номер теми 110/13/18-22/ф відповідно до рішення Експертної ради при Національній академії наук України від 01.11.2017 № 7 (протокол ВЗБ НАН України № 7 від 01.17.2017).

ІСТОРИЧНІ АСПЕКТИ ТРАНСФОРМАЦІЇ ЛІСОВОГО ПОКРИВУ ВЕРХНЬОГО НАДСЯННЯ (УКРАЇНСЬКІ КАРПАТИ)

У статті розглянуто трансформацію лісового покриву Верхнього Надсяння – території, яка входить до складу Стрийсько-Сянської верховини Вододільно-Верховинської фізико-географічної області Українських Карпат в межах української частини басейну Верхнього Сяну, яка цілковито локалізована на території регіонального ландшафтного парку «Надсянський» та північно-західних масивів національного природного парку «Бойківщина» (Самбірський район Львівської області). На підставі аналізу літературних джерел, статистичних та картографічних матеріалів встановлено, що вже на кінець XVIII ст. лісовий покрив території долини Верхнього Сяну, заселення якої розпочалося в середині XVI ст., зазнав істотного зменшення, а в 1868 р. лісистість становила 49,9%. Охарактеризовано основні форми лісокористування місцевих мешканців у XIX ст., пов'язані з розвитком рільництва і тваринництва, сплатою податків, а також видобутком поташу тощо. Наведено дані про породну та вікову структуру деревостанів Верхнього Надсяння перед початком інтенсивної лісозаготівлі на початку XX ст., а також зміни, які відбулися в межах усієї цієї території після II Світової війни та особливості їхнього перебігу в різних частинах басейну Верхнього Сяну після масового виселення населення. На відміну від польської частини басейну Верхнього Сяну, де внаслідок спонтанної сільватизації на місці колишньої ріллі, пасовищ і лучних угруповань, яка отримала назву «трансферу лісів», а також створення культур й перебування розладнаних деревостанів у післявоєнний період, лісистість на початку XXI ст. зросла до 80–90%, а породний склад лісів став близьким до природного розподілу з домінуванням бука і ялиці, в українській частині басейну Верхнього Сяну цей показник не змінився з 1868 р. й становить 50,4% зі значною перевагою в складі деревостанів ялини. До основних причин таких відмінностей зараховано показники щільності населення, специфіку ведення лісокультурної діяльності, а також час створення великоплощинних природоохоронних територій у верхів'ях р. Сян.

Ключові слова: історія, лісівництво, трансфер лісів, антропогенний вплив, XV–XXI століття, басейн Верхнього Сяну, українська частина Східних Карпат

Формування сучасного рослинного покриву зумовлене природними й антропогенними чинниками, вплив яких відбувався в минулому й продовжується зараз. Загалом, діяльність людини призводить до змін у природних екосистемах і має різні форми та інтенсивність у часовому та просторовому аспектах.

Стосовно території Українських Карпат загалом і її окремих фізико-географічних областей, питання щодо структури первинного й сучасного біогеоценотичного покриву добре висвітлено в працях М. А. Голубця (1978), В. А. Генсірука (1964, 1992), колективних монографіях співробітників Інституту екології Карпат НАН України (Биогеоценотический..., 1983; Антропогенні зміни..., 1994; Екологічний..., 2003; Концептуальні..., 2007) та інших публікаціях (Tretyak, Wojchuk, 1997; Бойчук та ін., 1998).

Одним з основних акцентів у означених вище роботах є констатація не тільки зміни структури лісового покриву, але й зменшення площі лісопокритої

території в Українських Карпатах порівняно з первинним біогеоценотичним покривом, що є достатньо очевидним висновком, передусім, з огляду на зростання чисельності населення протягом історичного періоду освоєння цієї території та інтенсифікації лісового господарства загалом з огляду на соціально-економічну та політичну ситуації. Так, зокрема, лісистість сучасного біогеоценотичного покриву в межах території колишнього Турківського району Львівської області порівняно з первинним покривом знизилася майже вдвічі – від 99,0 до 50,5%, змінилася домінуюча порода – ялиця біла та бук лісовий були витіснені ялиною європейською (Концептуальні... 2007).

У той же час у роботах науковців, які займаються схожою тематикою в інших гірських районах світу, починаючи з останньої декади XX століття предметом дослідження є процес збільшення площі лісів передусім в гірських регіонах, який отримав назву «трансферу лісів» (*forest transition*). Це явище спричинено двома основними факторами: соціально-економічним розвитком, який призводить до падіння рентабельності сільського господарства, зменшення відсотка сільського населення й занедбаності земель сільськогосподарського призначення в горах, а також політикою, що спрямована на подолання можливого дефіциту деревини, пов'язаного з лісистістю конкретних територій (Matter, 1992; Grainger, 1995 та ін.). На думку J. Wolski (2009), стосовно першого фактору можна говорити про явище, визначене в Спільній аграрній політиці Європейського Союзу, яке має назву «напів-залишення» (*semi-abandonment*), за якого зміна господарювання не пов'язана зі зменшенням людської популяції, оскільки відтік людей відбувся чи відбувається в ситуаціях репресивної міграції (переміщення людей за рішенням адміністративних органів, переселення сіл внаслідок стихійних лих) або нерепресивної міграції, зумовленої комплексом природних, соціально-економічних та політичних чинників (Land Semi-abandonment..., 2005).

Територія Надсяння, так само як і низки інших регіонів Східних Карпат, зазнала репресивного масового переселення мешканців у 40-х роках минулого століття. У 1946 р. внаслідок проведення операції очищення прикордонної смуги вздовж державного кордону колишнього СРСР і Польщі, з долини Верхнього Сяну було виселено понад 10 тис. мешканців сіл Беньова, Соколики, Тарнава Вижня, Тарнава Вижня Локіть, Дзвіняч і Дидьова (Марискевич та ін., 2011). Все це не могло не вплинути на трансформацію рослинного покриву в межах як Бещади загалом, так і долини, локалізованої на правому й лівому берегах р. Сян у верхній її течії.

Так, зокрема, J. Wolski на прикладі колишнього бойківського села Бе-реги Гурне (Brzegi Górne), що було локалізовано в Високих Бещадах, проаналізував трансформацію рослинного покриву для цієї території з 1852 р. (поява перших австрійських кадастрових карт для населених пунктів Галіції) до 2004 р. (Wolski, 2009). Автор виділив 5 періодів трансформації, які можна використовувати й для інших територій в Бещадах, що зазнали примусового виселення, а саме: стабільного тваринницько-рослинницького напрямку (половина XIX ст. – 1914/1918 рр.), нестабільного рослинницько-

тваринницького напрямку (1918 – 1939/1946 рр.); спонтанної ренатуралізації, яка розпочалася після виселення мешканців (1946–1960 рр.), вторинної антропопресії (1960 – 70-80-і роки XX ст.) та «керованої» ренатуралізації (у 1973 р. ця територія увійшла до складу Бещадського парку народного), зумовленої впровадженням різних форм природоохоронного режиму для цієї території (Winnicki, Zemanek, 2009).

Стосовно змін у видовому складі деревостанів у долині Верхнього Сяну, S. Kucharzyk і M. Augustyn здійснили ретроспективний аналіз трансформації лісового покриву на прикладі двох сіл – Беньової (*Beniowa*) та Буковця (*Bukowiec*; Kucharzyk, Augustyn, 2011). На кінець XIX ст. породний склад лісів цієї території, які займали 2570,72 га, був наступним: бук лісовий (*Fagus sylvatica* L.) – 40%, ялина європейська (*Picea abies* (L.) H.Karst) – 39%, ялиця біла (*Abies alba* Mill.) – 21%. Окрім цього, в чагарниковому покриві лісів практично були відсутні ожина і малина, що підтверджує природне походження ялинових лісів в долині Верхнього Сяну (Rygiel, 1998).

На початку XX ст. ялицево-ялинові праліси (*pierwobory*) займали досить значні площі в долині Верхнього Сяну, особливо поблизу Сянок, Соколиків, Беньової (Wobr і ін., 1908). Надмірна експлуатація лісів у верхів'ях Сяну, яка розпочалася після введення в дію залізниці до Ужгорода, спорудження низки вузькоколієвок, а також великого лісопереробного комплексу в Соколіках на правому березі Сяну (Концептуальні..., 2007), призвела до зростання площ монокультур ялини, оскільки відновлення лісу на суцільних зрубках в Карпатах загалом проводилося з використанням власне цієї породи (Голубець, 1978). Процеси всихання ялинових деревостанів у верхів'ях Сяну розпочалися фактично після I-ї Світової війни, коли тут було виявлено зростання чисельності короїда-типографа практично на всіх ялинах, які постраждали від військових дій (Kosina, 1916). Стосовно букових деревостанів, які займали ділянки, локалізовані на більших висотах, то вони, до початку входження на територію Верхнього Надсяння великих лісозаготівельних фірм (в Беньовій та Буківці – *Frommer Hippolit i bracia Rubinstein*), практично не зазнавали рубок, хоча пошкоджувалися внаслідок випасу овець і великої рогатої худоби (Kucharzyk, Augustyn, 2011).

Після II Світової війни й обміну територіями між СРСР і Польщею територія на лівому березі р. Сян відійшла до Польщі. На початок 50-х років XX ст. там збереглися великі лісові комплекси, які були в дуже занедбаному стані, а значні лісові масиви були цілковито вирубаними (Kucharzyk, Augustyn, 2011). Лісистість в польській частині Бещадів на той час становила близько 55% (Kucharzyk, Marszalek, 2016). Станом на 2017 р. ця територія характеризується найвищим в Польщі відсотком лісопокритої площі (понад 80%; Cielska, Cielski, 2017). На думку Z. Rygiel (1998), ялина європейська на цих територіях була завжди і повинна залишатися й надалі в складі мішаних природних деревостанів за участі ялиці білої. Загалом, на початок 80-х років минулого століття породний склад лісів на території Бещадів був наступним: бук лісовий (54,2%),

ялиця біла (31,9%), ялина європейська (8,0%) і сосна звичайна (1,6%; Rygiel, 1998). У надлісництві Ступосяни, так само як і в масивах Бешадського парку народного, які локалізовані на лівому березі р. Сян від його витоків до входження на територію Польщі поблизу колишнього села Журавин, станом на 20-і роки XXI ст. головними лісотвірними породами є бук лісовий (40%), ялиця біла (32%) і ялина європейська (18%; *Zasoby leśne...*, 2023).

Метою статті є аналіз статистичної інформації щодо трансформації рослинного покриву в долині Верхнього Сяну протягом кінця XVIII – початку XXI століть в межах територій РЛП «Надсянський» та НПП «Бойківщина» (Самбірський район Львівської області).

Матеріал і методи

Було використано матеріали австрійських статистичних збірників 2-ї пол. XIX ст. (*Lasy...*, 1880; *Rocznik statystyczny...*, 1888; *Zwierzęta gospodarskie...*, 1857, 1869, 1910), історичні дані для території Верхнього Надсяння (Marcinek, 2001), протокол загальних зборів членів Галицького товариства лісівників від 22–23 серпня 1908 р. про польовий виїзд до лісів у долині Верхнього Сяну (*Wobl i in.*, 1908), матеріали проекту «*Interaktywna Baza Danych Galicji i Śląska Austriackiego w latach 1857–1910 – GASID*» (*Ostafin i in.*, 2021), наукові публікації.

Для візуалізації аналізу матеріалів використано фрагменти йосифінських топографічних карт Галичини 1779-1783 рр. (*Galicja...*, 2014), німецький аерофотознімок 1944 р. з Національного управління архівів і документів США (<https://catalog.archives.gov/id/306065>, архівні фото (www.polona.pl)).

Для розрахунку сучасної площі лісів у середовищі QGIS 3.14.15-Pi на території РЛП «Надсянський» станом на 2022 р. застосовано класифікацію використання земель за OpenStreetMap (Ukraine – Land Use, 2022), межі басейну Верхнього Сяну в РЛП «Надсянський» встановлено з використанням європейської системи мережі басейнів і рік (*European catchment...*, 2023).

Результати досліджень та їх обговорення

Долина Верхнього Сяну від Ужоцького перевалу до с. Боберка колишнього Турківського району (зараз – Самбірського) Львівської області в сучасних адміністративних межах України приурочена до району Стрийсько-Сянської верховини Вододільно-верховинської області Українських Карпат. Уся територія долини від 1998 року входить до складу української частини міжнародного резервату біосфери «Східні Карпати» – регіонального ландшафтного парку «Надсянський» та північно-західного масиву національного природного парку «Бойківщина», створеного в 2019 році (Марискевич та ін., 2019).

Першу інформацію про лісовий покрив території Верхнього Надсяння вдалося виявити в праці W. Pulnarowicz, де зазначено, що до половини XV ст. це була суцільна лісова пуща: «*Turka wraz z całą okolicą od Starego Sambora*

począwszy, aż po Beskid, do połowy XV stulecia, stanowiła **zupełnie niezamieszkałe, dzikie, leśne pustkowia**. Było to **jedno morze lasów**, z którego jak wyspa wystawały siniejące w oddali szczyty Beskidu» (*Турка разом з усією околицею від Старого Самбора аж до Бескиду, до половини XV століття представляла собою цілком незаселену, дику лісову пущу. Це було море лісів, з яких як острів виступали синіючі вдалині вершини Бескиду*»; Pulnarowicz, 1908, s. 9). Власне лісовий покрив й присутність великої кількості представників пушанської фауни значною мірою визначив назви низки населених пунктів цієї частини Бойківщини – Зубриця, Турочки, Вовче, Боберка. Соколики та ін.

У 1444 р. землі над Сяном від потоку Буковець (ліва притока у верхів'ях р. Сян) до колишнього села Журавин поблизу Боберки, були подаровані польським королем Владиславом Варенчиком (*Wladyslaw Warenczyk*) лицарю Янкові (*Zanko Woloch*) за заслуги в боях з турками. Ця земля мала назву «Теренове поле» (*Terenowe pole*), вона кілька разів була перепродана і тільки в XVI ст. її тодішній власник краківський воєвода Петро Кміть розпочав закладати села вздовж верхньої течії Сяну, а саме: 1529 р. – Дидьова, Дзвіняч, Лікоть; 1537 р. – Беньова, Тарнава Вишня і Тарнава Нижня, 1550 р. – Буковець, 1556 р. – Соколики і 1580 р. – Сянки (Marcinek, 2001). До того часу ця територія була практично цілковито вкрита буково-ялицевими, ялиново-ялицево-буковими та ялицево-буково-смерковими та буковими лісами (Концептуальні засади..., 2007), залишки яких збереглися поблизу с. Боберка на схилах г. Балита, а також у межах хребтів Бучок та Червоний Верх, незначні площі займали гігрофільні луки і верхові болота в заплаві та на першій терасі Сяну (Данилюк, 2010).

Заснування сіл і природний приріст населення на території Верхнього Надсяння призвели до потреби виділення земельних угідь під посіви сільськогосподарських культур. Таким резервом в цих умовах були лишень лісові землі, на яких практикували підсічно-вогневу та толоко-царинну системи землеробства. Свідченням цього є назви низки урочищ – Паленина, Спаленик, Зарубанка, Погари та Попалини та ін. Підсічно-вогнева система землеробства існувала у верхів'ях Сяну до кінця XIX ст. (Марискевич та ін., 2011).

Про приблизні масштаби зведених лісів для потреб мешканців Верхнього Надсяння наприкінці XVI ст. свідчать матеріали податкових реєстрів 1589 р., де міститься також інформація про площі земель, з яких сплачувалися податки: Сянки – 12,75 лану; Беньова – 14,25; Буковець – 12,25; Тарнава Вишня і Тарнава Нижня – 15,5; Соколики – 12,75; Локіть – 9,0; Дзвіняч – 15,0 і Дидьова – 16 ланів, що сумарно для долини Верхнього Сяну становить 107,5 лана або близько 2700 га колишніх лісових земель (Marcinek, 2001).

Починаючи із XVI ст. лісокористування з натурального (підсобного – спорудження житла, опалення, недеревні продукти) поступово перетворювалося в економічний чинник господарської діяльності населення: з XVII ст. почав діяти податок «повинності деревом», який мав специфікацію лісоматеріалів, заготовлених у селах і використовувався не лише для внутрішніх потреб, але й для експорту (Augustyn, 1999).

У 1772 році внаслідок анексії Австрійською монархією після першого поділу Речі Посполитої було утворено королівство Галичини та Лодомерії, до складу якого увійшли й землі Верхнього Надсяння. Протягом 1778–1783 рр. австрійський уряд провів перше військово-топографічне картування території у масштабі 1:28 800 – йосифінське картування (Galicja..., 2014), яке ще носить назву карт Фрідріха фон Міга (*Friedrich von Mieg*). Окрім самих карт конкретних територій (Рис. 1), важливою складовою цього картування був доданий до них опис особливостей закартованих населених пунктів і їхніх околиць, зокрема, інформація про наявність доріг, водних потоків, заболочених територій, а також про характер й породний склад лісів поблизу населених пунктів, що дозволяє здійснити спробу щодо їхнього ретроспективного аналізу, цілковито усвідомлюючи його поверховість (Табл. 1).



Рис. 1. Топографічна карта масштабу 1:28 800 для сіл Дидьова та Боберка в басейні Верхнього Сяну, 1779–1783 рр. (фрагмент секції 140)

Fig. 1. A topographical map on a scale 1:28 800 for the settlements Dydiova and Boberka in the Upper San Basin, 1779–1783 yrs. (fragment of section 140)

На підставі фрагменту карти території поблизу сіл Дидьова та Боберка, а також опису долини Верхнього Сяну можна зробити висновки, що вже наприкінці XVIII ст. лісовий покрив зазнав змін внаслідок антропогенного освоєння: чітко видно зменшення площі лісів (Рис. 1), в нижніх частинах гірських схилів хребтів Червоний Верх, Сянський та Бучок зафіксовано присутність заростей (очевидно, що малися на увазі порослеві буки й самовідновлення інших деревних порід), чагарників, а також згадка про інтенсивне корчування дерев поблизу Соколиків. Для вершин означених вище хребтів характерними були високоствбурові ліси (очевидно це ще могли бути праліси), в породному складі яких переважали ялиця біла, ялина європейська та бук лісовий (Табл. 1).

**Коротка характеристика лісів поблизу населених пунктів у долині Верхнього
Сяну станом на 1779–1783 рр. (Galicja..., 2014)**

Table 1. Short characteristics of forests near the settlements in the Upper San Valey as of
1779-1983 yrs.

№	Населений пункт Settlements	Характеристика лісів Characteristics of forests
1	Сянки, Беньова Syanky, Beniova	Переважає високостовбурові, переважає ялиці з незначною домішкою бука / Mostly tall-stemmed, fir prevails with a slight admixture beech
2	Соколики Sokolyky	На схилах г. Щовб переважно зарості, поодинокі високі дерева ялиці, інтенсивне корчування / On a slopes of Shchovb Mts. where are mostly thickets, single tall fir, intensive grubbing
3	Тарнава Вижня Tarnava Vyzhnya	На хребті високостовбурові ялиці і ялини, в нижніх частинах схилу – зарості / On the ridge tall-stemmed fir and spruce, in the lower parts of the slope - thickets
4	Лікоть Likot'	Вище потоку Червоний високостовбурові й густі / Above the Red stream - tall-stemmed and dense
5	Дзвіняч Dzvinych	На масиві Погари і в долині Бистої високостовбурові, оточені чагарниками / On the Pogary massive and the Bystra valley tall-stemmed, surrounded by shrubs
6	Дидьова Dydiova	На схилах гір Кичера і Кичерка високостовбурові ялини і буки / On the slopes of the Kychera Mts. And Kycherka Mts. - tall-stemmed spruce and beeches
7	Боберка Вижня Boberka Vyzhnya	На хребті Червоний Верх високостовбурові букові і ялицеві з домішкою ялини / On the Chervonyi Verkh ridge – tall-stemmed beech and fir forests with admixture of spruce

Військово-топографічне опрацювання території було недостатнім для заведення податкової системи (земельний податок), тому ще в першій чверті XIX ст. розпочався процес виготовлення картосхем, де також відображали площу лісів (Рис. 2).

Так, Дзвіняч Горішній (Dzwiniacz Górny) станом на 1852 р. займав загальну площу 5939 моргів (3418 га), з якої ліси становили 47,6%, орні землі – 23,2; пасовища – 15,3; луки – 10,9%. У легенді до картосхеми подано поділ лісів за породним складом: з 2825 моргів (1626 га) лісових земель майже 96% припадало на хвойні деревостани, тоді як листяні та мішані ліси займали незначні площі – 71 і 50 моргів (40,8 і 28,7 га). Також зазначено, що значні площі лук і пасовищ були вкриті чагарниками – 18 і 45% відповідно.

Наступним джерелом інформації про стан лісового покриву Верхнього Надсяння, передусім його площі, є австрійський кадастр земельних податків, запроваджений на території Галичини після виготовлення детальних кадастрових карт для Західної Бойківщини в 40–50-х роках XIX ст. у масштабі 1:2880 або 1:5760 для окремих гірських територій, який до

сьогоднішнього дня залишається джерелом достовірної інформації не тільки про площі, але й характер використання земель (Рис. 3).



Рис. 2. Картосхема структури землекористування в Дзвінiach Горішньому, долина Верхнього Сяну, 1852 р. <https://polona.pl/item/mappa-panstwa-dzwiniacz-gorny,MzA2NjAyMDU/0/#info:metadata>

Fig. 2. Map scheme of land structure in Dzwinyach Gorishnyi, Upper San Valley, 1852 yr.

Варто зазначити, що на цих кадастрових картах легенда містить понад 100 умовних знаків, з яких 34 відображають структуру використання земель, а 10 з них — це характеристики лісових ділянок (категорії листяних, хвойних і мішаних лісів з вказанням домінуючих порід, ремізи тощо; Wolski, 2016).

Візуальний аналіз фрагменту кадастрової карти 1852 р. для фактично неіснуючого сьогодні с. Тарнава Вижня (Рис. 3) також свідчить про те, що по обидвох берегах р. Сян площа лісів зменшилася за рахунок трансформації до лук/пасовищ та орних земель, які займали, відповідно, 22,8 і 27,5% від загальної площі, лісистість в цьому населеному пункті становила 31,5%, а за породним складом переважали листяні ліси. Таким чином, вже в середині XIX ст. матеріали податкових кадастрів свідчать про те, що процес зниження лісистості території Верхнього Надсяння був достатньо вираженим, хоча за породним складом масиви, які збереглися, очевидно ще могли бути природними лісами.

Повніша картина щодо площ лісів у Верхньому Надсянні станом на 1868 р. міститься в *Skorowidz dóbr tabularnych w Galicyi z Wielkiem Ks. Krakowskiem*, 1890 (цит. за Marcinek, 2001), в якому є дані про структуру

землекористування практично для всіх населених пунктів цієї території загальною площею 18 428 га (Табл. 2). Загальна лісистість Верхнього Надсяння становила майже 50%, найнижчі показники були в Лікті та Соколиках (31,2 і 26,3% відповідно), найвищі – в Буковці, Сянках і Беньовій (62,2, 62,6 і 68,9%).

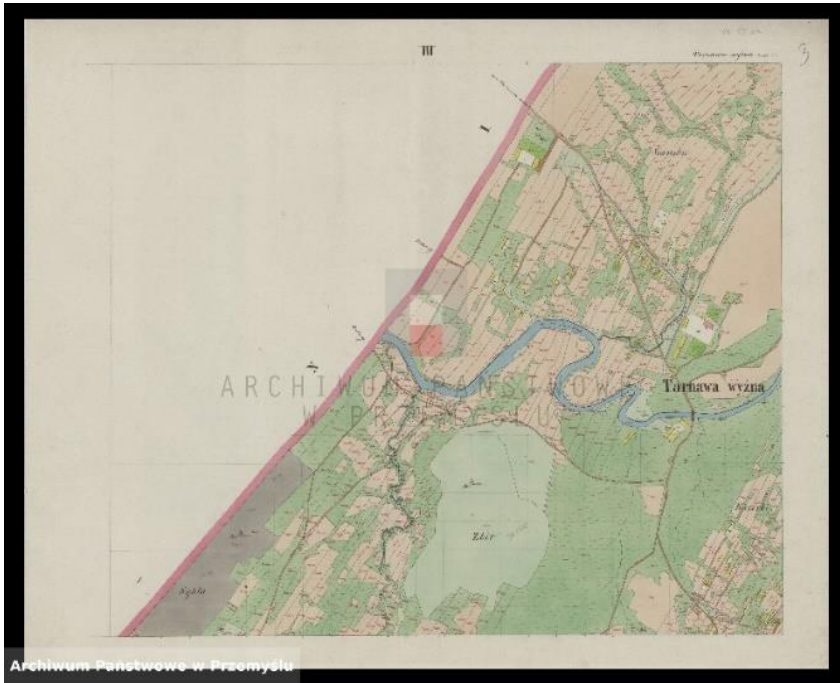


Рис. 3. Фрагмент кадастрової карти масштабу 1:2880 для с. Тарнава Вижня в долині Верхнього Сяну, 1852 р. (III фрагмент карти)

Fig. 3. Fragment of cadastral map on a scale 1:2 880 for the settlements Tarnawa Wyhnia in the Upper San Basin, 1852 yr. (III fragment of the map)

Причина такого різного в достатньо обмеженому просторі відсотка лісистості швидше за все зумовлена рельєфом території (широкі долини на пологих схилах поблизу Ліктя і Соколик, які використовувалися в рільництві). Труднощі з транспортуванням деревини з огляду на нерозвинуту інфраструктуру доріг змушували власників лісових земель до пошуку продуктів деревного походження, які легше було транспортувати – резонансної ялини, смоли, деревного вугілля, кори і передусім, попелу (Augustyn, 1999). У Верхньому Надсянні поташарні почали створювати ще в кінці XVIII ст. (Сянки), а в 50-х роках XIX ст. вони були в Дзвінячі, Тарнаві Вижній, Буковці та Беньовій. Основним джерелом для виробництва попелу була деревина бука лісового, тому місця їхньої локалізації непрямим чином вказують на близькість до лісів з високою частотою цієї породи дерев (Augustyn, 1999).

Зменшення площі лісів пов'язане як зі збутом деревини для поблизу розташованих солеварень й виробництва поташу, так і викорчовуванням для потреб сільського господарства, про що, зокрема, свідчить зростання поголів'я

ВРХ, кількості коней, овець, свиней та кіз в господарствах населення. Так, у повіті Турка, до якого входили села Верхнього Надсяння, протягом 1857-1869 рр. поголів'я ВРХ збільшилося в 2,3 раза, а кількість коней, кіз, овець та свиней, відповідно, в 2,9, 4,5, 2,4 і 3,2 раза (Табл. 3).

Таблиця 2

**Структура землекористування в населених пунктах, локалізованих у долині
Верхнього Сяну станом на 1868 р. (Marcinek, 2001)**

Table 2. The structure of land-use in settlements located in the Upper San valley, 1868 yr.

№	Населений пункт <i>Settlement</i>	Площа загальна, га <i>Total square, ha</i>	Чисельність населення, осіб <i>Population, persons</i>	Площа, га <i>Square, ha</i>			
				орні землі <i>arable lands</i>	луки, городи <i>meadows, yards</i>	пасовища <i>pastures</i>	ліси <i>forests</i>
1	Сянки/ <i>Syanky</i>	1799	274	385	130	157	1127
2	Беньова/ <i>Ben'ova</i>	2022	284	341	145	142	1394
3	Буковець/ <i>Bukovets'</i>	2114	192	354	140	305	1315
4	Соколики/ <i>Sokolyky</i>	1577	423	692	156	313	416
5	Тарнава Вижня + Тарнава Нижня, <i>Tarnava Vyzhnya +</i> <i>Tarnava Nyzhnya</i>	4123	975	1237	380	751	1755
6	Лікоть / <i>Likot'</i>	878	367	440	93	71	274
7	Дзвіняч/ <i>Dzvinyach</i>	3279	649	810	207	649	1613
8	Дидьова/ <i>Dydiova</i>	2636	624	789	216	328	1303
Загалом/Total		18428	3788	5048	1467	2716	9197

Новий етап освоєння лісів Верхнього Надсяння розпочався з 1868 року, коли австрійський уряд розпочав масштабний продаж камеральних (колишніх королівських) лісів Галичини загалом і Бескидів, зокрема приватним підприємцям (лісовим спекулянтам). Ці ліси були продані Самуелеві Сімундтові (*Samuel Simundt*) і Вінценту Кірхмаєру (*Wincent Kirchmayer*), які їх перепродали краківській спілці, після кількох наступних змін власників ліси опинилися у володінні фірми Яна Барона Лібіха (*Jan Baron Liebig*) та інших лісопідприємців. Після продажу лісів великим власникам спорудження пилорам у селах Верхнього Надсяння зростає: так, станом на кінець 70-х – початок 80-х років XIX ст. водні пилорами були в Беньовій, Буковці, Сянках, Соколиках і Дидьовій. Зокрема, в Беньовій на 2 пилорамах протягом року переробляли 640 м³ колод ялиці та ялини, а в Сянках – 105 м³ колод тих же порід. Окрім цього, деревина також використовувалася для виробництва попелу – поташарні були в Беньовій, Буковці та Дзвінячі (Marcinek, 2001).

Таблиця 3

**Чисельність домашніх тварин в повіті Турка протягом періоду 1857-1910 рр.
(Zwierzęta gospodarskie..., 1875, 1869, 1910)**

Table 3. The number of livestock animals in Turka district during the period 1857-1910 yrs,

№	Домашні тварини <i>Livestock animals</i>	Роки / Years		
		1857	1869	1910
1	ВРХ, шт. / <i>Cuttle, pcs.</i>	14 595	33 932	42 775
2	Коні, шт. / <i>Horses, pcs.</i>	1 293	3 735	10 169
3	Кози, шт. / <i>Goats, pcs.</i>	216	979	625
4	Вівці, шт. / <i>Sheep's, pcs.</i>	4 767	11 451	13 107
5	Свині, шт. / <i>Pigs, pcs.</i>	3 055	9 667	15 058

Загалом, станом на 1880 р. лісистість у повіті Турка була низькою і становила 28%. Відсоток високоствбурих лісів від загальної площі лісів повіту дорівнював 76%, з яких 21 припадав на листяні і 72% – на хвойні деревостани (Табл. 4). Площа лісів, де велося лісове господарство, займала понад третину лісопокритої території (36%), тоді як на інших лісових землях воно проводилося лише частково або не велося зовсім – частина зрубів, переважно суцільних, не заліснювалася, внаслідок чого активізувалися процеси площинної і лінійної ерозії гірських ґрунтів, виникнення селевих потоків, формування катастрофічних повеней і вітровалів (Przemysl drewny..., 1880; Биогеоценотический покров..., 1983).

Станом на 1880 р. частина лісів східно-південної частини Галичини в Бещадах (Верхнє Надсяння входило до цієї фізико-географічної одиниці), ще значною мірою була лісовою пущею. Свідченням цього є їхній опис, зроблений Тадеушем Рutowським (*Tadeusz Rutowski*), в якому фактично міститься дуже невтішний прогноз щодо подальшого існування цих лісів: “Na wschodnio-południowych kresach kraju jest jeszcze **puszcza leśna, prawdziwe dziewicze lasy, pierwobory** w całej okazałości i majestacie, w których są jeszcze imponujące zapasy starodrzewia. Zaszanowane z braku komunikacji, doczekały się i one słońca i w **niewiele lat będą i one należeć do historii**: barony Popperzy, Liebigi, Groedle, które dali rade Munkanskim (Мукачівським) borom, uprzątną się i z tymi zapasami **wiekowej pracy przyrody**. Nie ma ostępów, nie ma uroczysk, w któreby “cywilizacja” nie wdarła się, a “**dziewicze lasy**” **Bieszczadu nie dożyją XX wieku**” («На східно-південному прикордонні краю ще є лісова пуща, **правдиві віргінільні ліси, першобори**, в усій своїй красі та величі, які ще мають імпонуючі запаси старовікових дерев. Збережені завдяки відсутності комунікаційних шляхів, й вони дочекалися сонця і **за небагато років також будуть належати історії**: барони Поппери, Лібіхи, Гроделі, які зуміли впоратися з Мунканськими (Мукачівськими) пралісами, також дадуть раду й цим запасам вікової праці природи. Нема нетрищ, нема урочищ, в які б не вдерлася «цивілізація», а **віргінільні ліси Бещадов не дочекаються XX століття**»; Rocznik statystyki..., 1880, s. 27). На початок XX ст. лісистість Верхнього Надсяння загалом становила 30% (Wobr i in., 1908).

Таблиця 4

**Характеристика лісового покриву в повіті Турка станом на 1880 р.
(Lasy..., 1880)**

Table 4. The characteristics of the Turka district forest cover in 1880 yr.

№	Назва показника <i>Name of indexes</i>	Показник <i>Indexes</i>
1	Площа, км ² <i>Total surface, km²</i>	1448,452229
2	Чисельність населення, осіб <i>Population, persons</i>	55955
3	Щільність населення, ос./км ² <i>Density of population, persons per sq.km</i>	37
4	Площа високоствбових листяних лісів загалом, га <i>Area of tall-stemmed deciduous forests in general, ha</i>	8467,380000
5	Площа високоствбових хвойних лісів загалом, га <i>Area of tall-stemmed coniferous forests in general, ha</i>	21869,910000
6	Площа високоствбових лісів загалом, га <i>Area of tall-stemmed forests in general, ha</i>	30337,290000
7	Площа низькоствбових лісів загалом, га <i>Area of low-stemmed forests in general, ha</i>	9761,020000
8	Площа пасовищ з незначним лісокористуванням загалом, га <i>Area of pastures with minor forest use in general, ha</i>	3578,810000
9	Площа неужитків, які можна використовувати, га <i>Area of land that can be used, ha</i>	1039,280000
10	Площа лісів, га <i>Area of forests, ha</i>	40098,310000

Причина збереження великих лісових комплексів у Верхньому Надсянні була дуже проста – вони були недоступними для експлуатації з огляду на відсутність доріг, але ситуація почала динамічно змінюватися після побудови в 1904 р. залізничної колії Самбір-Ужок, яка сполучила Львів з Ужгородом та Чопом. Вже до 1908 р. у багатьох лісових комплексах, особливо тих, що знаходилися поблизу залізничних колій, було проведено рубки, включаючи суцільні (Яблунька Вижня, Яблунька Нижня). Значні проблеми створювали кототкотривалі контракти на експлуатацію лісів, оскільки зруби не заліснювали, вони заростали ожиною, малиною; на вирубках, де було проведено відновлення, незважаючи на законодавчу заборону, проводився випас худоби (Wobr i in., 1908).

Трохи інше виглядала ситуація в лісах Надсяння, які були у власності великих лісозаготівельних фірм, зокрема, фірми барона Лібіха, якому належали великі суцільні лісові комплекси в південно-східній частині повіту Турка з лісами Верхнього Надсяння, в яких панівною породою була ялиця біла, особливо в старих деревостанах, включаючи праліси. До початку інтенсивної експлуатації лісів Надсяння цю територію сміливо можна було

називати «країною ялиці», оскільки вона займала понад 50% лісопокритої площі. Ялина, яка також була присутньою в старих деревостанах, за товщиною не дорівнювала ялиці, але висота окремих дерев сягала від 50 до 60 м. Вищі положення над ялицевими та ялиновими лісами займав бук – як в чистих деревостанах, так і в мішаних з ялицею та ялиною (Wobr i in., 1908). Опосередкованим показником збільшення темпів освоєння лісів в повіті Турка свідчать також дані щодо кількості коней в господарствах населення, які широко використовувалися в лісовому господарстві: за період з 1869 до 1910 рр. їхня кількість зросла в 2,7 раза (Табл. 3).

Під час польової екскурсії до лісів Верхнього Надсяння, яка відбулася 24–25 серпня 1908 р., учасники загальних зборів Галицького товариства лісівників відвідали ліси ревіру Бориня (власник – барон Лібіх), що займали площу 2175 га й включали 6 великих комплексів. У віковій структурі мішаних деревостанів переважали ліси V-ї групи віку (понад 100 р.), а запас деревини в окремих виділах становив 730 м³/га. Також учасники екскурсії побували в лісах ревіру Беньова-Буковець, власниками яких були Рубінштейн і Фроммер (*Rubinstain i Frommer*), що займали площу 2564 га. Так само, як і в лісах ревіру Бориня, 63% площі займали деревостани V-ї групи віку, з яких 867 га припадало на букові праліси. Проте, як було означено вище (Przemysl drewny..., 1880), ці ліси не мали шансів зберегтися: фірма Falter i Datter за контрактувала в лісах барона Лібіха 450 тис. м³ хвойної деревини, яка мала бути заготована протягом 1904–1914 рр. для подальшого експорту до Відня, Німеччини, Угорщини та Чехії.

Про масштаби лісовидобутку на початку XX ст. у Верхньому Надсянні, центр якого знаходився в Соколиках (Рис. 4), опосередковано свідчать дані щодо протяжності ліній вузькоколіюк, канатних доріг, водних риз та, передусім, кількості пилорам. Протяжність 4 вузькоколіюк на цій території становила 68 км: Соколики-Ступосяни (24 км), Беньова-Сянки (7 км), Буковець-Соколики-Поташня (7 км) і Турка-Завадка (30 км) (Wendelin, 2002). Вздовж майже 40-км відтинку – практично від витоків р.Сян до Ліктя – було 7 великих парових пилорам: в Сянках, Буковці, Беньовій, Соколиках, Тарнаві Вижній, Тарнаві Нижній і в Лікті. Річна потужність переробки деревини на пилорамах уздовж Верхнього Сяну в 1908 р. становила 161 тис. м³/рік (Wobr i in., 1908).

Загалом, в рішенні загальних зборів Галицького товариства лісівників 1908 р. було наголошено на потребі зменшення інтенсивності суцільних рубок, захисту лісів вздовж потоків і рік, а також заліснення зрубів такими породами як ялиця і бук тощо. Хоча потрібно відмітити, що в окремих випадках вже й тоді застосовувалися технології, які захищали, передусім, лісові ґрунти й підстилку – у лісах барона Лібіха були канатні дороги, зокрема, до Яблуньки довжиною 11 км та з Сянок до Либохори (9 км), а також водні ризи (4 км).

Статистичні дані з 1931 р. (Skorowidz gmin..., 1931) свідчать, що, незважаючи на інтенсивне використання лісів, яке тут розпочалося в першому десятилітті XX ст., порівняно з серединою XIX ст. лісистість Верхнього Надсяння залишилася практично на тому самому рівні й становила 49,3% (Табл. 5).

Порівняння показників лісистості в окремих населених пунктах Верхнього Надсяння за період 1868–1931 рр. показує, що вона зменшилася майже на 20% в Беньовій і Буковці, тоді як в Сянках та в Соколиках було відмічено зростання – відповідно на 9 та 16,4% (Табл. 2, 5). Значної шкоди зазнали ялицеві і букові ліси Верхнього Надсяння від екстремальних морозів 1928/1929 рр., коли в другій половині січня та в лютому температура повітря в Сянках сягала (-45°C), що спричинило розпад чи істотне пошкодження деревостанів на значних площах (Kosina, 1931; Kucharzyk, 1999).

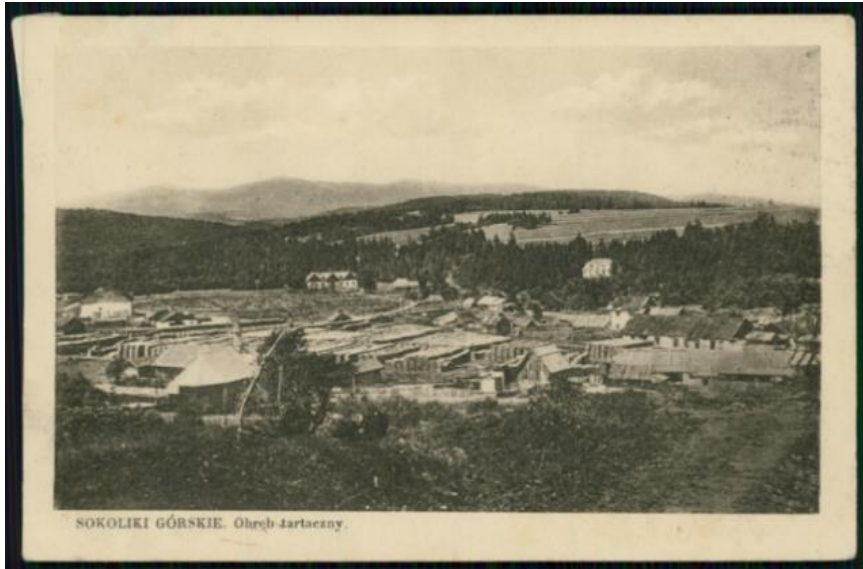


Рис. 4. Лісопереробний комплекс в Соколиках, долина Верхнього Сяну, 1934 р.
<https://polona.pl/preview/b7f13c3a-482b-4c46-90e3-6a071811e627>
Fig. 4. Wood processing complex in Sokolyky, Upper San Valley, 1934 yr.

Таким чином, не зважаючи на інтенсивне ведення лісового господарства у Верхньому Надсянні, компенсація лісових площ все ж таки здійснювалася шляхом створення культур, в складі яких переважала ялина європейська (Голубець, 1978). Також потрібно відзначити, що в багатьох випадках на колишніх суцільних зрубках, які були локалізовані в малодоступних місцях, відбувалося спонтанне заліснення переважно ялиною, тому показники загальної лісистості для території Верхнього Надсяння за 60 років не змінилися, хоча істотних змін зазнав породний і віковий склад деревостанів (Kosina, 1907; Schramm, 1958).

Стосовно змін в лісових угрупованнях, то після II Світової війни наймасштабніших трансформацій зазнали ліси, які знаходилися у великій власності поруч з пилорамами і комунікаційними шляхами (Беньова, Соколики), тоді як значні комплекси, локалізовані у відділених недоступних місцях зберегли природний характер (масиви на г. Балита поблизу Дидьової, в межах хребта Бучок). Широко були поширені недруби, одновікові молоді порослеві бучини та культури ялини. За даними польських науковців, лісистість цієї території була в

межах 42,8–50,2% (Korzeniak, Kucharzyk, 2016). Стан лісового покриву Верхнього Надсяння на той час відображає німецький аерофотознімок, зроблений у 1944 р. (Рис. 5).

Таблиця 5

Структура землекористування в населених пунктах, локалізованих в долині Верхнього Сяну станом на 1931 р. (Skorowidz gmin..., 1931)

Table 5. The structure of land-use in settlements located in the Upper San valley, 1931 yr.

№	Населений пункт <i>Settlement</i>	Площа загальна, га <i>Total square, ha</i>	Чисельність населення, осіб <i>Population, persons</i>	Площа, га <i>Square, ha</i>		
				орні землі <i>arable lands</i>	луки, пасовища <i>meadows, pastures</i>	ліси <i>forests</i>
1	Сянки/ <i>Syanky</i>	1871	889	177	354	1340
2	Беньова/ <i>Ben'ova</i>	2110	782	340	727	1043
3	Буковець/ <i>Bukovets'</i>	2210	526	735	536	939
4	Соколики/ <i>Sokolyky</i>	1658	1716	686	262	710
5	Тарнава Вижня <i>Tarnava Vyzhnya</i>	2036	813	679	414	943
6	Тарнава Нижня <i>Tarnava Nyzhnya</i>	2350	1065	848	488	1014
7	Лікоть/ <i>Likot'</i>	921	522	441	171	309
8	Дзвіняч/ <i>Dzvinyach</i>	3427	1594	987	660	1780
9	Дидьова/ <i>Dydiova</i>	2771	1236	799	507	1465
Загалом / Total		19354	9143	5692	4119	9543

Після Другої світової війни внаслідок проведення протягом 1947–1951 рр. акцій «Вісла», «Захід», «Н-Т» та очищення прикордонної смуги в СРСР, практично все населення долини Верхнього Сяну (понад 10 тис. осіб) було виселене, а землі були націоналізовані й передані в управління державним лісовим господарствам і колективним господарствам як в Польщі, так і в Україні (Skala, Wolski, 2016; Niewiadomski et al. 2013). На колишніх землях сільськогосподарського призначення (рілля, луки, пасовища), які в межах аналізованої території займали площу 50%, розпочалися природні процеси природного та штучного відновлення рослинного покриву загалом і лісового покриву зокрема. Найважливішими проявами сукцесії в долині Верхнього Сяну та частині схилів було спонтанне заліснення колишньої рілля через експансію вільхи сірої, ялівця, ліщини, а також поширення піонерних порід дерев (верба, береза). На післялісових луках, де було припинено випас і викошування та які ще не заросли підростом деревних порід, спостерігається поступове зростання показників трофізму та вологості ґрунтів, що призводить до збільшення частки

нітрофільних видів та видів-убіквістів на фоні загального зменшення видової різноманітності (Korzeniak, Kucharzyk, 2016).



Рис. 5. Німецький аерофотознімок території Верхнього Надсяння (Дидьова – Боберка), 1944 р., Національне управління архівів і документів США, <https://catalog.archives.gov/id/306065>

Fig. 5. German Flown Aerial Photography of Upper Nadsyannya (Dydiova – Boberka), 1944 yr. U.S. National Archives and Records Administration (NARA)

Протягом періоду 1961–1991 рр. покинута рілля, пасовища й сінокоси в українській частині долини Верхнього Сяну на землях, які зазнали примусового виселення мешканців, використовувалися як сінокоси та пасовища колективними господарствами. Після проведення земельної реформи та приватизації землі в Україні, нелісові землі як землі запасу за межами населених пунктів загальною площею 3287 га (дані Головного управління Держгеокадастру України у Львівській області), переважно використовувалися населенням як луки і сінокоси. У 1997 р. ця територія увійшла до складу РЛП «Надсянський», для неї був характерним високий рівень ценотичного й видового біорізноманіття в межах післялісових лучних угруповань – різних варіантів мезофільних та гігрофільних лук (Данилюк, 2012).

У 60-х рр. XX ст. в польській частині Бещадів розпочалося активне заліснення колишньої ріллі ялиною, модриною та сосною (Chorostowski і in., 1977; Gorzelak, 1999). Породний склад деревостанів на цей час був таким: бук – 41,8%, ялиця – 22,9%, вільха – 12,2%, сосна і модрина – 10,5%, ялина – 8,2%,

явір, ясен, дуб – 1,1%, береза і осика – 1,7%, граб і інші – 1,7% (Szczulka, 1971). Порівняння породного складу лісів Бещадів, включаючи масиви Бещадського парку народowego (1967–2009 рр.) свідчить про зростання вкладу бука (+2%), ялини (+1%), сосни і модрина (+4%), явора, ясена і дуба (+2%) та зменшення відсотків для ялиці (-5%), вільхи (-2%), берези і осики (-1%), граба і інших (-1%). За період від 1958 до 2010 рр. лісистість Бещадів зросла на 23,7% – від 50,21 до 73,91% (Korzeniak, Kucharzyk, 2016).

Станом на початок 2023 р. лісистість в гміні Лютовіска, яка локалізована на правому березі р. Сян і входить до складу однієї з польських частин МРБ «Східні Карпати» – регіонального парку Долина Сяну, становила 81,9%.

У той час, коли в польській частині Верхнього Сяну на початку 60-х років ХХ ст. розпочалися роботи щодо реконструкції лісового покриву, лісам української частини Карпат (1944–1958 рр.) у повоєнні роки було завдано значних втрат, оскільки фактичне вирубування лісу вдвічі-втричі перевищувало науково-обґрунтовані нормативи. Така експлуатація призвела до зменшення запасів стиглих і перестійних лісів на 48% і тільки у 1968 р. обсяг рубань головного користування зменшився до розрахункової лісосіки 1,8 млн. м³, тоді як в 1959 р. цей показник був вищим у 3,3 раза (Генсірук, 1992). Тоді ж розпочалася ліквідація розриву між площами вирубування і садінням лісу, реконструкція і переведення в категорію цінних насаджень 20 тис. га малоцінних молодих лісів (Калуцький, Осташук, 2010). Все це відобразилося на сучасній структурі лісового покриву: в колишньому Турківському районі Львівської області домінуючою породою стала ялина європейська, лісостани якої займають 56,5%, на бук лісовий та ялицю білу припадає, відповідно 17,0 і 16,8% лісопокритої площі. До освоєння людиною в реконструйованому первинному біогеоценотичному покриві переважали бук лісовий (42,1%) та ялиця біла (52,1%), а вклад ялини європейської становив лишень 4,8%. Стосовно вікової структури деревостанів, то станом на початок 2000 р. молодняки до 40 р. займали 47,1%, середньовікові – 40,4%, а на деревостани віком понад 80 років припадало всього лиш 12,5% (Концептуальні..., 2007).

За матеріалами останнього лісотипологічного обстеження (2013–2017 рр.) лісів у басейні Верхнього Сяну (Яблунське і Верхнянське лісництва колишнього ДП Боринське лісове господарство, а також Надсянське лісництво Турківського ЛДП ОКС ЛГП «Галсільліс»), які локалізовані в українській частині басейну Верхнього Сяну в межах РЛП «Надсянський», основними породами в деревостанах є ялина і ялиця – 49 і 27% відповідно, тоді як на бук припадає 9% площі. Майже половину насаджень становили середньовікові деревостани (51,7 %), на молодняки до 40-а років припадало 42,4%, тоді як на стиглі і перестійні – 5,9 %.

Площа лісів на території РЛП «Надсянський» станом на 2023 р., розрахована з використанням OpenStreetMap (Ukraine – Land Use, 2022), становить 7440,77 га (лісистість – 37,7%), тоді як в українській частині басейну Сяну площею 11 280 га. який цілковито локалізований в межах РЛП, цей показник є

вищим і дорівнює 45% (площа лісів 5098,0 га). Якщо взяти до уваги також площі залісених територій в долині Верхнього Сяну (587 га), які не ідентифікуються через OpenStreetMap, то лісистість в РЛП «Надсянський» 40,7%, а в українській частині басейну р. Сян – 50,4% (Рис. 6).

Різниця в лісистості української та польської частин басейну Верхнього Сяну перш за все пов'язана з показниками щільності населення: для польської території (гміна Лютовіска Бещадського повіту) цей показник становить 4 ос./км², тоді як в РЛП «Надсянський» він вищий більш ніж на порядок (46 ос./км²). На відміну від Польщі, де вже в 60-х роках ХХ ст. розпочався процес активного залісення території та перебудови вторинних ялиників, а також створення великих природоохоронних територій (в 1973 р. було створено Бещадський парк народовий), українська частина басейну Верхнього Сяну після виселення мешканців 7 сіл з 60-х рр. минулого століття використовувалася колективними господарствами для випасу худоби й заготівлі сіна.

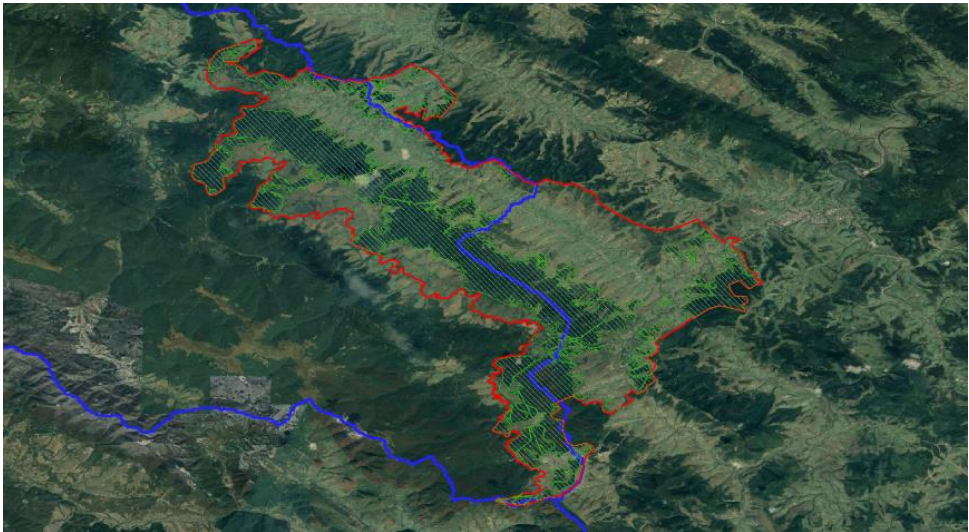


Рис. 6. Супутникове фото долини Верхнього Сяну, 2023 р. Червона лінія – контури РЛП «Надсянський», синя – басейн р. Сян. Внутрішня межа РЛП «Надсянський» проходить уздовж р. Сян.

Fig 6. Satellite photo of the Upper San Valley. 2023. Red line – contours of the RLP “Nadsyanskyi”, blue – the San River basin. The internal border of the RLP “Nadsyanskyi” runs along the San River.

Проте, з огляду на істотне зменшення протягом останніх 30-ти років поголів'я ВРХ і, закономірно, площ гірських пасовищ та сінокосів для території Східних Карпат загалом (SARD-M Report..., 2008) і для басейну Верхнього Сяну зокрема (тільки за останні 10 років на території РЛП «Надсянський» поголів'я ВРХ зменшилося на 32%), в українській частині басейну Верхнього Сяну спостерігається активізація процесу трансферу лісів «forest transformation», яка на

разі відбувається шляхом спонтанного заліснення, у цьому випадку спричиненого припиненням пасовищного використання. Для аналізованої території у верхів'ях басейну Сяну ці процеси призвели до зменшення площ сінокосів та пасовищ на 1361 га або 42% від означеної вище загальної площі земель запасу колишніх сільських рад за межами населених пунктів. За даними інвентаризації земель, проведеної Турківським районним управлінням земельних ресурсів, станом на кінець 2019 р. в структурі земель запасу в долині Верхнього Сяну площа залісених земель становить 587 га або 18%, а площа чагарників – 774 га або 24% від загальної площі земель запасу. Загалом 42% площі колишньої ріллі, лук і пасовищ долини Верхнього Сяну, що тривалий час зазнавали антропогенного пасовищного навантаження (у випадку аналізованої території – понад п'ять століть), після припинення дії цього чинника знаходяться на початковому етапі вторинної сукцесії в напрямку до природних угруповань, яка для післялісових гірських лучних угруповань описана в низці робіт (Falinski, 1986a; 1986b; Michalik, 1986; Kornaś, 1990 та ін.).

За результатами досліджень, проведених на трансектах в межах РЛП «Надсянський» та НПП «Бойківщина», заліснення знаходиться на стадії опанування території вільхою сірою, вербою, березою з незначним підростом ялиці та ялини ближче до стіни лісу (Марискевич та ін., 2022).

На відміну від експлуатаційних лісів, в яких природне заліснення використовується поряд з іншими лісогосподарськими заходами для отримання ресурсу, на природоохоронних територіях, зокрема, в горах, перебіг вторинної сукцесії в багатьох випадках призводить до зниження показників ландшафтного та біотичного різноманіття, що було показано для Бещадів (Korzeniak, Kucharzyk, 2016), тому в більшості європейських країн на таких територіях використовуються заходи з активної охорони післялісових угруповань (Ściurzyński, 2004). Зокрема, в польській частині міжнародного резервату біосфери «Східні Карпати», яка включає до свого складу долину Верхнього Сяну на лівому березі річки, проводиться регулярне сінокосіння та регульований випас (Winnicki, Zemanek, 1998). Тому для збереження високого рівня біорізноманіття в українській частині МРБ «Східні Карпати», до складу якої у Львівській області входять частина НПП «Бойківщина» та РЛП «Надсянський» потрібно буде опрацювати методи активної охорони території, які будуть спрямовані не тільки на поступову зміну породного складу лісів, яка буде наближеною до природного лісового покриву (Kozak et al., 2021), але й на збереження існуючого високого рівня різноманіття гігрофільних і мезофільних післялісових лучних екосистем, в складі яких виявлено значну кількість видів, що занесені до Червоної книги України та інших охоронних списків (Атлас..., 2012; Марискевич та ін., 2020).

Висновки

Здійснено ретроспективний аналіз трансформації лісового покриву протягом XV–XXI століть в українській частині басейну Верхнього Сяну, що

входить до складу Стрийсько-Сянської верховини Вододільно-Верховинської області Українських Карпат й цілковито локалізований в межах регіонального ландшафтного парку «Надсянський» та національного природного парку «Бойківщина».

На підставі картографічних матеріалів та статистичних даних, зокрема, податкових реєстрів XIX ст., показано, що заселення території Верхнього Надсяння, яке розпочалося в першій половині XVI ст., призвело до значних змін в лісистості: так, в другій половині XIX ст. вона знизилася від «ідеальної» в первинному покриві (99%) до 49,9%, що було зумовлено переважно викорчовуванням лісів місцевими мешканцями для забезпечення потреб рільництва й тваринництва (в долині Верхнього Сяну в той час проживало 3788 осіб), а також використанням деревини з огляду на виробництво поташу, смоли, сплату «податку деревом», продаж для потреб достатньо близько локалізованих численних солеварень на Старосамбірщині тощо.

З'ясовано, що інтенсифікація лісокористування, яка розпочалася в другій половині XIX ст. і, особливо, в першому десятилітті XX ст. у зв'язку з розбудовою транспортної інфраструктури (залізниця Самбір-Сянки-Чоп, мережа вузькоколієйок загальною протяжністю 68 км), а також функціонуванням в долині Верхнього Сяну семи пилорам загальною потужністю понад 160 м³/рік деревини, призвела до подальшої експлуатації лісових ресурсів, включаючи масиви пралісових екосистем, які станом на 1908 р. ще займали значні площі на цій території. Проте експлуатація лісів у цей період вже частково супроводжувалася лісокультурними роботами, на суцільних вирубках відбувалася спонтанне залісення, тому станом на 1931 р. лісистість території не зазнала істотних змін і становила 49,3% за значної варіабельності для окремих населених пунктів: найнижчим цей показник був у Лікті (33,5%), а найвищим – в Сянках (71,0%). Слова Тадеуша Рутовського стосовно долі пралісів у долині Верхнього Сяну виявилися пророчими - всі ці масиви було вирубані.

Порівняння зміни лісистості впродовж 1868-1931 рр. для окремих населених пунктів у долині Верхнього Сяну свідчить про значне зниження лісистості в Беньовій (-19,6%) та Буківці (-20,1%), тоді як в Соколиках, де знаходився центр переробки деревини всього верхнього Надсяння, за аналізований період лісистість зросла від 26,4 до 42,8%.

Показано, що після II Світової війни внаслідок цілковитого виселення населення з Верхнього Надсяння, в польській частині басейну Верхнього Сяну розпочався процес збільшення площі лісів: за період з 1958 до 2010 рр. лісистість Бещадів зросла загалом до 73,91%, а в лісництвах надлісництва Ступосяни, які локалізовані на лівому березі Сяну – до 80%. Породний склад деревостанів практично відповідає природним лісам цієї території – найвищим є відсоток бука лісового (43,8%) та ялиці білої (17,9%), тоді як ялина європейська становить 9,2%. У той же час в українській частині басейну Верхнього Сяну загальною площею 11280 га показник лісистості з 1931 р. практично не змінився і становить 50,4%, а в породному складі лісів й надалі переважають ялина і ялиця – 49 і 27% відповідно, тоді як на бук припадає 9% площі.

На нашу думку, така значна різниця в лісистості практично однієї в фізико-географічному аспекті достатньо обмеженої в розмірах території, яка лише розділена державним кордоном України та Польщі у верхній течії Сяну на протяжності 55 км, для польської частини Верхнього Надсяння зумовлена “трансфером лісів» (*forest transition*) – явищем, за якого зміна господарювання, пов’язана зі зменшенням людської популяції чи зниженням рентабельності ведення сільського господарства, призводить до зростання лісопокритої площі. Відтік людей у Надсянні відбувся після II Світової війни в ситуації репресивної міграції, внаслідок якої станом на 2021 р. щільність населення в польській частині Верхнього Надсяння становить 4 ос./км², тоді як в українській цей показник вищий на порядок.

Важливою обставиною також є той факт, що Верхнє Надсяння на території Польщі з 1973 р. входить до складу природоохоронних територій загальнодержавного (Бещадський парк народовой), а з 1992 р. і міжнародного значення (МРБ «Східні Карпати»), тоді як в Україні створення РЛП «Надсянський» в 1997 р. і включення його до складу МРБ не призвело до істотних змін у веденні лісового господарювання в його межах. Входження частини РЛП до складу НПП «Бойківщина», яке відбулося в 2019 р., сприятиме поступовій трансформації лісового покриву в напрямку до природних лісів. Досвід польських колег свідчить, що спонтанна сільватизація на колишніх вторинних луках, які використовувалися в минулому як пасовища і сінокоси, призводить до втрати біорізноманіття території Верхнього Надсяння, тому важливим є налагодження моніторингу за цими явищами та використання методів активної охорони вторинних лучних угруповань, які вирізняються високим ступенем біотичного різноманіття в природоохоронних об’єктах цієї території.

Подяки. Щиро вдячна моїм польським колегам – доктору Stanislaw Kucharzyk з Бещадського парку народowego та магістру Macieju Augustynu з Устрик Дольних за допомогу в пошуку архівних даних та опрацюванні картографічних матеріалів, а також директору фірми ArchiVist з Кракова магістру Dariusz Pstuś за безоплатне надання німецького аерофотознімку 1944 р. території Надсяння.

Антропогенні зміни біогеоценотичного покриву в Карпатському регіоні / За ред. М. А. Голубця. – К.: Наук.думка, 1994. – 165 с.

Атлас поширення видів Червоної книги України на території регіонального ландшафтного парку «Надсянський» / ред. Марискевич О. Г., Шпаківська І. М. – Львів, «ЗУКЦ», 2012. – 146 с.

Біогеоценотический покров Бескид и его динамические тенденции / Ред. М. А. Голубец – К.: Наук. думка, 1983. – 240 с.

Бойчук І. І., Гайдукевич М. І., Парпан В. І. та ін. Історія Осмолодської пуці. – Львів: Наук. тов. ім. Шевченка, 1998. – 146 с.

Генсірук С. А. Ліси Українських Карпат та їх використання. – К.: Урожай, 1964. – 289 с.

Генсірук С. А. Ліси України. – К.: Наук.думка, 1992. – 408 с.

Голубец М. А. Ельники Украинских Карпат. – К.: Наук.думка, 1978. – 264 с.

- Данилюк К.** Флора судинних рослин регіонального ландшафтного парку «Надсянський». – К.: Наук.думка. 2010. – 119 с.
- Екологічний потенціал наземних екосистем** / За ред. М. А. Голубця. – Львів: Поллі, 2003. – 180 с.
- Калуцький І. Ф., Остащук Р. В.** Лісове господарство в Українських Карпатах: історичний аспект та перспектива сталого розвитку // Наук. записки НЛТУ України. – 2010. – Вип. 20.14. – С. 8-17.
- Концептуальні засади сталого розвитку гірського регіону** / За ред. М. А. Голубця. – Львів: Поллі; 2007. – 288 с.
- Марискевич О.,** Шпаківська І., Невядомський З. та ін. – Регіональний ландшафтний парк «Надсянський»: природна та історико-культурна спадщина. – Львів: Вид-во «ЗУКЦ», 2011. – 74 с.
- Марискевич О.,** Шпаківська І., Башта А.-Т. та ін. Сучасний стан біорізноманіття НПП Бойківщина (Українські Карпати) // Матер. міжнар. зоол. конф. «Фауна України на межі ХХ-ХХІ ст. Стан і біорізноманіття екосистем природоохоронних територій», м. Львів-Шацьк (12-15 вересня 2019 року). – Львів, 2019. – С. 107-109.
- Марискевич О.,** Шпаківська І., Данилюк К. та ін. Рідкісні види рослин і тварин регіонального ландшафтного парку «Надсянський». – Львів, 2020. – 18 с.
- Марискевич О.Г.,** Демчишин Н.Б., Казибрід І.А. Спонтанне заліснення долини Верхнього Сяну (Українські Карпати). Ліси в умовах сучасних викликів. Матеріали міжнародної науково-практичної конференції (20 жовтня 2022 р., м. Харків). – Харків, 2022. С.20-21.
- Augustyn M.** Wpływ produkcji potażu na stan lasów nad górnym Sanem i Solinką w XIX w. // Roczniki Bieszczadzkie. – 1999. – N 8. - S. 299–324.
- Cieselska K., Cieselski M.** Lesistość w Polsce w przekrojach terytorialnych // Wiadomości statystyczne. – 2017. – 5 (672). – S. 62-78.
- Ciurzycki W.** Wtórna sukcesja lasu na polanach górskich wyłączonych z gospodarki pasterskiej // Sylwan. – 2004. – N 11. – S.59-66.
- Chorostowski W.,** Gäntner A., Żywiol H. Stosunki rolno-leśne w Bieszczadach. – Sylwan. – 1977. – 121 (7). – S. 1-10.
- European catchments and River's network system (Ecrins). 2023. Online at <https://www.eea.europa.eu/en/datahub/datahubitem-view/a9844d0c-6dfb-4c0c-a693-7d991cc82e6e> acceded on 15.04.2023.
- Falinski J. B.** Sukcesja roślinności na nieużytkach porolnych jako przejaw dynamiki ekosystemu wyzwolonego spod długotrwałej presji antropogenicznej. Część I: Podstawy teoretyczne i prezentacja wybranej serii sukcesji wtórnej // Wiadomości botaniczne. - 1986a. – 30, 1. – S. 25-50.
- Falinski J. B.** Sukcesja roślinności na nieużytkach porolnych jako przejaw dynamiki ekosystemu wyzwolonego spod długotrwałej presji antropogenicznej. Część II: Doświadczenia własne i postulaty do badań nad sukcesją na nieużytkach porolnych // Wiadomości botaniczne. – 1986b. – 30, 2. – S. 115-126.
- Galicja** na józefińskiej mapie topograficznej 1779-1783. T.5. Część A. Sekcje 88-93, 102-108, 133-142 / Die Josephinische Landesaufnahme von Galazien 1779-1783. Band 5. Teil A. Sektionen 88-93, 102-108, 133-142. – Kraków: Polska Akademia Nauk. Instytutu Historii imienia Tadeusza Manteuffa, Stacja Naukowa w Wiedniu. Uniwersytet Pedagogiczny w Krakowie. Instytut Historii, 2014. – S. 224.
- Gorzela A.** Zalesienia terenów porolnych. – Warszawa, Instytut Badawczy Leśnictwa, 1999. – 174 ss.
- Grainger A.** The forest transition: an alternative approach // Area. – Vol. 27. – P. 242-251.

- Kornaś J.** Jak i dlaczego giną nasze zespoły roślinne // *Wiadomości botaniczne*. – 1990. – 34, 2. – S. 7-16.
- Korzeniak J., Kucharzyk S.** Zmiany w szacie roślinnej od połowy XIX w. do czasów współczesnych // *Bojkowszczyzna Zachodnia – wczoraj, dziś i jutro* / Red. Jacek Wolski. – T. 2. – Warszawa, IG i PZ PAN, 2016. – S.225-260.
- Kosina J.** Buczyny na Beskidzie // *Sylvan*. – 1907. – T.25. – N 12. – S.482-486.
- Kosina J.** Szkody wojenne w lasach Beskidu // *Sylvan*. – 1916. – T. 34 – N 01-06. – S.22-27.
- Kosina J.** Rozmiar szkód zrządzonych przez mrozy w zimie 1928/29 w drzewostanach bukowych i joołowych w górnem dorzeczu Sanu położonych i następstwa stąd wynikające // *Sylvan*. – 1931. – T. 49 – N 1. – S.94-101.
- Kozak I., Parpan T., Shparyk Yu.** et al. Using FORDRY model to forecast transformation of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in Nadsyansky Regional Landscape Park (Ukrainian Carpathians) // *Folia Forestalia Polonica, Series A – Forestry*. – 2021. – Vol. 63 (3). – P. 183-194. – <https://doi.org/10.2478/ffp-2021-0019>
- Kucharzyk S.** Wpływ mrozów w zimie 1928/1929 na rozwój drzewostanów w Bieszczadach I w Bieszczadzkim Parku Narodowym // *Sylvan*. – 1999. – 143 (8). – S.25-47.
- Kucharzyk S., Augustyn M.** Stosunki gospodarcze we wsiach Bukowiec i Beniowa w końcu XIX wieku, w świetle opinii anonimowej rzeczodawcy // *Roczniki Bieszczadzkie*. – 2011. – 19. – S.17-32.
- Kucharzyk S., Marszałek E.** Leśnictwo // *Bojkowszczyzna Zachodnia – wczoraj, dziś i jutro* / Red. Jacek Wolski. – T. 2. – Warszawa, IG i PZ PAN, 2016. – S.377-410.
- Land Abandonment**, Biodiversity and the CAP. – Utrecht: Government Service for Land and Water Management of the Netherlands, 2004. – 56 p. – Online at https://ieep.eu/wp-content/uploads/2023/01/land_abandonment_Final_report.pdf, accessed on 19.03.2023.
- Lasy** w powiatach politycznych Galicji i Śląska Austriackiego w 1880 r. – Online at <https://www.arcgis.com/apps/dashboards/07b6e7a3a2c247da8f886756f51f4212>, accessed on 21.03.2023.
- Marcinek R.** Dane historyczne dla miejscowości w obrębie Bieszczadzkiego Parku Narodowego i otuliny // *Monografie Bieszczadzkie*. – T.XII. – 2001. – 219 ss.
- Mather A. S.** The forest transition // *Area*. – 1992. – Vol. 24. – P. 367–379.
- Michalik S.** Pasterstwo a ochrona przyrody w parkach narodowych polskich Karpat // *Chrońmy Przyrodę Ojczystą*. – 1986. – 42,4. – S. 19-29.
- Niewiadomski Z., Maryskiewicz O., Perzanowski K.** International Biosphere Reserve “Eastern Carpathians”/ Międzynarodowy Rezerwat Biosfery “Karpaty Wschodnie // *Biosphere Reserves in Poland/Rezerваты biosfery w Polsce*. Red. M. Kunz, A. Nienartowicz. – Toruń: Wyd. Uniwersytetu Mikołaja Kopernika, 2013. – P. 109-128.
- Ostafin K., Troll M., Slusarek i in.** Historical dataset of administrative units for Galicia 1857-1910. – Online at <https://doi.org/10.7910/DVN/PXDP41>, accessed on 15.04.2023.
- Pulnarowicz W.** U źródeł Sanu, Stryja i Dniestru (historia powiatu turczańskiego). – Turka: Wydawnictwo Związku Strzeleckiego, 1929. – 144 s.
- Rocznik Statystyki Przemysłu i Handlu Krajowego** / Pod red. Dra Tadeusza Rutowskiego. – Lwów: Krajowe Biuro Statystyczne, 1888. – 135 p.
- Rygiel Z.** Świerk bieszczadzki “tarnawski” w przeszłości i jego stan obecny // *Sylvan*. – 1998. – N 10. – S. 39-47.
- SARD-M Report** for the Carpathian Convention Member States Assessment of Policies, Institutions and Processes Regional Synthesis for Czech Republic, Hungary, Poland, Romania, Republic of Serbia, Slovak Republic and Ukraine. 2005. – Online at

http://www.carpathianconvention.org/tl_files/carpathiancon/Downloads/02%20Activities/2.1.3%20SARD-M%20Report%20for%20the%20Carpathian%20Convention%20Member%20States.pdf, accessed on 10.01.2023.

Schramm W. Lasy i zwierzyzna Gór Sanockich. – Poznań: PWN, 1958. – 113 ss.

Szczulka J. Problem zagospodarowania lasów w Bieszczadach. – Sylwan. – 1971. – 115 (4). – S.7-16.

Skorowidz gmin Rzeczypospolitej Polskiej: ludność i budynki oraz powierzchnia ogólna i użytki rolne: na podstawie tymczasowych wyników drugiego powszechnego spisu ludności z dn.9.12 1931 r. czesc 3, Wojewódstwa południowe / Główny Urząd Statystyczny Rzeczypospolitej Polskiej. – Online at <https://pbc.gda.pl/dlibra/doccontent?id=2792>, accessed on 25.04.2023.

Skala M., Wolski J. Osadnictwo i ludność // Bojkowszczyzna Zachodnia – wczoraj, dziś i jutro / Red. Jacek Wolski. – T. 2. - Warszawa, IG i PZ PAN, 2016. – S. 347-376.

Tretiak P., Bojczuk I. Antropogeniczne i naturalne przemiany lasów w Gorganach // Roczniki Bieszczadzkie. –1997. – T. 6. – S. 177-183.

Ukraine – Land Use. Land use classification extracted from OpenStreetMap in April 2022. Online at <https://datacatalog.worldbank.org/search/dataset/0061443/Ukraine---Land-Use> accessed on 15.04.2023

Winnicki T., Zemanek B. Przyroda Bieszczadzkiego Parku Narodowego / Nature in the Bieszczady National Park. – Ustrzyki Dolne, Wydawnictwo Bieszczadzkiego Parku Narodowego, 2009. – 178 ss.

Wobr W., Dattner M., Martyniec M., Frommer H. Stenograficzny protokół Obrad XXIII Walnego Zgromadzenia Członków galicyjskiego Towarzystwa leśnego z dnia 22 i 23 sierpnia 1908 r. w Samborze // Sylwan. – 1908. – 26 (10). – S/427-495.

Wolski J. Trwałość krajobrazu wiejskiego na przykładzie przekształceń zbiorowisk roślinnych bieszczadzkiej “krainy dolin” w ciągu ostatnich 150 lat // Chrońmy Przyr. Ojcz. – 2009. – 65 (6). – S. 441-448.

Zasoby leśne nadleśnictwa Stuposiany. RDLP w Krośnie. 2023. Online at <https://stuposiany.krosno.lasy.gov.pl/zasoby-lesne>, accessed on 15.04.2023.

Zwierzęta gospodarskie w powiatach politycznych Galicji i Śląska Austriackiego w 1857 r. – Online at <https://www.arcgis.com/apps/dashboards/dc5a94ec551145a8bc09a513de946393>, accessed on 25.02.2023

Zwierzęta gospodarskie w powiatach politycznych Galicji i Śląska Austriackiego w 1869 r. Online at <https://www.arcgis.com/apps/dashboards/67d3be64a792480ca7883f0dc3b77eb1>, accessed on 25.02.2023

Zwierzęta gospodarskie w powiatach politycznych Galicji i Śląska Austriackiego w 1910 r. Online at <https://uj.maps.arcgis.com/apps/dashboards/e01da4eb61f142239df5cc7e6244f6c4>, accessed on 25.02.2023

Oksana Maryskevych

HISTORICAL ASPECTS OF THE FOREST COVER TRANSFORMATION OF THE UPPER NADSYANNYA (UKRAINIAN CARPATHIAN MTS.)

The article discusses the transformation of the forest cover of the Upper Nadsyannya – the territory that is part of the Stryi-Syan upland of the Vododilno-Verkhovyna physiographic region of the Ukrainian Carpathians within the Ukrainian part of the Upper Syan river basin, which is entirely incorporated into the territory of the Nadsyanskyi regional landscape park and the north-western massifs of the national natural park “Boikivshchyna” (Sambir district of the Lviv region). Analyzed literature, statistical

sources and cartographic materials indicate that already at the end of the 18th century the forest cover of the territory of the Upper Syan valley, the settlement of which began in the middle of the 16th century, significantly decreased, and in 1868 the forest cover accounted for 49,9%. The article describes the main forms of forest use by local residents in the 19th century, related to the development of agriculture and animal husbandry, payment of taxes, as well as use of wood for potash extraction, etc. Data on the species and age structure of the forest stands of the Upper Nadsyannya prior to the beginning of intensive logging in the early 20th century, as well as the changes that took place within this entire territory after World War II and the peculiarities of their course in different parts of the Upper Syan basin after the mass eviction of the population are provided. In contrast to the Polish part of the Upper Syan basin, where due to spontaneous silvatization of the former arable land, pastures and meadows, as well as the creation of croplands and reconstruction of disturbed tree stands in the post-war period, forest cover at the beginning of the 21st century increased to 80-90%, and the species composition of the forests became close to the natural with the dominance of beech and fir, in the Ukrainian part of the Upper Syan basin this indicator has not considerably changes since 1868 and accounts for 50,4% with a significant advantage of spruce in the composition of tree stands. The main reasons for such differences include population density indicators, the specifics of forestry activities, as well as the time of designation of large-scale nature conservation areas in the upper reaches of the Syan River.

Key words: history, forestry, forest transition, anthropogenic influence, 15-21th centuries, Upper San catchment, Ukrainian part of Eastern Carpathians

E-mail: maryskevych@ukr.net

ORCID: 0000-0001-6929-2863

Павло Яценко¹, Микола Корусь²

ВЕРЕСОВИЩА ЯК СУКЦЕСІЙНА СТАДІЯ СИЛЬВАТИЗАЦІЇ ПОСТАГРАРНИХ ЕКОСИСТЕМ НА ШАЦЬКОМУ ПООЗЕР'І

Сільськогосподарські угіддя, зокрема орні землі, які стали перелогами, а також сінокоси та випаси, що сформувалися на осушених болотах, інтенсивне використання яких припинилося, розглянуто як постагарні екосистеми. У регіоні Шацького поозер'я, де є значні площі таких колишніх угідь, тепер відбувається швидке спонтанне їх заліснення. Для узагальнення різних проявів появи самосіву дерев у постагарних екосистемах, що призводить до їх ренатуралізації, застосовано термін «сильватизація». Показано розбіжності щодо трактування цього терміну. Для вивчення явища сильватизації обрано рослинні угруповання за участю вересу звичайного, які називають вересовища. Охарактеризовано об'єкт, предмет і мету досліджень. Наведено детальну характеристику еколого-біологічних особливостей вересу, його господарське значення. Відображено поетичні згадки про верес. Розглянуто лісівничо-екологічні особливості вересовищ, історичні аспекти їх формування за різних форм землекористування, з'ясовано перебіг відновних сукцесій рослинності в процесі сильватизації постагарних екосистем на Шацькому поозер'ї. Наявні вересовища розглянуто як сукцесійну стадію сильватизації постагарних екосистем. Виділено два часових типи вересовищ: давні, які сформувалися на піщаних гривах після припинення орного обробітку землі у період давнього одноосібного землекористування, та сучасні, які відображають відновні стадії сукцесії природної рослинності на порівняно недавніх перелогах після ліквідації колгоспів. Показано, що на давніх вересовищах внаслідок бідності ґрунту та його сухості трапляються лише поодинокі сосни та яловець, тоді як на сучасні вересовища заліснюються, трансформуючись у березово-соснові ліси вересові.

Ключові слова: сільськогосподарські угіддя, орні землі, перелоги, часові типи угруповань

Термін «сильватизація» (від лат. *sylva* – ліс) деколи трактується двояко – і в широкому розумінні, тобто як формування лісу взагалі, і у вузькому, відображаючи появу лісу лише на землях певних категорій. Широке трактування стосується заліснення обезліснених (Словники...) ділянок землі, безвідносно до екологічної їх специфіки, особливостей господарського використання, історії трансформаційних процесів та розвитку наявної рослинності. Такими ділянками можуть бути зруби, згарища, а також пасовища, сіножаті, перелоги, які колись були вкриті лісом.

Разом з тим, в останні десятиліття спостерігається активне спонтанне заліснення земельних угідь, що тривалий час були орними землями, сіножатями чи пасовищами, але вибули з інтенсивного господарського використання, стали перелогами. Відбувається ренатуралізація таких постагарних екосистем шляхом формування лісу без участі людини, причому як на землях, що у давнину були лісом, так і на тих, що ніколи не були залісненими. Зокрема, заліснюються осушені болота, на яких ліс ніколи не ріс, і які спонтанно, природним шляхом трансформуються у лісові екосистеми. У цьому випадку термін «сильватизація» набуває вузького значення, відображаючи вже формування

лісу на конкретних угіддях, що не використовуються, та зміну типу екосистем природним шляхом.

У Лісовому кодексі України (2006; глава 14, стаття 79) зазначено, що **відтворення** лісів у державі відбувається двома шляхами, а саме: лісовідновленням та лісорозведенням.

Відновлення лісів (ст. 80 Кодексу) здійснюється на лісових ділянках, що були вкриті лісовою рослинністю. До таких належать зруби і згарища, які підлягають залісненню впродовж не більше двох років, а також лісові культури, які загинули з різних причин; їх відновлення має відбутися впродовж наступного року.

На лісових ділянках, зайнятих чагарниками, низькопродуктивними і малоцінними деревостанами, відновлення більш цінних та високопродуктивних лісів здійснюється шляхом реконструкції низькопродуктивних деревостанів та проведення лісокультурних робіт, що можна розглядати як варіант лісовідновлення.

Лісорозведення (ст. 81 Кодексу) здійснюється на призначених для створення лісів землях, не вкритих лісовою рослинністю, насамперед низькопродуктивних та непридатних для використання в сільському господарстві (яри, балки, піски тощо), а також на землях сільськогосподарського призначення, виділених для створення полезахисних лісових смуг та інших захисних насаджень.

На нелісових землях інших категорій та іншого функціонального призначення природна поява дерев і формування ними лісового середовища відбувається спонтанно, що є однією з характерних ознак «сильватизації».

З урахуванням наведеного ми вважаємо, що сильватизацію у вузькому розумінні терміну треба розглядати як *явище природної ренатуралізації трансформованих нелісових екосистем, які сформувалися за різних форм їх господарського використання, внаслідок появи дерев і подальших сукцесій рослинності*. Термін «сильватизація» доцільніше застосовувати для означення явища природного спонтанного заліснення нелісових земель та угідь не-лісогощадарського призначення, що вибули з інтенсивного господарського використання, розглядаючи їх як постагарні екосистеми. Тим самим сильватизація не є аналогом **лісовідтворення**, яке стосується земель лісових чи спеціально відведених для заліснення, а формування лісу може відбуватися як у процесі лісовідтворення, так і в процесі сильватизації земель (Сильватизація..., 2022).

Процеси сильватизації на ділянках різних постагарних угідь відбуваються по-різному, їх перебіг характеризується різними стадіями сукцесії природної рослинності, зокрема формуванням трав'яних угруповань (із переважанням однорічників та багаторічників), їх подальшої заміни чагарничками та чагарниками, а потім деревами. Проте закономірності зміни сукцесійних стадій часто не виражені, формування деревостану може відбуватися одночасно з розвитком травостою, чагарничків і чагарників, що відображає комплексність і багатовекторність процесів формування лісу. Різною може бути тривалість сукцесійних стадій та затримки формування лісу як кінцевого етапу сильватизації. Однією із таких специфічних сукцесійних стадій в процесі сильватизації постагарних екосистем у регіоні Західного Полісся є вересовища.

Матеріал і методика досліджень

Вивчення особливостей сільватизації постагарних екосистем проведено на Шацькому поозер'ї як українській частині транскордонного біосферного резервату «Західне Полісся» (ТБР). Модельні полігони для вивчення проблеми спонтанного заліснення колишніх угідь закладено у межах Шацького національного природного парку як основний природоохоронний території у межах Поозер'я.

Метою роботи було доповнення знань про сукцесійні стадії сільватизації постагарних екосистем, особливості ренатуралізації природної рослинності в процесі спонтанного їх заліснення, про трансформаційні процеси у рослинному покриві Шацького національного природного парку.

Об'єктом дослідження слугували вересовища – рослинні угруповання, що формуються в процесі спонтанного заліснення постагарних екосистем різного рівня трансформованості у межах Шацького поозер'я і є сукцесійною стадією їх сільватизації, а предметом – еколого-біологічні особливості вересу та його угруповань, а також літературно-поетичне відображення виду, його господарське використання, еколого-фітоценотична специфіка структури вересовищ і зумовленість різної часової тривалості сукцесійної стадії вересовища в процесі сільватизації постагарних екосистем.

Матеріал для узагальнень щодо фітоценотичної структури вересовищ, характеру ґрунтів, рослинності та біологічного різноманіття, особливостей заліснення зібрано на основі закладання тимчасових пробних площ на вересовищах, які сформувалися у різних часових і екологічних умовах. Еколого-біологічні особливості вересу, його господарське значення, а також поетичне відображення виду охарактеризовані на основі аналізу літератури.

Результати досліджень та їх обговорення

Вересовищем називають густі зарості вересу, наявність яких свідчить про бідність екологічних умов. Через переважання виду у рослинному покриві такі оселища ще деколи іменують «вересове пустище» (рис. 1). Верес також часто стає домінантом наземного покриву після пожеж у соснових лісах, формуючи угруповання практично за відсутності конкуренції між видами рослин. Найчастіше вересовища трапляються на колишніх орних землях, що з якихось причин вибули із сільськогосподарського використання і стали перелогами. Наявність вересовищ відображає початкові стадії колонізації таких перелогів природною рослинністю і свідчить про різновекторність процесів сільватизації постагарних екосистем. Як рослинні угруповання вересовища мають специфічну фітоценотичну структуру, що зумовлена еколого-біологічними властивостями вересу та екологічними умовами його оселищ. Розглянемо такі властивості цього виду детальніше.



Рис. 1. Вересовище в урочищі «Макошин» на давніх перелогах у Шацькому національному природному парку

Fig. 1. Heathland in the «Makoshin» site on ancient fallows in the Shatskyi National Nature Park

Еколого-біологічні особливості вересу та його поширення

Верес звичайний – вічнозелений низькорослий і дуже галузистий чагарничок родини Вересових, єдиний представник у роді Верес. Латинська назва рослини (*Calluna vulgaris* (L.) Hull); деколи подається як «чистий», хоча «callainus» означає «бірюзовий», а «calli» або «callo» має грецьку основу і перекладається як «красивий» (Забинкова, Кирпичников, 1957, с. 44). Є також багато народних назв цього виду. Зокрема, опублікований співробітником Інституту екології НАН України, д.б.н Юрієм Кобівим «Словник українських наукових і народних назв судинних рослин (Кобів, 2004) на с. 93 містить такі назви: *верес, верес простий, вересіль звичайний, вересінь звичайний, вересень, вересіль, вересінь, вереск, вересниця, вересовець-трава, вересок, верест, вересь, верещай, верис, верос, версак, вовкове зілля, дев'ясінь, дереза, менчир, підбрусничник, смеречки, смерічка, устюкове зілля, чабрик дикий, чебрець польовий*. Праслов'янське *verъ*(*verzъ*) вважається похідним і спорідненим з литовським *viržys* (Етимологічний..., 1982).

Поширений верес на території Європи, Північної Африки, Гренландії, Атлантичного узбережжя Північної Америки, Східного та Західного Сибіру. Серед європейських країн лише Італія не може похвалитися значним вересовим килимом.

Нектар у квітах вересу виробляється у великих кількостях, тому вони відвідуються дуже багатьма комахами, які розносять пилок і сприяють

перехресному запиленню. Дуже цікавою особливістю біології запилення вересу, яка була відкрита О. Хагерупом (1950) на Фарерських островах (Семейство..., 1981, с. 88-95), є участь у цьому процесі комахи теніотрипса (*Taeniothrips ericae*). У квітах вересу завжди можна знайти цих дрібних відвідувачів, які постійно рухаються і досягають частин квітки, недоступних більшим кохам.

Плід вересу – чотиригнізда, не багатонасінна, куляста коробочка (до 1,5 мм у діаметрі), вкрита білими щетинистими волосками. Розмножується верес переважно насінням, але полегли стебла також часто вкорінюються.

Верес – рослина невибаглива, за відношенням до багатства ґрунту належить до групи оліго-мезотрофів, може однаково добре рости як на скелястих пагорбах та гірських височинах, так і на рівнинах. Характерною екологічною властивістю вересу є здатність рости на кислих ґрунтах. Лужних ґрунтів він, як правило, не переносить. Але за відношенням до вологості його екологічна валентність (тобто здатність витримувати певну амплітуду коливань факторів навколишнього середовища і заселяти різні середовища, які характеризується більшими чи меншими відмінами екологічних факторів) значно ширша; верес трапляється як серед лишайників у сухих соснових лісах, де здатні вижити небагато видів, так і на торфових болотах.

На болотах верес росте на мохових горбиках і виглядає не гірше, ніж на пісках. Довгий час вважалося, що представники вересових (так звані «ерикоїдні» чагарнички), у тому числі й верес, на болотах не можуть поглинати воду через низьку її температуру, і, таким чином, перебуваючи у воді, рослини наче страждають від спраги (так звана «фізіологічна спрага»), тому у них і виробився «ерикоїдний вигляд». Проте тепер вченими доведено, що вересові на болотах випаровують величезну кількість води, а отже й поглинають таку ж її кількість, а їх специфічний «ерикоїдний» вигляд зумовлений іншими причинами, серед яких на першому місці – азотна недостатність болотних ґрунтів.

Життя на болотах і бідних ґрунтах виробило у вересових низку пристосувань, важливішим із яких є симбіоз із грибами у формі мікоризи. Корені майже всіх вересових тісно обплітаються нитками грибниці – гіфами, які постачають рослинам воду та поживні речовини із перегною. Гриби ж отримують в обмін речовини, які виробляються рослинами. Мікориза має величезне значення в житті вересу, бо його насіння проростає лише за її допомоги. Вважається, що представники вересових тому й поширені переважно на кислих ґрунтах, бо гриби, які живуть на цих рослинах, не переносять лужних ґрунтів (Семейство..., 1981, с. 88-95).

Верес у літературно-поетичному відображенні

Верес (норв. *røsslyng*) – національна квітка Норвегії. Цей вид був зображеним на гербі одного з кланів у древній Шотландії, яку також називають «країною вересового меду».

У ВІКІПЕДІЇ (вільній енциклопедії) наведено легенду про те, що верес – єдина рослина, яка на прохання Бога погодилась рости на пустельних скелястих схилах. За це Господь дарував рослині невибагливість, чудовий аромат і неперевершену красу цвітіння. Зацвітає верес у серпні і продовжує цвісти впродовж всієї осені, аж до жовтня, тому один із місяців в українській мові – а саме дев'ятий, названо на честь цієї рослини «вересень».

У художній літературі теж є чимало згадок про верес. Зокрема, у 1880 році світ побачила чудова балада відомого шотландського письменника Роберта Люїса Стівенсона «Вересовий мед» (англ. *Heather Ale*, дослівно «Вересовий ель»), у якій йдеться про останніх пиктів – батька і сина, що готові були загинути, але понад усе прагнули зберегти від завойовників-шотландців таємницю виготовлення вересового напою. Прекрасний твір був написаний на основі легенд і переказів XV століття. Наводимо уривок із оригінального першодруку цієї балади (Stevenson, 1890).

HEATHER ALE: A GALLOWAY LEGEND

From the bonny bells of heather
They brewed a drink long-syne.
Was sweeter far than honey,
Was stronger far than wine.
They brewed it and they drank it,
And lay in a blessed swound
For days and days together
In their dwellings underground.

There rose a king in Scotland,
A fell man to his foes.
He smote the Picts in battle.
He hunted them like roes.
Over miles of the red mountain
He hunted as they fled,
And strewed the dwarfish bodies
Of the dying and the dead.

Є чудовий, але маловідомий переклад цієї балади українською мовою під назвою «Вересовий трунок», здійснений Є. Д. Крижевичем (Чорна, 2015), який ми вважаємо за доцільне тут викласти повністю.

Із вересового квіту
Пикти варили давно
Трунок, за мед солодший,
Міцніший, аніж вино.
Варили і випивали
Той чарівний напій
І в темрявих підземеллях
Долі раділи своїй.
Та ось володар шотландський
Жахались його вороги
Пішов на пиктів оружно,
Щоб знищить їх до ноги.

Він гнав їх, неначе ланей,
По вересових горбах,
Мчав по тілах спогорда.
Сіяв і смерть, і жах.
І знову настало літо,
Верес ізнов червонів,
Та трунок медовий варити
Вже більше ніхто не вмів
В могилках, немов дитячих,
На кожній червоній горі,
Лежали під квітом червоним
Поснули навек броварі.

Їхав король шотландський
По вересовій землі;
Дзинчали завзято бджоли,
Курликали журавлі.
Та був можновладець похмурий,
Думу він думав свою:
"Владар вересового краю
Чом з вересу трунку не п'ю?"
Раптом васал королівський
Натрапив на дивний схов:
В розколині між камінням
Двох броварів знайшов.
Витягли бідних пиктів
Миттю на білий світ
Батька старого і сина,
Хлопця отрочих літ.
Дивився король на бранців,
Сидячи у сідлі;
Мовчки дивились на нього
Ті броварі малі.
Король наказав їх поставити
На кручі й мовив: – Старий,
Ти сина й себе порятуєш,
Лиш тайну трунку відкрий.
Глянули вниз і вгору
Батько старий і син:
Довкола – червоний верес,
Під ними – клекіт пучин.
І пикта голос тоненький
Почув шотландський король:
Два слова лише, володарю,
Тобі сказати дозволь!

Старість життя цінує.
Щоб жити, я все зроблю
І тайну трунку відкрию,
Так він сказав королю.
Немов горобчик цвірінькав
Мова лилася дзвінка
Відкрив би тобі таємницю,
Боюся лише сінка.
Смерть його не лякає,
Життя не цінує він
Не смію я честь продавати,
Як в очі дивиться син.
Зв'яжіть його міцно, владарю,
І киньте в кипучі нурти,
І я таємницю відкрию,
Що клявся повік берегти.
І хлопця скрутили міцно,
І дужий вояк розгойдав
Мале, мов дитяче, тіло,
І в буруни послав.
Крик бідолахи останній
Поглинули хвилі злі.
А батько стояв на кручі
Останній пикт на землі.
Владарю, казав я правду:
Від сина чекав біди.
Не вірив у мужність хлопця,
Який ще не мав бороди.
Мене ж не злякає тортура
Смерть мені не страшна,
І вересового трунку
Зі мною помре таїна.

Господарське значення вересу

Верес звичайний – цілюща лікарська, танідоносна, кормова, фарбувальна і декоративна рослина, широко відома своїми оздоровчими властивостями (Лікарські..., 1992; Верес..., 2010). З молодих пагонів можна добувати жовту фарбу. Так, у Шотландії, в культурі якої верес займає почесне місце, з його листочків видобувають жовтий фарбник для відомої тканини – шотландки, з якої шили пледи та кілти – національне вбрання шотландців у вигляді спіднички. Використовувався верес і у виробництві вересового елю – традиційного шотландського міцного пива, перша згадка про яке датується II-м століттям до нашої ери.

Квіти вересу містять флавоноїди, арбутин, ефірну олію, полісахариди. Як лікарську сировину гілки вересу збирають у серпні-вересні, зрізуючи їх секаторами, ножицями чи косою. Сушать у тіні або на горіщі, розстилаючи на папері або тканині шаром 5–7 см. Зберігають у коробках. Квіти і квітучі верхівки пагонів заготовляють в період масового цвітіння. Їх сушать у приміщенні, яке добре провітрюється.

У народній медицині траву вересу використовують при лікуванні сечокам'яної хвороби, ревматизму, при застуді, нервових хворобах, проносі, туберкульозі легень, набряканні ніг при серцевих і ниркових захворюваннях, а також при безсонні. (Лікарські..., 1992). У гомеопатії траву вересу, тобто не здерев'янілі верхівкові частини стебла (*Herba Ericae*) застосовують при ревматизмі, хворобах сечового міхура, подагрі, циститі. Надземні частини вересу містять таніди (до 7%). Настой з вересу є добрим протизапальним, антибактеріальним, діуретичним засобом, їх використовують при лікуванні запальних процесів. Також дуже корисними є чаї, настої та сиропи із квітів вересу. Компрес із вересового настою допоможе заспокоїти подразнення шкіри і сприятиме швидкому загоєнню ран. Вересовий мед є чудовим засобом проти застуди, його широко використовують у медицині при різних захворюваннях. Широко використовують вересовий мед у кулінарії. В Україні, зазвичай, надають перевагу іншим видам меду, оскільки вересовий має дещо гіркуватий смак. Проте в європейських країнах, наприклад, у Франції, мед із вересу є справжнім делікатесом. Із вересових квітів і меду також готують смачні напої, чаї, сиропи.

Верес звичайний – дуже добрий осінній медодай, який часто дає продуктивний взяток. Бджоли охоче відвідують верес і беруть багато нектару саме в той період, коли інші високопродуктивні медоносні рослини відцвітають, або вже відцвіли. Взятку із вересу сприяє розиткові розплоду бджіл на зиму. Медопроодуктивність його 60–100 кг з 1 гектара заростей (за сприятливої погоди до 300 кг). У теплу малодошову погоду з великих масивів вересу одна бджолосім'я збирає по 8–25 кг меду. Мед з вересу темно-жовтого і червоно-бурого кольору, густий, трохи терпкуватий, дуже ароматний, містить багато мінеральних і білкових речовин. Порівняно з медами з інших рослин він містить більше мінеральних, білкових та інших речовин, у зв'язку з чим при перезимівлі на вересовому меді у бджіл спостерігається пронос. Також у зв'язку із збільшеним вмістом білкових речовин, при згущенні або дозріванні він стає драглистим і його важко відкачувати із стільників. Тому при значному взятку мед качають, коли мед ще не «дозрів», через кожні 4–5 днів. Наприклад, у Латвії бджоли успішно зимують на цьому меді. Відразу ж після підготовки гнізд до зими (кінець серпня – перша половина вересня) кожній сім'ї згодують 8–10 кг 60-відсоткового цукрового сиропу (Алексєнко та ін., 1966). Вересовий мед є антисептиком, його застосовують при бронхіальній астмі. Він очищує кров, має сечогінну дію. Використовується при каменях у нирках і сечовому міхурі, при подагрі і ревматизмі.

Кормові якості вересу зумовлені наявністю солей кальцію, натрію, калію, фосфору, а також каротину, у зв'язку з чим він дуже корисний для молодняка і

лактуючих тварин. За поживністю верес поступається перед луговим і лісовим сіном, але кращий від вівсяної соломи. У 100 кг корму міститься до 35 кормових одиниць і до 5% протеїну (Слін та ін., 1979; Чопик, Дудченко, Краснова, 1983). У маловрожайні на сіно роки верес заготовляють на зиму для годівлі корів і коней. Найбільш поживний верес у фазі цвітіння і дуже корисний навесні, коли мало зелених кормів. Він придатний для приготування трав'яного борошна.

У декоративному садівництві верес рекомендується для декорування кам'яних гірок, садіння на клумбах, у парках і садах. Декоративний він від ранньої весни до випадання снігу.

Еколого-ценотичні особливості вересовищ

Як вже було зазначено, на Західному Поліссі верес часто є домінантом рослинного покриву, формуючи густі «**вересовища**», які мають специфічну фітоценотичну структуру. Ці низькорослі, до 1 м висоти, чагарничкові фітоценози відзначаються високою зімкнутістю вересового намету (до 100%). У регіоні трапляються як дуже давні (сформувалися 80–100 років тому; рис. 1, 2), так і молодші за віком фітоценози з домінуванням вересу у наземному покриві (рис. 3). Перші приурочені переважно до піскових глив, що розташовуються серед тепер уже осушених боліт та на узліссях; такі гливи у минулому і позаминулому століттях в умовах високого рівня обводненості Полісся використовувалися як орні землі, але з часом, через бідність ґрунту, підсушення території та зміну типу господарювання (внаслідок ліквідації хутірної системи поселень) стали перелогами і згодом заросли вересом.



Рис. 2. Давнє вересовище на колишніх перелогах на пісковій гливі

Fig. 2. Ancient heathland on former fallow land on a sand ridge

На таких давніх вересовищах трапляються лише поодинокі особини яловцю звичайного чи сосни, деколи поодиноких кущів верби гостролистої (шелюги), бо процеси зміни вересу деревами і формування лісового середовища блокуються бідністю ґрунту та сухістю його верхнього шару, а також затриманням заносного насіння дерев щільним наметом вересу та заростями кладоній. Можна сказати, що такі давні вересовища є специфічною довготривалою і стійкою формою відновлення природної рос-линності на колишніх старооранках, вони відображають затримку сукцесії рослинності в процесі сільватизації перелогів на стадії чагарничків.



Рис. 3. Молоде вересовище, що сформувалося у багатших умовах на недавніх перелогах разом з деревною рослинністю

Fig. 3. Young heathland, formed in richer conditions on recent fallows together with woody vegetation

На відміну від таких давніх груповань формування молодших за віком вересовищ (віком до 30 років) та відновлення природної рослинності відбувалося як внаслідок розростання вересу на лісових зрубках, так і через занесення природним шляхом діаспор деревних порід на колишні орні землі, сінокоси та випаси. Такі процеси особливо активно проявилися на полях після 1991 року, внаслідок ліквідації колгоспів і припинення колективного обробітку землі, що сприяло швидкому формуванню перелогів на місці колишніх орних земель, занедбанню сінокосів та їх швидкому заростанню чагарничками і деревами. Швидке поширення вересу та піонерних деревних порід на перелогах зумовлене тим, що тут ослаблена конкуренція з боку природної рослинності. До того ж верес розмножується переважно насінням, яке має великий ендосперм і швидко й далеко розноситься вітром та мурашками, що й сприяє захопленню перелогів та лісосік. Значну роль у поширенні вересу відіграє також вегетативне

розмноження шляхом укорінення полеглих стебел, бо вересу притаманне плагіотропне розростання гілок, які легко притискаються до землі під вагою снігу і вкорінюються. Завдяки цьому верес утворює густий рослинний килим і добре притілює землю, зберігаючи вологість ґрунту, що сприяє його поширенню і частому домінуванню у постагарних екосистемах. Проте деревна рослинність на сьогодні тут також добре представлена піонерними видами дерев (сосна, береза, осика), що характеризує вже постчагарничкову стадію сукцесії.

За результатами одночасних вимірювань у літній період добової динаміки екологічних параметрів у постагарних екосистемах, зокрема вологості та температури ґрунту на глибині 10 см та на поверхні ґрунту на природно залісненому та незалісненому колишніх полях встановлено невелику амплітуду коливання значень цих показників. За даними М. Коруса (Корусь, 2020) середньодобова вологість ґрунту була для поля – 11,9%, для лісу – 7,9%, середньодобова температура ґрунту для поля – 20,3°С, для лісу – 15,6°С. (Сильватизація..., 2022). Різниця температур та вологості ґрунту на молодших вересовищах та на ділянках без вересу близька за значеннями для вже заліснених ділянок та відкритого поля відповідно.

Аналіз будови ґрунту на давньому вересовищі (розріз 1) в урочищі «Записочне» та на молодшому вересовищі, що сформувалося на постагарних, порівняно недавніх перелогах (розріз 2) в урочищі «Колеса» у межах Шацького національного природного парку показав таку їх структуру (табл. 1, 2).

Таблиця 1

Ґрунтовий розріз № 1. Наземне вкриття – верес, 70%;
дата опису – 19.08.2018 року
 Table 1. Soil section No. 1. Ground cover - heather, 70%;
 the date of the description is August 19, 2018

Глибина горизонту <i>Depth of the soil horizon</i>	Морфологічна характеристика <i>Morphological characteristics</i>
HE – 0–10 см-	гумусово-ілювіальний горизонт, світло-сірий, піщаний, рихлий, сухий, розсипчастий, перехід поступовий
I – 11–20 см	ілювіальний горизонт, сіро-жовтий, з темними плямами, піщаний, сухий, щільніший від попереднього, перехід поступовий
I – 20–44см	перехідний до породи, свіжий, піщаний, щільний, коричнево-жовтий, перехід помітний

Дерново-підзолистий ґрунт.

Можна стверджувати, що відновлення природної рослинності на давніх та молодших вересовищах відбувається по-різному, що відображає екологічні відмінності між ними, різницю в давності перелогів та в перебігу сильватизації.

Давні місцезнаходження угруповань вересу відзначаються значною бідністю ґрунту та сухістю підвищених ділянок, їх заселення деревами відбувалося повільно і протягом тривалого часу, або ж не відбувалося зовсім, бо деревні породи не витримують таких екологічних умов. Тут трапляються лише поодинокі дерева, що належать до групи оліготрофів-ксерофітів, зокрема кущі яловцю звичайного

(рис. 4), коряві низькорослі сосни та деколи є кущі верби гостролистої (шелюги). Бідним є й трав'яний покрив (табл. 3); нами виділено рослинне угруповання – вересовище кладонієве (*Calluna vulgaris* – *Cladonia* sp.).

Таблиця 2

Грунтовий розріз № 2. Наземне вкриття – верес, 100%;
дата опису – 21.07.2021 року
 Table 2. Soil section No. 2. Ground cover – heather, 100%;
 the date of the description is July 21, 2021

Глибина горизонту <i>Depth of the soil horizon</i>	Морфологічна характеристика <i>Morphological characteristics</i>
Hg – 0–6 см,	гумусовий горизонт, дернина, темно-сірий, безструктурний, рихлий, є включення – корені трав, новоутворень нема, піщаний, вологий, перехід ясний
HE – 6–25 см	гумусно-вимивний, темно-сірий, безструктурний, щільнуватий, є корені рослин, новоутворень нема, піщаний, вологий, перехід ясний
IP – 25–50см	перехідний до породи, світло-коричневий, безструктурний, щільний, є корені рослин, є новоутворення – бурі плями і конкреції оксидів і гідроксидів заліза, піщаний, вологий, перехід ясний

Дерново-підзолистий ґрунт.



Рис. 4. Давнє вересовище лишайникове з поодинокими деревами яловцю звичайного
 Fig. 4. Ancient lichen heathland with single juniper trees

Таблиця 3

Видовий склад рослин на давньому вересовищі та їх співвідношення
 Table 3. *The species composition of plants on the ancient heathland and their ratio*

№ п/п No	Назва рослин (за Определитель ..., 1987) Name of plants (by Определитель ..., 1987)		% покриття % of the projection coverage
	Українська in Ukrainian	Латинська in Latin	
Судинні рослини / Vascular plants			
1	Яловець звичайний	Juniperus communis	2
2	Сосна звичайна	Pinus sylvestris	+*
3	Верес звичайний	Calluna vulgaris	70
4	Булавоносець сіруватий	Corynephorus canescens	+
5	Звіробій продірявлений	Hypericum perforatum	+
6	Костриця овеча	Festuca ovina	+
7	Пальчатка кровоспиняюча	Digitaria ischaeum	+
8	Мітлиця тонка	Agrostis tenuis	+
9	Нечуй вітер волохатенький	Hieracium pilosella	+
Мохи та лишайники / Mosses and lichens			
10	Кладонія оленяча	Cladonia rangiferina	30
11	Кладонія лісова	Cladonia sylvatica	10
12	Кладонія бокальчата	Cladonia	+

* «+» – проекційне покриття виду – до 1% / *projection coverage of the species up to 1%*

Значно багатшим є видовий склад рослин на недавніх вересовищах, що сформувалися на колишніх орних землях, які порівняно недавно вибули з інтенсивного використання, але у свій час удобрювалися гноєм та торфом, мінеральними добривами. Таким є, наприклад, вересовище, розташоване в урочищі «Колеса» біля села Залісся (кв 28 (46) виділ 1 Пульмівського лісництва Шацького НПП), яке відображає процес заростання природною рослинністю колишніх полів та пасовищ, трохи віддалених від стіни лісу. На ділянці є також окремі молоді (до 10 років) особини сосни природного походження, висотою до 70 см, трапляється поодинокі самосів груші та яблуні внаслідок випасання тут худоби.

У підліску – поодинокі яловець звичайний, крушина, черемха пізня. Видовий склад рослин (загальне покриття – до 100%) відображено в табл. 4. Рослинне угруповання – вересовище біловусове (*Calluna vulgaris* - *Nardus stricta*). Це вересовище відображає особливості заростання природною рослинністю колишніх орних земель. Разом з тим воно характеризує і одну із сукцесійних стадій формування природної рослинності в процесі сільватизації постагратних поліських екосистем, що проявляється через розвиток на перелогах спочатку чагарничкових угруповань із домінуванням вересу та можливість подальшої їх довготривалої трансформації у березово-соснові ліси з переважанням вересу в наземному покриві.

Таблиця 4

**Видовий склад рослин на пробній площі молодого вересовища
та їх співвідношення**

*Tab. 4. The species composition of plants on the trial area of young heathland
and their ratio*

№ п/п No	Назва рослин <i>Name of plants</i>		% покриття
	Українська <i>in Ukrainian</i>	Латинська <i>in Latin</i>	% of the projection <i>coverage</i>
Ярус підліску – до 1 м висоти , трапляння – поодинокі			
1	Яловець звичайний	<i>Juniperus communis</i>	-1
2	Крушина ламка	<i>Frangula alnus</i>	..**
3	Черемха пізня	<i>Padus serotina</i>	-
Трав'яний ярус – до 100% проекційного вкриття			
1	Верес звичайний	<i>Calluna vulgaris</i>	90
2	Біловус стиснутий	<i>Nardus stricta</i>	3
3	Нечуй-вітер волохатенький	<i>Haeracium pilosella</i>	3
4	Осока шорстка	<i>Carex hirta</i>	1
5	Костриця червона	<i>Festuca rubra</i>	+*
6	Щавель горобиний	<i>Rumex acetosella</i>	+
7	Жовтець їдкий	<i>Ranunculus acris</i>	+
8	Перстач сріблястий	<i>Potentilla argentea</i>	+
9	Перстач прямостоячий	<i>Potentilla erecta</i>	+
10	Подорожник ланцетолистий	<i>Plantago lanceolata</i>	+
11	Конюшина поовзуча	<i>Trifolium repens</i>	+
12	Звіробій звичайний	<i>Hypericum perforatum</i>	-
13	Любочки осінні	<i>Leontodon autumnale</i>	-
14	Горошок мишачий	<i>Vicia cracca</i>	-
15	Молінія голуба	<i>Molinia caerulea</i>	-
16	Горошок волдосистий	<i>Vicia hirsuta</i>	-
17	Осока бліда	<i>Carex pallescens</i>	-
18	Стенактис однорічний	<i>Stenactis annua</i>	-
19	Деревій майже звичайний	<i>Achillea submille- folium</i>	-
20	Тонконіг довголистий	<i>Poa longifolia</i>	-
21	Плакун верболистий	<i>Lythrum salicaria</i>	-
22	Підмаренний м'який	<i>Galium mollugo</i>	-
23	Пирій повзучий	<i>Elytrigia repens</i>	-
24	Грястиця збірна	<i>Dactilis glomerata</i>	-
25	Щавель звичайний	<i>Rumex acetosa</i>	-
26	Дзвоники розлогі	<i>Campanula patula</i>	-
27	Пахуча трава звичайна	<i>Anthoxanthum odora- tum</i>	-
28	Медова трава м'яка	<i>Holcus mollis</i>	-
29	Трясучка середня	<i>Briza media</i>	-
30	Тимофіївка лучна	<i>Phleum pratense</i>	-

№ п/п No	Назва рослин <i>Name of plants</i>		% покриття
	Українська <i>in Ukrainian</i>	Латинська <i>in Latin</i>	% of the projection <i>coverage</i>
31	Жовтець багатоквітковий	<i>Ranunculus polyanthemus</i>	-
32	Ситник тонкий	<i>Juncus tenuis</i>	-
33	Кульбаба лікарська	<i>Taraxacum officinale</i>	-
34	Лядвенець рогатий	<i>Lotus corniculatus</i>	-
35	Вероніка лікарська	<i>Veronica officinalis</i>	-
36	Зіглінгія лежача	<i>Ziglingia decumbens</i>	-
37	Фіалка запашна	<i>Viola odorata</i>	-
38	Підмаренник багновий	<i>Galium uliginosum</i>	-
39	Мітлиця повзуча	<i>Agrostis stolonifera</i>	-
40	Золотушник звичайний	<i>Solidago virg-aurea</i>	-
41	Злинка гостра	<i>Erigeron canadensis</i>	-
42	Цмин пісковий	<i>Helichrisum arenarium</i>	-
43	Щучка дерниста	<i>Deschampsia caespitosa</i>	-
44	Яблуня	<i>Malus domestica</i>	-
45	Груша	<i>Pyrus communis</i>	-

* «+» – проєкційне покриття виду – до 1% / *projection coverage of the species up to 1%*;

** «-» – вид представлений поодинокими особинами / *the species is represented by single individuals*

Якщо розглядати давні вересовища, що трапляються у межах Шацького поозер'я, в аспекті концепції оселищ за NATURA 2000, то вони відповідають таким категоріям:

2. Узбережні піщані дюни та континентальні дюни.

23. Континентальні дюни, старі та вилугувані.

2310 Сухі піщані пустища з *Calluna vulgaris*.

За класифікацією рослинності Шацького національного природного парку (Яценко, 2011) наявні тут давні вересовища охарактеризовано таким чином:

3. Тип рослинності – Пустища – *Ericeta*

3.1. Клас формацій – чагарничкові пустища – *Ericifruticuleta*

3.1.1. Група формацій – чагарничкові пустища рівнинні – *Ericifruticuleta plana*

Формація вересу звичайного – *Calluneta vulgaris*

Асоціація – Біловусово-вересова – *Calluna vulgaris* – *Nardus stricta*

Асоціація – Кладонієво-вересова – *Calluna vulgaris* – *Cladonia sp.*

Недавні вересовища, що заростають лісом, розглянуто як соснові ліси, які належать до:

1. Тип рослинності – Ліси - *Sylvae*.

1.1. Клас формацій – хвойні ліси – *Sylvae aciculare*.

1.1.1. Група формацій – світлохвойні ліси – *Sylvae laetiaciculare*.

Формація сосни звичайної – *Pineta sylvestris*.

Субформація – чистососнові (з сосни звичайної) ліси – *Pineta sylvestris pura*

Група асоціацій – *соснові ліси зеленомохові (Pineta hylocomiosa)*

Асоціація – *Сосняк вересовий – Pinetum callunosum*.

На таких вересовищах типовою є домішка берези повислої, проте в процесі розвитку соснового лісу ця порода випадає із складу деревостану, лише деколи зберігаючись як незначна домішка.

У випадку формування в процесі спонтанного заліснення колишніх орних земель чистоберезового самосіву верес під густим наметом молодняка берези не розвивається, і лише після природного зріджування в процесі диференціації деревостану можуть утворюватися старші за віком березняки вересові із значною участі чорниці, які ми включили до:

1.2.2. Група формацій – дрібнолистяні ліси – *Sylvae parvifoliosae*.

Формація берези повислої – *Betuleta pendulae*.

Субформація – чистоберезові ліси – *Betuleta pura*

Група асоціацій – *березняки вересово-чорницеві – Betuleta callunoso-myrtillosa*

Асоціація – *Березняк вересовий – Betuletum callunosum*

Подальше заростання лісом недавніх вересовищ відображатиме завершення сукцесії рослинності в процесі ренатуралізації трансформованих у минулому постагарних екосистем шляхом їх сільватизації. Давні ж вересовища збережуть вигляд і структуру чагарничкових угруповань, можливо з наявністю поодиноких дерев яловцю звичайного та сосни.

Алексєєнко Ф. М., Бабич І. А., Дмитренко Л. І., Мегедь О. Г., Нестероводський В. А., Савченко Я. М., Кузьміна М. Ф., Радько М. К. Виробнича енциклопедія бджільництва – Київ: Урожай, 1966. – с. 63.

Ботаника. Систематика растений. Порядок Верескоцветные (Ericales) / под ред. проф. Л. И. Курсанова. –Т. 2. – М.: Госучпедгиз Минпросвета РСФСР, 1951. – С. 330–333.

Верес (Calluna) // Садові декоративні рослини / Олейнікова О. М. – Харків: «Веста», 2010. – С. 116.

Лікарські рослини: енциклопедичний довідник / за ред. А. М. Гродзінського / Верес звичайний. – Київ: вид-во «Українська Енциклопедія» ім. М. П. Бажана, Український виробничо-комерційний центр «Олімп», 1992. – С. 83.

Етимологічний словник української мови: у 7 т. Т. 1: А-Г / Ін-т мовознавства ім. О. О. Потебні АН УРСР; укл.: Р. В. Болдирєв та ін. – Київ: Наукова думка, 1982. – 632 с.

Слін Ю. Я., Зерова М. Я., Лушпа В. І., Шабарова С. І. Дари лісів. – Київ: Урожай, 1979. – 440 с.

Забинкова Н. Н., Кирпичников М. Э. Справочное пособие по систематике высших растений. Латинско-русский словарь для ботаников. – М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1957. – 334 с.

- Кобів Ю. Й.** Словник українських наукових і народних назв судинних рослин. – К: Наук. думка, 2004. – 800 с. (Словники України).
- Корусь М. М.** Сильватизація постаграрних екосистем Шацького поозер'я (зумовленість, еколого-фітоценотичні особливості сукцесій) : автореф. дис. канд. біол. наук: 03.00.16. – Львів: вид-во Бона, 2020 – 32 с.
- Лісовий Кодекс України:** в редакції Закону № 3404 – IV від 08.02.2006. – Відомості ВРУ. – 2006. – № 21, ст. 170. – 27 с.
- Миркин Б. М., Розенберг Г. С.** Толковый словарь современной фитоценологии. – М.: Наука, 1983. – 130 с.
- Онуфрійчук А.** Екологічна валентність видів. Презентація. <https://ppt-online.org/307590>. – 31 с.
- Определитель высших растений Украины** / Доброчаева Д. Н., Котов М. И., Прокудин Ю. Н. и др. – Киев: Наук. думка, 1987. – 548 с.
- Семейство вересковые (Ericaceae).** Цветковые растения. Т. 5 (2). / Под. ред. А. Л. Тахтаджяна. – М.: Просвещение, 1981. – 512 с.
- Словник української мови.** В 11-ти томах. – Київ: Наук.думка, 1970-1980.
- Словник української мови.** Том 1-10 (А-Обміль). Український мовно-інформаційний фонд НАН України. 2015-2020.
- Сильватизація постаграрних екосистем Шацького поозер'я** / Альохіна та ін. – Львів: ПП «Видавництво «БОНА»», 2022. – 200 с.
- Спур С. Г., Барнес Б. В.** Лесная экология: Пер. с 3-го англ. изд. / Под ред. д-ра биол. наук С. А. Дыренкова. – М.: Лесн. пром-сть, 1984. – 480 с.
- Чопик В. И., Дудченко Л. Г., Краснова А. Н.** Дикорастущие полезные растения Украины. Справочник. – Київ: Наукова думка, 1983. – 400 с.
- Чорна О. В.** Усі уроки світової літератури. 7 клас. / Роберт Льюїс Стівенсон. Вересовий трунок. Переклад Є. Д. Крижевича. – Х.: Вид. група «Основа», 2015. – С. 80–81.
- Ященко П. Т.** Класифікаційна схема рослинності Шацького національного природного парку на засадах домінантності видів як відображення різноманітності природних типів їх оселищ / Матеріали наук. конф. «Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку» (8-11 вересня 2011 р., смт. Шацьк). – Львів: СПОЛОМ, 2011. – С. 7–21.
- Stevenson R. L.** Note to Heather Ale // R. L. Stevenson. Ballads. – NY: Charles Scribner's songs, 1890. – P. 79.

Pavlo Yashchenko ¹, Mykola Korus' ²

HEATHERSLAND AS A SUCCESSIONAL SYLVATIZATION STAGES OF POSTAGRARIAN ECOSYSTEMS ON THE SHATSK LAKE LAND

Agricultural lands, in particular arable lands that have become fallows, as well as hayfields and pastures (especially those formed on drained marshes), the intensive use of which has ceased, are considered as post-agrarian ecosystems. In the region of the Shatsk Lakeland, where there are significant areas of such lands, their rapid spontaneous afforestation is now taking place. The term «sylvatization» is used to summarize the various manifestations of self-seeding of trees in post-agrarian ecosystems, which leads to their renaturalization. Disagreements regarding the interpretation of this term are shown. To study the phenomenon of sylvatization, plant groups with the participation of common heather, which are called heathland, were chosen. The object, subject and purpose of research are characterized. Poetic references to heather are displayed. Forestry and ecological features of heathland, historical aspects of

their formation under different forms of land use are considered, and the course of regeneration successions of vegetation in the process of sylvatization of post-agrarian ecosystems on Shatsk Lakeland is clarified. A detailed description of the ecological and biological features of heather, its economic importance, is given. Existing heathsland are considered as a successional stage of sylvatization of post-agrarian ecosystems. Two temporal types of heathsland are distinguished: ancient ones, which formed on sandy manes after the cessation of arable land cultivation during the period of ancient individual land use, and modern ones, which reflect the recovery stages of natural vegetation succession on relatively recent fallows after the liquidation of collective farms. It is shown that, due to the poverty of the soil and its dryness, only isolated pines and junipers are found on ancient heathsland, while modern heathsland are afforested, transforming into heather birch-pine forests.

Key words: agricultural lands, arable lands, fallows, temporal types of groups

E-mail: ¹ ecoinst08@ukr.net

² nikkor2005@gmail.com

ORCID: ¹ 0000-0002-9246-9978

² 0000-0002-8014-5378

ОКСАНА ЛЕНЕВИЧ

ОСОБЛИВОСТІ ЗЕМЛЕКОРИСТУВАННЯ В ГІРСЬКОМУ РЕГІОНІ ТА ЗМІНА ВЛАСТИВОСТЕЙ ҐРУНТІВ УНАСЛІДОК СПОНТАННОЇ СИЛЬВАТИЗАЦІЇ (НА ПРИКЛАДІ СКОЛІВСЬКИХ БЕСКИДІВ)

Сколівський район, який за новим адміністративним поділом належить до Стрийського району, повністю розташований в Українських Карпат. Його територія, приурочена до Сколівських Бескидів та Стрийсько-Сянської верховини, що обумовлює переважання значних абсолютних висот, високих показників залісненості та розчленованості. Проте реформування економіки та аграрного сектору значно вплинули на землекористування та визначило основних землевласників та землекористувачів.

Значне збільшення площі сільськогосподарських земель у Карпатському регіоні відбулося за рахунок екстенсивного методу використання природних ресурсів за період радянського етапу землекористування, що зумовили масштабне розширення площ сільськогосподарських угідь за рахунок розорювання лісових земель, прибережних захисних смуг, схилів тощо. Саме за ці роки в Карпатському регіоні України досягнуто найбільших показників їхньої сільськогосподарської освоєності та розораності. Складні погодні умови, низька родючість земель, масштабні ерозійні процеси, соціально-економічні та демографічні чинники дещо зменшили сільськогосподарське освоєння гірського регіону. Наймасштабнішого занепаду сільськогосподарські землі зазнали під час розпаду Радянського Союзу, що характеризувався розпадом колгоспних та радгоспних господарств.

Порівняно з 2009 роком, 2016 року площа кормових угідь району зменшилась майже на 65 га. Для кращого вивчення процесів спонтанної сильватизації в гірському регіоні Сколівських Бескидів (урочище Погарці, село Козьова, Стрийський район, Львівська область) обрано чотири ключових ділянки: ліс → пасовище → сіножать → рілля. За результатами проведених польових та лабораторних досліджень виявлено, що ділянки, які зазнали незначного агрогенного навантаження, відновлюються швидше до свого природного стану. Розорювання території сповільнює процеси відновлення, проте вони все ж відбуваються. Функціонування орних ділянок можливе лише за умови постійного або періодичного догляду (розорювання або викошування). За основними властивостями ґрунтів виявлено збільшення показників щільності будови ґрунту у верхніх горизонтах у порівнянні з лісовими екосистемами. Збільшення цих показників на орних ділянках обумовлено перекиданням верхніх горизонтів ґрунту до низу, а нижніх до верху. На пасовищах – верхні горизонти ущільнюються внаслідок витоптування їх ВРХ. Внаслідок ущільнення верхніх горизонтів зменшується водопроникність ґрунту. Збільшення показників щільності будови ґрунту з 0,79 до 1,15 г·см⁻³ зменшує водопроникність ґрунту на 75%. Особливо це небезпечно для орних ділянок. Внаслідок ерозійних процесів із ґрунту вимивається частина поживних речовин, що призводить до зменшення частинки гумусу в ґрунті на 30 %. Без внесення органічних добрив ділянки стають мало придатними для використання. При зменшенні агрогенного навантаження або його відсутності верхні горизонти ґрунту відновлюються.

За результатами проведених досліджень фізичних, водно-фізичних, фізико-хімічних та біотичних властивостей ґрунтів перелогових землях запропоновано використовувати такі індикатори стану ґрунтового середовища як: щільність будови ґрунту, водопроникність ґрунту, вміст гумусу в ґрунті, рН ґрунту, активність ферменту уреазі, мікробну біомасу ґрунту та дихання ґрунту.

Ключові слова: землевласники та землекористувачі, ґрунтовий профіль, пасовище, сіножать, орні землі, щільність будови ґрунту, водопроникність ґрунту.

Гірські регіони України доволі тривалий час зазнають значного антропогенного навантаження і одним із них є зміна цільового призначення земель. Останніми роками (приблизно починаючи від 1990-х) (Alexander, Volker, Matthias, Tobias, Daniel, 2012; Ruskule, Nikodemus, Kasparinskis, 2013) на місці лісових угідь, на яких тривалий час практикували підсічно-вогневу та толоко-царинну системи землеробства (Примак, Примак, 2008) з метою збільшення земель сільськогосподарського призначення, спостерігається заліснення території (Kobler, Kusar, Hoscivar, 2004; Ruskule).

Такий спосіб землекористування був спричинений земельними реформами, а саме: капіталістичний етап землекористування 1848 р. та період радянського етапу землекористування. Однак значної трансформації природні екосистеми зазнали саме за часів радянського етапу землекористування. Тотальне домінування колгоспно-радгоспної моделі в сільському господарстві, створеної з метою збільшення виробництва сільськогосподарської продукції, відобразилося у масштабному розширенні площ сільськогосподарських земель за рахунок викорчовування лісових земель, прибережних захисних смуг та схилів, які також розорали тощо. Як наслідок – вдалося на деякий час досягти найбільших показників сільськогосподарської освоєності та розораності в Карпатському регіоні України (Паньків, 2013).

З огляду на літературні джерела, занепад сільськогосподарських земель спричинений по-перше активізацією ерозійних процесів, що локалізувались в наслідок стихійного і безсистемного обробітку сільськогосподарських земель, що виникли на місці колишніх лісових земель, які з часом трансформувались в «один із найбільш деградованих, низькопродуктивних та убогих в економічному відношенні регіонів Карпат» (Антропогенні зміни..., 1994). Подруге зменшенням поголів'я великої рогатої худоби (ВРХ) в багатьох гірських сільських населених пунктах призвело до занепаду значних площ пасовищ та сіножатей у структурі земель сільськогосподарського призначення. Не менш вагомим фактором є значна частка безробіття, міграція сільського населення до міста та вікова структура населення (Kobler, Cunder, Pirnat, 2005), що проживає на цих землях тощо.

На перший погляд, заростання перелогових земель відбувається досить швидко та інтенсивно, проте сам процес відновлення є доволі тривалим, про що засвідчує добре відома в лісівництві схема зміни порід: спочатку суцільні зарості утворює сіра вільха (верба, осика, береза повисла) і лише пізніше під її зрідженим наметом формується підріст бука, ялиці, смереки, явора та інші деревні породи, які характерні для цього регіону (Антропогенні зміни..., 1994). Часовий проміжок відновлення природних екосистем у значній мірі залежить від масштабів антропогенного впливу (Cramer, Hobbs, Standish, 2008; Maryshevych, Shpakivska, 2011, Шпаківська, Сторожук, 2017, Козловський, Шкаруба, Шпаківська, Рожак, 2018), а саме зміна основних властивостей ґрунтів (Saviozzi, Levi-Minzi, Cardelli, Riffaldi, 2001; Hou, Xin, Wang, Jiang, Li, Wang, 2014; Głab, 2014; Nóbrega, Guzha, Torres et. al., 2017; Ozalp, Erdogan Yuksel, Yuksek, 2017; Yáñez-Díaz, Cantú-Silva et. al., 2022).

Однак, у літературі не знаходимо достатньо прикладів, які б відображали зміни в ґрунтовому покриві після зняття агрогенного навантаження – зважаючи на те, що впродовж тривалого часу за рахунок екстенсивного землекористування в гірських районах Українських Карпат були розорані значні площі земель, які мали низькі показники стійкості та у подальшому еволюціонували у перелогові землі, на яких останніми роками розвинулися ренатуралізаційні процеси. З огляду на вищесказане, виникла потреба в обстеженні та вивченні ґрунтів перелогових земель з метою кращого розуміння процесів спонтанної сільватизації.

Матеріал і методи досліджень

Вихідні дані отримані шляхом опрацювання фондових матеріалів районного відділу Земельних ресурсів у Сколівському районі (форма 6-зем I та II частина за 2009–2016 рр.), а також відділу статистики в області. Для кращого розуміння та вивчення процесів спонтанної сільватизації на перелогових землях в урочищі «Погарці» (с. Козьова, Стрийського району) у липні 2021–2022 року було проведено польові та лабораторні дослідження. Відібрані зразки ґрунту на чотирьох модельних ділянках: ліс→пасовище→сіножать→рілля, відображають та представляють сукцесійну послідовність (рис. 1-5).



Рис. 1. Вибрані для дослідження ділянки: ліс, пасовище, сіножать, рілля
 Fig. 1. *Experimental sites: forest, pasture, haymakers, tilled soil*

Дослідна ділянка № 1 «Ліс». Висота близько 700 м н.р.м.; характер рельєфу – слабо хвилястий (верхня частина схилу) (рис. 3), Пд експозиції, крутістю схилу до 5°; деревостан формує ялина європейська (*Picea abies* (L.) віком понад 100 років, зімкнутість 0,5, D 50 см. Підріст представлений лісотворними породами віком 6–10 років. Підлісок формує ліщина звичайна (*Corylus avellana* L.), розміщення нерівномірне. Чагарникове вкриття фрагментарне (до 20%), представлене ожиною сизою (*Rubus caesius* L.). Лісова підстилка сформована хвою ялини європейської та її шишками, рідше трапляються гілки. Ґрунт: бурозем гірсько-лісовий прохолодний середньо потужний піскувато-важкосуглинковий на елювії-делювії карпатського флішу. Під час обстеження ділянки

виявлено повалені дерева з різними стадіями розкладу (I–IV стадія). Антропогенний вплив відсутній.



Рис. 2. Ґрунтовий розріз №1 «Ліс»
Fig. 2. Soil profile № 1 «Forest»

H ₀ 0–6 см	Лісова підстилка сформована переважно хвою смереки, а шишки та гілки становлять незначну частину від запасу підстилки. При обстеженні добре діагностується три підгоризонти L, F та H. Підгоризонт L представлений свіжим або слабо розкладеним опадом, підгоризонт F ферментативний, у ньому переважають рослинні залишки, в яких збереглася вихідна форма, та H – шар гуміфікації темно-бурого забарвлення, в яких не збереглася вихідна форма рослин
H 6–20 см	Ґрунт темно-бурий, свіжий, дрібногріхуватий – зернистий, важкосуглинковий, не щільний, присутні дрібні та великі корені дерев і рослин (d 1 – 3 см), наявне каміння. Перехід до наступного горизонту виділяється за забарвленням та щільністю
H _p 20–30 см	Світло-бурий з сіруватим відтінком, свіжий, структура зернисто-грудкувата, легко-суглинковий, слабоущільнений, наявні дрібні та великі корені дерев і рослин, кількість яких по профілю поступово зменшується. Виявлені затіки гумусу. Перехід поступовий за щільністю та забарвленням
Ph 30–65 см	Світло-бурий, свіжий, структура гріхувата, легкосуглинковий, щільний, наявні сизі та іржаві плями, фіксуються плитоподібні уламки пісковика, перехід поступовий
P 65–85 см	Світло-бурий дрібнозем, свіжий, легкосуглинковий, сильно щільний, фіксуються плитоподібні уламки пісковика

Дослідна ділянка № 2 «Пасовище». Висота 690 м н.р.м., характер рельєфу – горбистий (середня частина схилу); Пд експозиції, крутістю схилу до 30–45°; деревостан – в межах дослідної ділянки заростає ялиною європейською віком (20–40 років), підріст представлений лісотворними породами віком 8–15 років. Підлісок – зрідка трапляється ліщина звичайна. Чагарникове вкриття відсутнє. Трав'яний покрив формують однорічні та багаторічні рослини, зокрема біловус стиснутий (*Nardus stricta* L.).

Поверхня ґрунту вкрита мохом. Ґрунт: бурозем гірсько-лісовий прохолодний неглибокий легкосуглинковий на елювії-делювії карпатського флішу з переважанням пісковиків. Антропогенний вплив: у минулому (до 2005–2009 рр.) дослідну ділянку використовували як пасовище.



**Рис. 3. Ґрунтовий розріз
№2 «Пасовище»**

Fig. 3. Soil profile № 2
«Pasture»

H ₀ 0–4 см	Дернина темно-бурого забарвлення, щільно переплетена корінням багаторічних та однорічних рослин
H 4–9 см	Темно-сірий з помітно вираженим бурим відтінком, піщанисто-легкосуглинковий, структура горіхувато-призматична, слабо-ущільнений, ґрунт свіжий, перехід поступовий за забарвленням та щільністю
H _p 17–37 см	Сірий з помітно вираженим буруватим відтінком, піщанисто-легкосуглинковий, горіхувато-призматичний, слабоущільнений, наявні дрібні та великі корені рослин, кількість яких по профілю поступово зменшується, наявні камені (d 3 – 5 см), ґрунт свіжий, перехід за щільністю, забарвленням.
Ph 17–37 см	Жовтувато-бурий з сіруватим відтінком, призматично-горіхувата, легкосуглинковий, ущільнений, наявні камені (d 5 – 9 см) та великі уламки пісковиків, ґрунт свіжий, перехід за щільністю та забарвленням
P 37–47 см	Жовто-бурий з сіруватим відтінком, структура горіхувата, легкосуглинковий, щільний, наявні камені (d 5 – 9 см) та великих уламків пісковиків, ґрунт свіжий

Дослідна ділянка № 3 «Сіножать». Висота 680 м н.р.м., характер рельєфу горбистий (нижня частина схилу); Пд експозиції, крутістю схилу до 15°; деревостан – заростання вільхою сірою (*Alnus incana* (L.) Moench.) та березою повислою (*Betula pendula* Roth.), віком до 40 років. Підріст формують ті самі породи віком від 8 до 15 років. Підлісок – зрідка трапляється ліщина звичайна. Чагарникове вкриття здебільшого представлене ожиною сизою. Трав'яний покрив розвинутий добре та представлений однорічними і багаторічними рослинами: конюшина лучна (*Trifolium pratense* L.); королиця звичайна (*Leucanthemum vulgare* Lam.); деревій майже звичайний (*Achillea submillefolium* Klok. et Krytzka) тощо. Травостій на час проведення дослідження був скошений. Ґрунт: дерново-буроземний оглеєний середньо потужний легкосуглинковий на елювії делювії карпатського флішу з переважанням алевролітів. Антропогенний вплив: у минулому розорювалась та використовувалась як колгоспне поле. Здебільшого засівали зерновими культурами, однорічними і багаторічними травами, льоном, саджали картоплю і кормові коренеплоди. Згодом використовували під пасовище. На сьогодні ділянку використовують частково, як сіножать.



Рис. 4. Розріз №3 «Сі-ножать»

Fig. 4. Soil profile № 3 «Haymakers»

H ₀	Дернина сірого забарвлення, щільно переплетена корінням багаторічних та однорічних рослин.
0–5 см	
H ₁	Темно-сірого забарвлення, структура горіхувато-грудкувата, ґрунт легкосуглинковий, слабо ущільнений, наявні іржаві плями, свіжий, перехід за щільністю та забарвленням.
5–15 см	
H ₂	Сірого забарвлення, легкосуглинковий, горіхувато-грудкувата, ґрунт свіжий, перехід за забарвленням та щільністю.
15–24 см	
H (ор)	Темно-сірого забарвлення, легкосуглинковий, горіхувато-призматична, свіжий ґрунт, перехід за забарвленням та щільністю.
24–28 см	
Ph	Сірувато-палевого забарвлення, легкосуглинковий, горіхувато-призматична, свіжий ґрунт, перехід поступовий за забарвленням та щільністю.
28–60 см	
P	Палевого забарвлення, легкосуглинковий, структура горіхувата, свіжий.
60–93 см	

Дослідна ділянка № 4 «Рілля». Висота 650 м н.р.м., характер рельєфу – горбистий (нижня частина схилу); Пд експозиції, крутістю схилу до 15°; деревний покрив, підріст, підлісок, чагарникове вкриття відсутні. Рослинний покрив розвинутий слабо. Ґрунт: дерново-буроземно оглеєний неглибокий легкосуглинковий на елювії-делювії карпатського флішу з переважанням алевролітів. Антропогенний вплив: з 2016 року розорювали під посіви зернових, зерново-бобових і технічних культур. Останніх два роки не розорюють.



Рис. 5. Розріз №4 «Рілля»

Fig. 5. Soil profile №4 «Tilled soil»

H ор.	Гумусово-аккумулятивний орний горизонт, світло-жовтий із сірим відтінком, середньосуглинковий, грудкувата-зерниста структура, сухий, наявні дрібні корінці рослин, червоточини, перехід поступовий за забарвленням та щільністю.
0–20 см	
H (ор)	Слабогумусова ґрунтотворна порода, світло-жовтого забарвлення, легкосуглинковий, горіхувато-призматична, багато уламків слабкозвітрілого алевроліту.
20–37 см	

Методика дослідження ґрунтів. Дослідження бурих-гірсько лісових та дерново-буроземних ґрунтів проводили в польових і лабораторних умовах. У польових умовах лісову підстилку відбирали за допомогою шаблона 25 x 25 см, визначали їх потужність та запаси. Ґрунт відбирали за горизонтами, а аналітичні роботи проводили в лабораторії.

Фізичні властивості ґрунтів досліджували за такими показниками: щільність будови ґрунту – визначали методом різального кільця (буровий), щільність твердої фази – пікнометрично, загальну шпаруватість – розрахунково (Лабораторний практикум, 2003).

Водно-фізичні властивості: польову вологість – термостатно-ваговим методом, водопроникність ґрунту визначали методом (Ґрунтознавство і географія ґрунтів..., 2010).

Фізико-хімічні властивості: органічний вуглець – методом Тюріна в модифікації Нікітіна (Никитин, 1972), аміачний та нітратний азот – за загальноприйнятими методиками, актуальну та потенційну кислотність ґрунту (pH) визначали потенціометрично.

Біотичні властивості ґрунтів: активність каталази, уреазі (Хазиев, 1982); інтенсивність продукування C–CO₂ проводили макрореспірометричним методом з титрометричним закінченням (Веск, 1997). Мікробну біомасу визначали регідратаційним методом (Благодатский, 1987). Дослідження на вибраних ділянках проводили в 3–5-кратній повторності.

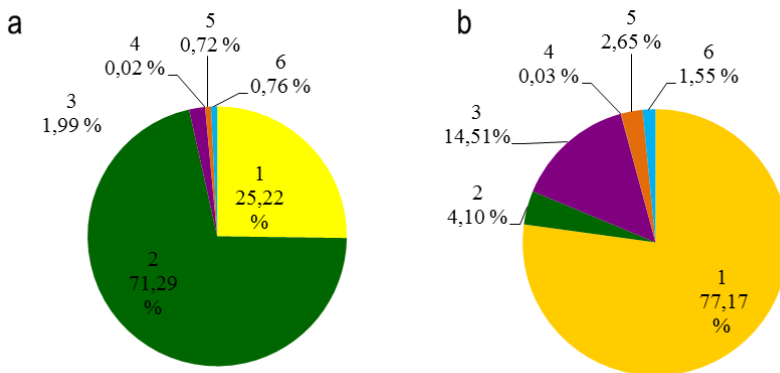
Результати дослідження та їх обговорення

Особливості землекористування в гірському регіоні Стрийського району (колись Сколівського району) Львівської області. Головним елементом обліку кількості земель при запровадженні державного земельного кадастру є земельні угіддя – ділянки, які систематично використовують або можуть використовувати для певних цілей та відрізняються за природно-історичними ознаками. Головною ознакою, що покладено в основу розділення окремих видів угідь, є переважаючий напрям використання земель.

Станом на 01.01.2016 р. площа земельного фонду Сколівського району (згідно нового адміністративного поділу належить до Стрийського району) становить 147 091,09 га, з яких значну частку (71,29%) складають ліси та лісовкриті площі, а 25,22% займають сільськогосподарські землі (рис. 6а).

Такий розподіл земель в структурі земельного фонду обумовлений тим, що Сколівський район повністю розташований в межах Українських Карпат. Його територія приурочена до Сколівських Бескидів та Стрийсько-Сянської верховини і характеризується переважання значних абсолютних висот, високими показниками розчленованості та залісненості території. З огляду на постійне місце проживання і господарську діяльність певної групи людей виокремлюють структуру земельного фонду в межах населених пунктів, яка кардинально відрізняється від структури земельного фонду району. За результатами опрацьованих матеріалів, у межах населених пунктів переважаючим напрямком – є сільське

господарство, про що свідчить висока частка (77,17%) сільськогосподарських земель. Заліснені землі становлять тільки 4,10% від загальної площі земельного фонду населених пунктів (рис. 6б).



Умовні позначення / Legend:

1. Сільськогосподарські землі / *Agricultural land*; 2. Ліси та інші лісовкриті площі / *Forests and other wooded areas*; 3. Забудовані землі / *Built-up lands*; 4. Відкриті заболочені землі / *Open wetlands*; 5. Відкриті землі без рослинного покриву або з незначним рослинним покривом / *Open land with no vegetation cover or with little vegetation cover*; 6. Води / *Water land*

Рис. 6. Структура земельних ресурсів у Сколівському районі (а) та в межах населених пунктів (б) станом на 2016 р.

Fig. 6. Structure of land resources in Skolivsky District (a) and within settlements (b) as of 2016.

У результаті роздержавлення та приватизації земель в районі обліковано 30303 землевласники та землекористувачі, значна частина (97,54%) з яких є громадяни, 2,46% – інші користувачі (заклади торгівлі, освіти, релігійні організації тощо). Однак, незважаючи на досить високі цифри землекористувачів та землевласників серед громадян у їх користуванні сконцентровані лише незначні площі земель, а основні масиви земель району понад 50% (75173,50 га) є в користуванні лісгосподарських підприємств. Найбільшими лісгосподарськими підприємствами в районі є: Державний комітет лісового господарства (ДП «Сколівський лісгосп» та ДП «Славський лісгосп»), національний природний парк «Сколівські Бескиди» та Міністерство оборони України та інші невеликі лісгосподарські підприємства.

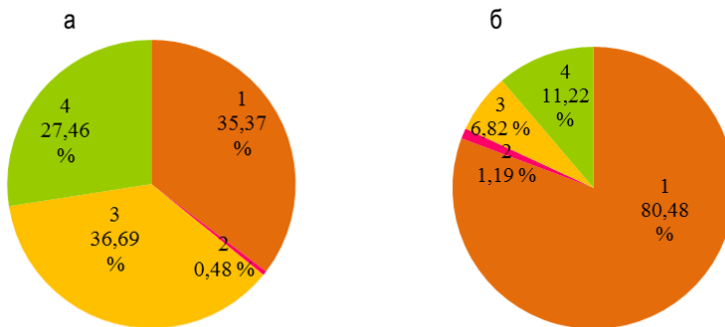
На сьогодні основними лісовими формаціями на території району є чисті смерекові, рідше букові та буково-ялицеві ліси. Із загальної площі лісовкритих земель більше 50% становлять смерекові насадження. Більшу частину цих насаджень становлять похідні чисті смеречники, створені в першій половині XX століття, в тому числі в букових типах лісу – 7,4 тис. га, в ялицевих типах лісу – 17,8 тис. га, в дубових типах лісу – 2,2 тис. га, в інших типах лісу – 2,4 тис. га (Голубець, 2007).

Згідно поділу лісів за цільовим призначенням, ліси I групи займають 44,89% та в основному виконують загально екологічну функцію (грунтозахисну, водоохоронну, та інші захисні функції пов'язані із захистом природного середовища), а також рекреаційну. Ліси II групи – представлені, як ліси експлуатаційні та займають 55,11%.

Сільськогосподарські землі в структурі земельного фонду Сколівського району займають 25,22% з яких значу частку (98,53%) становлять сільськогосподарські угіддя. У структурі сільськогосподарських угідь переважають сіножаті (36,69%) та рілля (35,37%), проте в межах населених пунктів району переважає рілля (80,48%) і пасовища (11,22%) (рис.7). Слід зазначити, що в межах населених пунктів району 78,34% сільськогосподарських земель громадяни отримали для ведення особистих підсобних господарств і тільки 21,55% для будівництва. У структурі посівних площ району 73,7% займають кормові культури, 21,2 – картопля, а зернові та зерново – бобові всього 3,8% (Паньків, Леневиц, 2011).

Достатньо високі показники кормових угідь засвідчують про розвиток тваринництва, яке ведеться винятково у господарствах населення. Однак останніми роками (рис. 8) у галузі тваринництва спостерігається стійка тенденція до зменшення поголів'я ВРХ (Державне управління статистики..., 2022), що обумовлено як демографічними, так і економічними чинниками (Kobler, Cunder & Pirnat, 2005).

Порівняно з 2009 роком, 2016 року кількість ВРХ зменшилась у 1,5 раза та становила 203,4 тис. Така ситуація не могла не позначитись на частці сільськогосподарських угідь, а саме – сіножатей та пасовищ. Площа кормових угідь району за цей період зменшилась майже на 65 га.



Умовні позначення / Legend:

- 1.Рілля / Arable lands; 2. Багаторічні насадження / Perennial plantations;
3. Сіножаті / Hay meadow; 4. Пасовище / Pastures.

Рис. 7. Структура сільськогосподарських угідь Сколівського району (а) та в межах населених пунктів (б) станом на 2016 р.

Fig. 7. Structure of agricultural lands of the Skole district (a) and within settlements (b) as of 2016.

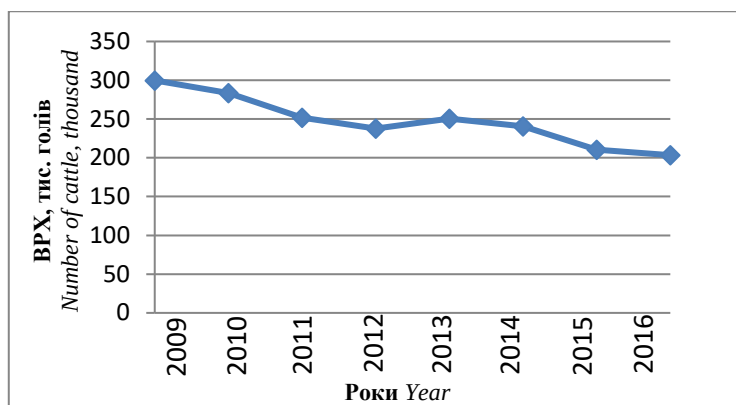


Рис. 8. Кількість голів ВРХ у Львівській області за 2009–2016 роки
 Fig. 8. The stock of cattle in the Lviv region for 2009–2016

У структурі *забудованих земель* основну частку займають землі транспорту, зв'язку, що обумовлене вигідним транзитним розташування району (автомобільного та залізничного транспорту, трубопроводу, газопроводу, ліній електропередач та ін.). Четверть від площі *забудованих земель* становлять будинки відпочинку, кемпінги, вулиці, площі тощо. Житлова форма селитебного землекористування охоплює тільки 14% *забудованої території району* і 21,70% в межах населених пунктів й зайнята здебільшого одно – та двоповерховою забудовою у всіх населених пунктах (міста Сколе, селищ, сільських населених пунктів). Порівняно з 2009 роком, площа *забудованих земель* збільшилась приблизно на 62,35 га. Зазначимо, що протягом 2009–2016 рр. з обліку вилучено майже 10 га земель, що були у користуванні сільськогосподарських підприємств та переведено під *забудовані землі*.

Згідно класифікації земель *відкриті землі без рослинного покриву* займають незначну площу у структурі земельного фонду та представлені здебільшого кам'янистими ділянками, ярами та пісками.

Відкриті заболочені землі, як і землі під *водами* в Сколівському районі займають незначне відсоткове значення, проте густа річкова мережа, яку утворюють притоки рік Стрий та Опір, водоспади та каскади на річках роблять цю територію особливо привабливою для літнього/зимового туризму та відпочинку, а унікальність болотних ділянок становлять значний інтерес для вивчення та моніторингу серед науковців.

Зміна властивостей ґрунтів внаслідок спонтанної сільватизації.
Фізичні та водно-фізичні властивості ґрунтів. Бурі гірсько-лісові ґрунти, що сформувались переважно під хвойними ялиновими і ялицевими, мішаними та буковими лісами характеризуються не високими показниками щільності будови ґрунту (Ґрунти Львівської області, 2020). Щільність будови ґрунту під лісовими біогеоценозами (смерековий ліс) становить 0,73–0,98 г·см⁻³, що з глибиною, для кожного наступного горизонту, збільшуються приблизно на 20–15% (табл. 1).

На глибині 65–85 см (Р горизонт) щільність будови ґрунту збільшилась приблизно на 50% у порівнянні з Н горизонтом та становила $1,49 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$. Схожі показники щільності будови ґрунту нами було встановлено для ділянки під пасовищем. Однак, тут слід відзначити, що незважаючи на те, що у ґрунтовому профілі під пасовищем чітко виділяються горизонти Н, Нр, Ph, Р, як у лісових біогеоценозах, потужність Н горизонту є майже у двічі меншою. Зменшення потужності горизонту Н зумовлене відсутністю щорічного надходження до ґрунту та поповнення його запасами поживних речовин через опад та відпад відмерлої фітомаси (Антропогенні зміни..., 1994). За результатами досліджень встановлено, що ділянка під сіножаттю неодноразово піддавалась агрогенному навантаженню. У порівнянні з попередніми дослідними ділянками найбільш помітні зміни виявлені в горизонті Н(ор) 24–28 см, що відповідає глибині оранки. Збільшення показників щільності будови ґрунту в горизонті Н₂ до $1,21 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$ може бути зумовлено витоптуванням ВРХ. Відомо, що інтенсивне випасання ВРХ на одній ділянці впродовж тривалого часу супроводжується деградацією ґрунтового покриву (Cramer, Hobbs, Standish, 2008; Maryskevych, Shpakivska, 2011; Nóbrega, Guzha, Torres, Kovacs, Lamparter, et al., 2020) зниженням господарської цінності лук, аж до перетворення їх у категорію пустищ. Щільність будови ґрунту на таких ділянках збільшується приблизно на 20–40% порівняно з контролем та становить $1,10\text{--}1,47 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$ (Maryskevych, Shpakivska, 2011).

Проте, остаточне зняття антропогенного впливу все ж дозволяє відновитись ґрунтам, а тривалість відновлення значною мірою залежить від характеру агрогенного навантаження. Так, щільність будови ґрунту під пасовищем була на 10 % більшою, ніж під лісовими біогеоценозами, тоді як під сіножаттю – на 17%. Невисокі показники щільності будови ґрунту (до $0,95 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$) у верхньому горизонті можуть бути добрим прикладом відновлення ґрунтів після зняття агрогенного навантаження. Слід зазначити, що відновлення ґрунтів відбувається через тривале промерзання та розмерзання, що припадає на осінньо-зимово-весняний період, коли фіксують найбільші перепади температурних показників на поверхні ґрунту (Леневич, Бандерич, Коханець, 2021). Слід відзначити роль однорічних та багаторічних рослин, що ростуть на цих ділянках, які через проникнення коренів у верхні горизонти ґрунту розпушують його. Загалом, схожість з результатами попередніх дослідних ділянок виявлено тільки на глибині (25–93 см). Розорювання виступає дуже сильним антропогенним фактором, який призводить до практично повного знищення природної рослинності на окультуреній (обробленій) ділянці і кардинальній зміні фізичних, водно-фізичних, фізико-хімічних та біотичних властивостей ґрунтового покриву, а особливо у верхніх горизонтах. Збільшення показників щільності будови ґрунту обумовлено перекидання нижніх горизонтів, до верху і навпаки внаслідок чого щільність ґрунту для верхнього горизонту становить $1,11\text{--}1,17 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$, що приблизно на 30% більше, ніж під лісовими біогеоценозами. На глибині 20–37 см щільність будови ґрунту зростає ще на 14%.

У смерекових лісах потужність лісової підстилки в середньому становить 6–7 см. Потужність підгоризонту L є незначною, проте для підгоризонту Н вона становить понад 3 см. Потужний оторфований підгоризонт лісової підстилки позитивно впливає на щільність твердої фази ґрунту. У верхньому Н горизонті показники щільності твердої фази коливались у межах 2,23–2,31 г·см⁻², проте в наступному Н_р горизонті показники збільшуються до 2,42 г·см⁻³. Для дослідних ділянок «Пасовище» та «Сіножать», що тривалий час зазнавали антропогенного впливу або розорювались, щільність твердої фази ґрунту в Н(ор) горизонтах потужністю 0–25 см становили 2,50–2,55 г·см⁻³ та є наближеною до отриманих результатів для Ph та Р горизонтів бурих гірсько-лісових ґрунтів під смерековим лісом.

Таблиця 1

Показники фізичних та водно-фізичних властивостей ґрунтів перелогових земель (урочище Погарці, село Козьова, Стрийський р-н) (2021–2022 рр.), n=5.

Table 1. Indicators of physical and water-physical properties of soils of fallow lands (Pohartsy tract, Kozyova village, Stryi district) (2021–2022), n=5

№ N	Властивості ґрунтів Propertis soils Генетичні горизонти Genetic horizons		Щільність будови ґрунту Bulk density	Щільність твердої фази ґрунту Density of the solid phase of the soil	Загальна шпаруватість General scariness	Польова вологість Field humidity	Водопроникність Water permeability
			г·см ⁻³ (g·cm ⁻³)			%	мм·хв ⁻¹ (mm·h ⁻¹)
Ліс Forest							
1	Н (6-20)	М	0,79	2,28	65,35	32,01	2,33
		min-max	0,73-0,98	2,23-2,31	61,23-71,03	31,45-35,17	1,02-4,64
2	Нр (20-30)	М	1,06	2,42	56,20	24,36	-
		min-max	0,95-1,13	2,33-2,48	54,44-59,71	15,15-26,36	
3	Ph (30-65)	М	1,23	2,52	51,19	20,40	-
		min-max	1,15-1,26	2,49-2,55	47,92-54,19	19,29-21,00	
4	Р (65-85)	М	1,49	2,57	42,02	18,32	-
		min-max	1,39-1,55	2,56-5,90	39,76-46,08	17,98-19,27	
Пасовище Pastures							
5	Н (4-9)	М	0,86	2,34	63,25	25,70	1,7
		min-max	0,71-0,95	2,28-2,39	53,55-62,11	23,43-30,05	0,87-3,11
6	Нр (9-17)	М	1,08	2,45	55,92	18,84	-
		min-max	1,03-1,12	2,39-2,49	51,89-59,21	15,42-20,77	
7	Ph (17-37)	М	1,25	2,52	50,40	18,06	-
		min-max	1,20-1,29	2,46-2,55	48,89-53,37	16,20-20,12	

№ N	Властивості ґрунтів Propertis soils Генетичні горизонти Genetic horizons		Щільність будови ґрунту Bulk density	Щільність твердої фази ґрунту Density of the solid phase of the soil	Загальна шпаруватість General scariness	Польова вологість Field humidity	Водопроникність Water permeability
			г·см ⁻³ (g·cm ⁻³)		%		мм·хв ⁻¹ (mm·h ⁻¹)
	8	Р (37-55)	М	1,45	2,56	43,36	15,76
min-max			1,43-1,47	2,52-2,61	41,89-46,61	14,08-17,52	
Сіножать Hay meadow							
9	Н ₁ (3-12)	М	0,95	2,50	62,00	17,45	0,83
		min-max	0,86-1,09	2,47-2,52	58,32-68,88	17,03-17,93	0,79-0,86
10	Н ₂ (12-21)	М	1,21	2,52	51,98	20,80	-
		min-max	1,18-1,25	2,50-2,57	46,81-53,25	19,05-22,01	
11	Н (ор) (21-25)	М	1,19	2,52	52,78	20,99	-
		min-max	1,15-1,20	2,46-2,56	46,98-55,40	18,51-23,00	
12	ph (25-60)	М	1,36	2,59	47,49	19,75	-
		min-max	1,31-1,40	2,57-2,65	44,03-49,99	17,71-21,97	
13	Р (60-93)	М	1,45	2,64	45,08	22,50	-
		min-max	1,40-1,55	2,59-2,66	44,00-46,33	21,22-23,00	
Рілля Arable lands							
14	Н ор. (0-20)	М	1,15	2,55	54,90	15,23	0,55
		min-max	1,11-1,17	2,51-2,57	52,65-56,82	13,17-17,48	0,52-0,58
15	Н(ор) (20-37)	М	1,34	2,55	47,45	18,78	-
		min-max	1,32-1,37	2,53-2,59	44,13-49,23	16,54-19,11	

Наявність лісової підстилки також позитивно впливає на показники загальної шпаруватості. Зокрема для верхнього горизонту загальна шпаруватість становить 61,23–71,03%, що оцінюється як «відмінна», однак зі зростанням щільності будови та щільності твердої фази ґрунту ці показники поступово зменшуються вниз по профілю. Завдяки добре розвиненій кореневій системі однорічних та багаторічних рослин верхні горизонти під пасовищем та сіножаттю характеризуються «відмінною» шпаруватістю (63,25% та 62,00% відповідно). Шпаруватість горизонтів, що залягають нижче, зменшується приблизно у 1,2 рази та оцінюються як «задовільна». Загальна шпаруватість у верхньому горизонті під ріллею невисока порівняно з іншими дослідженими ділянками, проте є задовільною, як для орного горизонту.

Слід звернути увагу на роль лісової підстилки у природних екосистемах, а саме її протиерозійні властивості (водопоглинальної і водоутримуючої здатності) (Леневич, Марискевич, Козловський, 2014; Міндер, 2016). Зокрема, у зразках ґрунту, відібраних 2021 року, польова вологість коливалась у межах 37,76%, тоді як 2022 р. вона становила 25,70%, що в 1,5 раза менше, ніж фіксували у липні минулого 2021 року. Такі результати зумовлені тривалим посушливим періодом. Відібрані зразки ґрунту у межах сіножаті та ріллі виявили, що практична відсутність трав'яної рослинності чи її скошування призводить до пересушення верхніх горизонтів (до глибини 3–4 см). Проте вже на глибині від 4–5 см показники польової вологості збільшуються, що дозволяє підтримувати життєдіяльність рослини, а саме їх кореневої системи, та не загинути, а з настанням сприятливих умов – відновитися. У межах лісових біогеоценозів у цей період не виявили значних відмінностей за показниками вологості, що підкреслює значну екологічну роль лісової підстилки. На відміну від дослідних ділянок пасовище → сіножаті → рілля, польова вологість у верхньому гумусовому горизонті лісу була найвищою і становила 29,06%, що майже вдвічі більше, ніж на сіножаті та розораних ділянках.

Водопроникність ґрунту найнижча на ріллі порівняно з іншими досліджуваними ділянками. Так, зокрема для лісових біогеоценозів вона становила 2,33, для пасовища – 1,7, сіножаті – 0,83, а для ріллі – 0,55 мм·хв⁻¹. Фактичний час поглинання води ґрунтом на ріллі становив більше 20 хв., тоді як в межах лісових біогеоценозів у середньому до 3–4 хв. Серед відомих нам антропогенних факторів впливу на ґрунтовий покрив у гірському регіоні, схожі результати ми знаходимо в працях В. С. Олійника та О. М. Ткачука. Автори зазначають, що невисокі показники водопроникності 0,53 мм·хв⁻¹ відзначені на магістральних волоках глибиною до 20 см (Олійник, Ткачук, 2016). Іншим антропогенним впливом на ґрунтовий покрив у гірському регіоні є рекреаційне навантаження. Внаслідок переущільнення верхніх горизонтів у межах стежок водопроникність зменшується в кілька разів, що призводить до формування поверхневого стоку води. В порівнянні з туристичними шляхами водопроникність на ріллі відповідає I категорії деградації природних шляхів (0,55 та 0,09–0,58 мм·хв⁻¹ відповідно) (Леневич, 2020). Зменшення водопроникності в рази зрівняно з лісовою ділянкою може свідчити про те, що при випаданні сильних дощів, таненні снігу виникають ерозійні процеси, а отже, вимивання поживних речовин (Cramer, Hobbs, Standish, 2008; Maryshevych, Shpakivska, 2011, Hou et al., 2014).

За основними *фізико-хімічними властивостями* встановлено, що показники вмісту гумусу на ріллі становлять 1,67–1,82%, що у 7,3 раза менше, ніж під лісовими біогеоценозами, а отримані результати відповідають Ph горизонту бурих гірсько-лісових ґрунтів (табл. 2). Ґрунти, що сформувалися під смерековими лісами, характеризуються високими показниками гумусу та класифікуються, як високогумусні. Під пасовищами та сіножатями показники С орг. менші більш ніж наполовину та класифікуються як середньогумусні.

Отримані результати обумовлені як відсутністю щорічного надходження до ґрунту поживних речовин через опад та відпад відмерлої фітомаси (Антропогенні зміни..., 1994), так і пришвидженими процесами мінералізації органічної речовини.

Практично на всіх дослідних ділянках фіксується поступове зменшення показників вмісту гумусу в межах ґрунтового профілю, окрім дослідної ділянки № 3 під сіножаттями. Припускаємо, що зростання його показників на глибині 24–28 см може бути зумовлене внесенням добрив у період використання ділянки як «колгоспного поля». Хоча за показниками аміачного та нітратного азоту не виявлено змін. Не виключаємо, що ці показники могли також бути зумовлені підсічно-вогневою та толоко-царинною системою землеробства, що доволі тривалий час практикувалась на цій ділянці, про що засвідчує сама назва урочища «Погарці». Однак для підтвердження висунутих припущень необхідно провести додаткові дослідження.

Таблиця 2

Показники фізико-хімічних властивостей ґрунтів перелогових земель (урочище Погарці, село Козьова, Стрийський район) (2021–2022 рр.), n=5.

Table 2. Indicators of physico-chemical properties of soils of fallow lands (Pohartsi tract, Kozyova village, Stryi district) (2021–2022), n=5

№ N	Властивості ґрунтів Propertis Генетичні горизонти Genetic horizons		С орг, C organic,	Аміачний N Ammonia N	Нітратний N Nitrate N	pH (H ₂ O)	pH (KCl)
			%	N- NH ₄ ·100 ⁻¹	N-NO ₃ 100 ⁻¹		
Ліс Forest							
1	Н (6-20)	М	13,07	2,53	1,72	3,83	3,01
		min-max	10,34-17,55	2,52-2,55	1,71-1,72	3,77-3,89	2,99-3,03
2	Нр (20-30)	М	2,20	1,21	0,83	4,24	3,64
		min-max	2,05-2,67	1,01-1,36	0,79-0,87	4,20-4,30	3,62-3,66
3	Ph (30-65)	М	1,05	0,91	0,62	4,31	3,87
		min-max	0,89-1,13	0,80-1,01	0,56-0,68	4,26-4,89	3,65-3,95
4	Р (65-85)	М	0,81	0,47	0,69	4,38	3,97
		min-max	0,66-0,97	0,53-0,78	0,63-0,76	4,36-4,39	3,82-4,01
Пасовище Pastures							
5	Н (4-9)	М	4,66	3,41	0,33	5,02	4,7
		min-max	4,46-4,91	3,39-3,42	0,32-0,34	4,97-5,05	3,99-4,10
6	Нр (9-17)	М	2,67	1,98	0,36	5,67	4,11
		min-max	2,49-2,70	1,95-2,01	0,34-0,39	5,41-5,45	4,02-4,20
7	Ph (17-37)	М	1,52	0,72	0,27	5,70	4,53
		min-max	1,49-1,56	0,66-0,78	0,23-0,32	5,67-5,77	4,45-4,62
8	Р (37-55)	М	0,74	0,52	0,28	5,90	4,73
		min-max	0,69-0,78	0,50-0,54	0,24-0,32	5,89-5,91	4,61-4,89
Сіножать Hay meadow							
9	Н ₁ (3-12)	М	5,55	7,66	3,11	5,73	4,50
		min-max	5,45-5,88	7,56-7,76	2,96-3,25	5,68-5,77	4,48-4,51
10	Н ₂	М	1,09	2,58	1,11	5,16	3,98

№ N	Властивості ґрунтів <i>Propertis Genetic horizons</i>		С орг, <i>C organic,</i>	Аміач- ний N <i>Ammonia N</i>	Нітрат- ний N <i>Nitrate N</i>	pH (H ₂ O)	pH (KCl)
			%	N- NH ₄ ·100 ⁻¹	N-NO ₃ 100 ⁻¹		
	(12-21)	min-max	0,97-1,16	2,45-2,71	1,09-1,13	5,10-5,22	3,88-4,03
11	H (op)	M	1,20	1,84	0,53	5,11	3,89
	(21-25)	min-max	1,13-1,29	0,88-2,72	0,44-0,62	5,08-5,12	3,82-4,01
12	Ph	M	0,67	1,58	0,38	5,45	4,35
	(25-60)	min-max	0,63-0,69	1,55-1,61	0,37-0,39	5,30-5,55	4,32-4,33
13	P	M	0,54	1,19	0,26	5,54	4,32
	(60-93)	min-max	0,52-0,57	1,15-1,23	0,24-0,28	5,52-5,55	4,26-4,39
Рілля <i>Arable lands</i>							
14	H op	M	1,79	0,87	1,18	5,26	4,52
	(0-20)	min-max	1,67-1,82	0,80-0,94	1,17-1,18	5,22-5,30	4,50-4,53
15	H (op)	M	1,77	0,49	0,81	5,28	4,49
	(20-37)	min-max	1,75-1,80	0,40-0,57	0,76-0,86	5,25-5,31	4,47-4,50

На відміну від лісових біогеоценозів, у межах лучних екосистем фіксується збільшення показників у верхньому горизонті аміачного та нітратного N. Зростання показників на сіножаті та пасовищі обумовлено зростанням багаторічних та однорічних рослин, зокрема конюшини. Ділянка під оранкою і надалі характеризується найнижчими показниками. Невисокі показники нітратного азоту в ґрунті під ріллею можуть бути спричинені вимиванням в нижні горизонти або ж засвоєнням його рослинами. Отримані результати також можуть свідчити про екологічне землекористування та високу екологічну якість вирощуваної продукції.

Загальновідомо, що бурі гірсько-лісові ґрунти, що сформувались під смерековими чи смереко-буково-ялицевими деревостанами, характеризуються високою кислотністю ґрунтового розчину. Особливо кислим відзначається верхній горизонт Н, що значною мірою обумовлено наявністю лісової підстилки. За результатами досліджень Ю. М. Чорнобай в межах природних екосистем Українських Карпатах встановлено, що найбільш кислими є нижні горизонти лісової підстилки, що безпосередньо контактують з верхнім горизонтом ґрунту. Величина рН (H₂O) в лісовій підстилці смерекових лісів для L підгоризонтів становить 4,1–4,6, а для F+N підгоризонтів 3,9–4,5 одиниць, що оцінюється, як сильноокисла (Чорнобай, 2000).

Відібрані зразки ґрунту в лісових екосистемах (смерековий ліс) характеризуються як сильноокислі. Величина рН водного та сольового розчину становить 3,83 та 3,01 одиниці відповідно. Горизонти, що залягають нижче на глибині 20–85 рН ґрунту поступово змінюється від сильноокислих до середньоокислих. Однак, внаслідок викорчовування дерев рН значно змінилась, що обумовлено відсутністю щорічного надходження хвойного опаду. Під пасовищем рН водного та сольового розчину для Н горизонту

оцінюється, як середньокисла, що приблизно в 1,3 рази менше порівняно з лісовими біогеоценозами смерекових лісів. Значно більших змін зазнав ґрунтовий покрив внаслідок розорювання. Величина рН водного розчину для верхніх горизонтів під сіножаттю характеризується як слабкокисла, а її показники становлять 5,68–5,77 одиниць. На відміну від двох попередніх ґрунтових розрізів величина рН в межах ґрунтового профілю змінюється в сторону до підкислення, а потім знову до підлужнення, особливо це помітно на глибині 12–25 см. Ділянка, що використовується як сіножать рН ґрунтового розчину оцінюється, як середньокисла, а її величина становить 5,26 одиниць, що у 1,4 рази менша ніж під лісом.

Проведені дослідження за *біотичними властивостями* виявили, що найвищі показники біомаси мікроорганізмів з поміж досліджуваних ділянок виявлені у Н та Нр горизонтах під лісовими біогеоценозами (1525,33 та 1384,37 $\text{мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ відповідно) (див. табл. 3).

Для ділянок під пасовищем ці показники зменшились майже вдвічі та становили 880,00–507,73 $\text{мкг} \cdot \text{г}^{-1}$, що обумовлене зменшенням поживних речовин у ґрунті (Nunan, Wu, Young, 2002, Ruskule, Nikodemus, Kasparinskis, 2013). Схожі показники були встановлені у горизонті Н (ор) під сіножаттю, хоча для Н горизонту цієї ділянки біомаса мікроорганізмів була на 22% меншою.

Таблиця 3

Показники мікробіологічної активності перелогових земель (урочище Погарці, село Козьова, Стрийський район) (2021–2022 рр.), n=5

Table 3. Indicators of microbiological activity of fallow lands (Pohartsi tract, Kozyova village, Stryi district) (2021–2022), n=5

№ N	Властивості Ґрунтів Грунтів Genetic horizons		Біомаса мікро- організмів Microbial biomass	Продуку- вання CO ₂ Production CO ₂ ,	Уреаза Urease	Каталаза Catalase
	Генетичні горизонти		мкг·г ⁻¹ (mkg·g ⁻¹)	C-CO ₂ мг 100 г·год ⁻¹ (C-CO ₂ mg 100 g·h ⁻¹)	мг NH ₄ ·г ⁻¹ (mg NH ₄ g ⁻¹)	см ³ O ₂ ·г ⁻¹ за хв (sm ³ O ₂ ·g ⁻¹ for 1 min)
	Ліс Forest					
1	Н (6-20)	М	1525,33	0,53	7,22	2,30
		min-max	1386,67-1681,33	0,49-0,57	6,55-7,43	2,1-2,4
2	Нр (20-30)	М	1384,37	0,25	5,12	0,97
		min-max	1158,27-1586,67	0,21-0,29	4,61-6,28	0,9-1,2
3	Ph (30-65)	М	707,20	0,15	4,26	0,85
		min-max	400,0-992,00	0,11-0,19	3,43-4,88	0,8-0,9
4	Р (65-85)	М	327,91	0,07	3,46	0,8
		min-max	142,80-476,0	0,04-0,08	2,77-4,04	0,7-0,8
Пасовище Pastures						
5	Н (4-9)	М	880,0	0,33	11,05	3,53
		min-max	544,0-1056,0	0,27-0,39	8,66-15,17	2,8-3,8

№ N	Властивості Ґрунтів <i>Propertis soils</i>		Біомаса мікро- організмів <i>Microbial biomass</i>	Продуку- вання CO ₂ <i>Production CO₂</i> ,	Уреаза <i>Urease</i>	Каталаза <i>Catalase</i>
	Генетичні горизонти <i>Genetic horizons</i>		мкг·г ⁻¹ <i>(mkg·g⁻¹)</i>	C-CO ₂ мг 100 г·год ⁻¹ <i>(C-CO₂ mg 100 g·h⁻¹)</i>	мг NH ₄ ·г ⁻¹ <i>(mg NH₄g⁻¹)</i>	см ³ O ₂ ·г ⁻¹ за хв <i>(sm³ O₂·g⁻¹ for 1 min)</i>
6	Hр (9-17)	М	507,73	0,28	7,14	1,45
		min-max	269,73-745,73	0,24-0,32	5,67-7,73	1,4-1,5
7	Ph (17-37)	М	414,31	0,26	8,02	1,1
		min-max	220,27-613,60	0,24-0,28	7,66-8,52	0,8-1,2
8	P (37-55)	М	303,87	0,11	5,66	1,03
		min-max	282,67-325,07	0,09-0,14	5,40-6,46	0,8-1,2
Сіножать <i>Hay meadow</i>						
9	H ₁ (3-12)	М	650,13	0,29	17,17	3,05
		min-max	409,87-848,0	0,27-0,36	17,00-17,26	2,80-3,30
10	H ₂ (12-21)	М	562,22	0,27	20,24	2,00
		min-max	230,0-797,33	0,22-0,29	19,84-20,56	1,8-2,2
11	H (op) (21-25)	М	831,68	0,22	14,05	1,23
		min-max	406,80-1145,07	0,17-0,23	13,30-14,45	1,0-1,4
12	ph (25-60)	М	392,85	0,22	14,18	1,10
		min-max	201,07-850,67	0,19-0,22	13,49-14,61	0,9-1,3
13	P (60-93)	М	378,67	0,16	5,78	1,08
		min-max	272,0-448,0	0,13-0,18	5,29-6,10	0,9-1,2
Рілля <i>Arable lands</i>						
14	H op (0-20)	М	593,33	0,05	17,64	1,33
		min-max	432,73-753,93	0,04-0,07	15,71-20,61	1,3-1,5
15	H (op) (20-37)	М	368,67	0,03	12,92	0,90
		min-max	224,67-512,67	0,02-0,04	12,81-12,98	0,8-0,9

Показники біомаси мікроорганізмів під ріллею становили 593,33–368,00 мкг·г⁻¹, що були наближеними до отриманих результатів для Ph, P горизонтів лісових біогеоценозів. Найвищі показники продукування вуглекислого газу також виявлені під лісовими біогеоценозами, а особливо у верхньому горизонті. Надалі показники в межах ґрунтового профілю поступово знижуються (табл.3). Під пасовищем продукування вуглекислого газу зменшилась приблизно у 1,6 рази у порівнянні з лісовою ділянкою та становила 0,33 C-CO₂, мг 100 г·год⁻¹. Можна припустити, що зниження показників обумовлено зменшенням органічної речовини у ґрунті та дещо меншими показниками вологості. В межах ґрунтового профілю сіножаті показники продукування вуглекислого газу змінювались несуттєво. Серед дослідних ділянок найнижчі показники виявлені під ріллею. Тут дихання ґрунту зменшилось більше як у 8 разів у порівнянні з лісовими біогеоценозами та становить 0,05 C-CO₂, мг 100 г·год⁻¹. Таке різке зниження обумовлено щільністю будови ґрунту, формуванням ерозійних процесів на розораній ділянці та відповідно вимиванням поживних речовин з ґрунту.

Значну відмінність в отриманих результатах відзначено за показниками ферментативної активності уреаз. В лісових біогеоценозах показники були

меншими у 1,5–2,4 рази порівняно з лучними екосистемами. Високі показники під ріллею можуть бути зумовлені внесення органічних добрив рослинного та тваринного походження. Зниження показників у лісових біогеоценозах також може бути зумовлено рН показниками ґрунтового розчину. В літературі є дані, що ферментативна активність уреаз та каталази в смереково-ялицево-букових лісах приблизно на 30–40% більша, ніж у смерекових (Марискевич, Шпаківська, Пука, 2007).

Наведені показники зумовлені меншою кислотністю ґрунтового профілю (П'ятниця, 2014) та пришвидшеними процесами мінералізації органічної речовини через кількісний та видовий склад організмів деструкторів (Чорнобай, 2000). Однак попри те, що реакція ґрунтового розчину у верхніх розорюваних горизонтах ґрунтів слабокисла, активність ферменту каталази є незначною. Зниження ферменту каталази обумовлено погіршенням водно-повітряних властивостей ґрунту.

Висновки

На основі опрацювання звітних і фондів матеріалів за категоріями земель, такими як: сільськогосподарські землі, ліси та інші лісовкриті площі, забудовані землі, відкриті заболочені землі, сухі відкриті землі з особливим рослинним покривом, відкриті землі без рослинного покриву або з незначним рослинним покривом і води, у період з 2009 р. до 2016 р. нами виявлено найбільші зміни у категорії сільськогосподарські землі, де з обліку земель вилучено близько 56 га (0,2%). Таке зменшення сільськогосподарських земель обумовлено соціально-економічними, демографічними чинниками. Вагомим чинником є також зменшення поголів'я ВРХ, що позначилось на частці сіножатеї і пасовищ у структурі сільськогосподарських угідь.

За результатами польових та лабораторних досліджень в межах вибраних модельних ділянок: ліс → пасовище → сіножать → рілля було встановлено:

1. Внаслідок зняття агрогенного навантаження в урочищі Погарці (поблизу зони діяльності НПП «Сколівські Бескиди») відбувається інтенсивне заліснення перелогових земель та пасовищ. Ділянки, що в минулому використовувались, як пасовище поступово відновлюється через головні лісотворні породи даного регіону – смереку, що засвідчує те, що ця дослідна ділянка не зазнала значного агрогенного впливу в минулому. Це також підтверджують фізичні, водно-фізичні, фізико-хімічні та біотичні властивості ґрунтів. Значною відмінністю в отриманих результатах було виявлено менший за потужністю Н горизонт. Зменшення Н горизонту в порівнянні з лісовими біогеоценозами зумовлено відсутністю щорічного надходження до ґрунту та поповнення його запасами поживних речовин через опад та відпад відмерлої фітомаси. Слід зазначити, що цілковите зняття агрогенного навантаження сприяє відновленню ґрунтового покриву.

2. Значної деградації ґрунтовий покрив зазнав на тих ділянках, що інтенсивно використовувались, як колгоспні угіддя. За результатами досліджень встановлено, що ділянка під сіножаттю неодноразово піддавалась

антропогенному впливу. Досить потужний ґрунтовий профіль (до 93 см) може засвідчувати те, що ця ділянка потенційно могла розорюватись під посіви зернових, зерново-бобових і технічних культур. При проведенні досліджень встановлено, що щільність будови верхнього горизонту становить $0,95 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$, що на 17% більше ніж було встановлено в межах лісових біогеоценозів та на 10% ніж під пасовищем. Найбільш помітні зміни виявлені в горизонті Н(ор) 24–28 см, що відповідає глибині оранки, де щільність ґрунту становить $1,19 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$. На глибині 12–21 см, щільність будови ґрунту зросла до $1,21 \text{ г} \cdot \text{см}^{-3}$ та була у 1,3 раза більша ніж у гумусово-акумулятивному горизонті. Зростання цих показників обумовлено тривалим випасанням на цій ділянці ВРХ. Проте слід зазначити, що на глибині до 25 см показниками фізико-хімічних та біотичних властивостей ґрунтів були доволі високими. Зростання деяких показників за біотичними властивостями (мікробна біомаса, продукування вуглекислого газу, уреаз) в ґрунті зумовлено зростанням різнотрав'ям злакової рослинності, зокрема конюшини. З огляду на отримані результати дана дослідна ділянка, яка в минулому зазнавала значного агрогенного навантаження рілля→пасовище→сіножать поступово відновлюється, проте не через основні лісотворні породи, а чагарникову рослинність березу повисла, вільху сіру, лозу тощо. Частка яких становить більше 65% від площі досліджуваної території.

3. Польові дослідження виявили, що розорювання (перекидання нижніх горизонтів до верху і навпаки) виступає дуже сильним антропогенним фактором, який призводить до практично повного знищення природної рослинності на окультуреній ділянці і кардинальній зміні основних властивостей ґрунтового покриву, а особливо його верхніх горизонтів. Збільшення щільності будови ґрунту у верхньому горизонті приблизно на 30% суттєво зменшує водопроникність ґрунту та призводить до ерозійних процесів, це також засвідчують невисокі показники вмісту органічної речовини в ґрунті. Значна зміна водноповітряних властивостей ґрунтів призводить до зниження ферментативної активності та біомаси мікроорганізмів у порівнянні з лісовими біогеоценозами. Загалом, «функціонування» орних ділянок можливе лише за умови постійного або періодично догляду (розорювання або викошування), окрім цього необхідно використовувати відповідну систему землеробства, щоб запобігти ерозійним процесам, а щоб підвищити урожайність сільськогосподарських культур необхідно вносити періодично органічні добрива.

Подяка. Висловлюю щиру подяку (посмертно) за допомогу у проведенні польових досліджень та світлої пам'яті майору Дубу Івану Івановичу (43 Артилерійська бригада ЗСУ імені гетьмана Тараса Трясила), який загинув як Герой у бою за волю та незалежність Батьківщини у російсько-українській війні та Лєнєвич Івану Васильовичу

Антропогенні зміни біогеоценотичного покриву в Карпатському регіоні. – К.: Наук. думка, 1994. – 166 с.

- Благодатский С. А., Благодатская Е. В., Горбенко А. Ю., Паников Н. С.** Регидра-
тационный метод определения биомассы микроорганизмов в почве // Почвоведение, 1987, №7. – С. 64–71.
- Голубець М. А., Гнатів П. С., Крок Б. О.** Зміни просторової будови рослинного пок-
риву // Концептуальні засади сталого розвитку гірського регіону. Львів: Поллі,
2007. С. 85.
- Голубець М.А.** Екосистемологія. Львів. – 2013, 2-ге вид. – 324 с.
- Ґрунти Львівської області :** колективна монографія / за ред. С. П. Позняка. – Львів :
ЛНУ імені Івана Франка, 2020. – 424 с.+вкл.
- Ґрунтознавство і географія ґрунтів :** підручник. У двох частинах. Ч. 1 / С. П. Позняк.
– Львів : ЛНУ імені Івана Франка, 2010. – 270 с.
- Державна служба статистики України.** Головне управління статистики у Львівській обла-
сті. Online at https://www.lv.ukrstat.gov.ua/ukr/si/st_inf.php, accessed on 18.02.2023
- Козловський М. П., Шкаруба А. Д., Шпаківська І. М., Рожак В. П.** Екологічні за-
сади ведення лісового господарства в Україні в контексті євроінтеграції // Науко-
вий вісник НЛТУ України, 2018. – Т. 28, № 11. – С. 48–54.
- Лабораторний практикум з ґрунтознавства /** Уклад В. Гаськевич. – Львів. Видав.
Центр ЛНУ ім. Ів. Франка. – 2003. – 62 с.
- Леневич О. І.** Вплив рекреаційного навантаження на фізичні та водно-фізичні власти-
вості бурих гірсько-лісових ґрунтів // Проблеми геоморфології і палеогеографії
Українських Карпат та прилеглих територій. – Львів : ВЦ ЛНУ імені Івана Фран-
ка, 2020. – Вип. 1 (11). – С. 311 – 328. – <https://doi.org/10.30970/gpc.2020.1.3214>
DOI 10.30970/gpc.2020.1.3214
- Леневич О. І., Бандерич В. Я., Коханець М. І.** Оцінювання впливу рекреаційного
навантаження на ґрунтовий покрив туристичного шляху «Стежками легендарної
Тустані» // Науковий вісник НЛТУ України, 2021. – Т. 31, № 6. – С. 62–67. –
<https://doi.org/10.36930/40310609>
- Марискевич О. Г., Шпаківська І. М., Пука Є. О.** Особливості динаміки фізико-хімі-
чних і біотичних параметрів ґрунтів // Концептуальні засади сталого розвитку гір-
ського регіону. – Львів: Поллі, 2007. – С. 106–115.
- Міндер В. В.** Протигерозійні властивості підстилки паркових насаджень в умовах скла-
дного рельєфу // Науковий вісник НЛТУ України, 2016. – Вип. 26.5. – С. 92–97.
- Никитин Б. А.** Методика определения содержания гумуса в почве // Агрохимия, 1972,
№ 3. – С. 123–125.
- Олійник В. С., Ткачук О. М.** Зміни ґрунтозахисних властивостей лісів Передкарпаття
під впливом вибіркових і суцільних рубань // Науковий вісник НЛТУ України,
2016. – Вип. 26.10. – С. 8–16.
- П'ятниця М. Л.** Ферментативна активність ґрунтів лісових і після лісових екосистем
Сколівських Бескидів (Українські Карпати) // Наукові основи збереження біоти-
чної різноманітності, 2014. – Т. 5(12), № 1. – С. 221–228.
- Паньків З.** Продуктивні ґрунти – основа ефективного сільськогосподарського земле-
користування в Карпатському регіоні України // Вісник Львівського університету.
Серія географічна. – 2013. – Випуск 44. – С. 257–264.
- Паньків З. П., Леневич О. І.** Сучасний стан і перспективи землекористування в гір-
ському регіоні Львівської області // Наукові записки Тернопільського нац. ун-ту.
Серія: Географія, 2011. – Вип. 29. – С. 158–163.
- Примак І. Д., Примак О. І.** Історія розвитку і становлення примітивних систем зем-
леробства в Україні // Науковий вісник Ужгородського університету, 2008. – Се-
рія Біологія. – Вип. 24. – С. 221–226.

- Хазиев Ф. Х.** Системно-экологический анализ ферментативной активности почв, Москва: Наука, 1982. – 202 с.
- Чорнобай Ю. М.** Трансформація рослинного фітодетриту в природних екосистемах. – Львів: Вид-во ДПМ НАН України, 2000. – 352 с.
- Шпаківська І. М., Сторожук І. М.** Зміна властивостей ґрунтів у процесі спонтанної силіватизації колишніх орних земель на території Верхньодністровських Бескидів (Українські Карпати) // Вісник Львівського університету, 2017. – Серія географічна. – Вип. 51. – С. 382–389.
- Alexander V. P., Volker C.R., Matthias B., Tobias K., Daniel M.** (2012) Effects of institutional changes on land use: Agricultural land abandonment during the transition from state-command to market-driven economies in post-Soviet Eastern Europe // *Environ. Res. Lett.* Online at http://silvis.forest.wisc.edu/wp-content/uploads/pubs/SILVIS/erl12_2_024021_0.pdf, accessed on 06.12.2022
- Beck T., Jorgensen R. G., Kandeler E. et al.** An inter-laboratory comparison of ten different ways of measuring soil microbial biomass C // *Soil Biol. and Biochem.* – 1997. – Vol. 29, N 7. – P. 1023–1032.
- Cramer V., Hobbs R.J., Standish R. J.** What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly // *Trends Ecol. Evol.* – 2008, N. 23. – P. 104 – 112.
- Glab T.** Effect of soil compaction and N fertilization on soil pore characteristics and physical quality of sandy loam soil under red clover/grass sward // *Soil and tillage research.* – 2014. – Vol. 144. – P. 8–19.
- Hou S., Xim M., Wang L., Jiang H., Li N., Wang Z.** The effects of erosion on the microbial populations and enzyme activity in black soil of northeastern China // *Acta ecologica sinica.* – 2014. – Vol. 34 (6). – P. 295–301.
- Kobler A., Kusar G., Hocevar M.** Detection and prediction of spontaneous afforestation using multispectral satellite data and GIS methods // *Zbornik gozdarstva in lesarstva (Slovenia).* – 2004. – P. 277–308.
- Kobler A., Cunder T., Pirnat J.** Modelling spontaneous afforestation in Postojna area, Slovenia // *Journal for Nature Conservation.* – 2005. – N. 13 (2). – P. 127–135.
- Maryskevych O., Shpakivska I.** Wpływ użytkowania pasterskiego na właściwości gleb w Beskidach Skolskich (Ukraińska część Karpat Wschodnich) // *Rpczniki Bieszczadzkie.* – 2011. № 19. – Str. 349–357.
- Nóbrega R. L. B., Guzha A. C., Torres G. N et. al.** Effects of conversion of native cerrado vegetation to pasture on soil hydro-physical properties, evapotranspiration on and streamflow on the Amazonian agricultural frontier // *PLoS ONE.* – 2017. – 12 (6). Online at <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0179414>, accessed on 06.12.2022.
- Nunan N., Wu K., Young I.M. et. al.** In Situ Spatial Patterns of Soil Bacterial Populations, Mapped at Multiple Scales, in an Arable Soil // *Microbiol ecology.* – 2002. – Vol. 44. – P. 295–305.
- Ozalp M., Erdogan Yuksel E., Yuksek T.** Soil property change after conversion from forest to pasture in mount Sacinka, Artvin, Turkey // *Land degradation and development.* – 2016. – Vol. 27 (4). – P. 1007 – 1017.
- Ruskule A., Nikodemus O., Kasparinskis R.** Perception of spontaneous afforestation of abandoned farmland by locals and experts in Latvia // . Online at <https://iale2013.eu>, , accessed on 06.12.2022
- Saviozzi A., Levi-Minzi R., Cardelli R., Riffaldi R.** comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils // *Plant and soil.* – 2001. – Vol. 233. – P. 251–259.

Yáñez-Díaz M., Cantú-Silva I., González-Rodríguez H., Sánchez-Castillo L. Effects of land use change and seasonal variation in the hydrophysical properties in Vertisols in northeastern Mexico // Soil use and management. – 2022. – Vol. 38 (4). Online at: <https://bsssjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/sum.12500>, accessed on 06.12.2022

Oksana Lenevych

THE LAND USE FEATURES IN A MOUNTAIN AREA AND CHANGES OF PROPERTIES OF THE SOILS AS A RESULT OF AFFORESTATION (FOR AN EXAMPLE OF SKOLIVSKI BESKYDY)

The Skole District that is nowadays a part of newly established Stryi District (Lviv Region) is entirely situated within the range of the Ukrainian Carpathians. Its area encompasses the Skolivski Beskydy and the Stryi-San Highland physiographic regions featuring a dominance of considerably high altitudes above sea level, terrain disarticulation, and afforestation. Establishing new villages alongside rural population's natural increase and land reforms (the capitalist stage of land use (after the abolition of serfdom in 1848) and Soviet stage of land use) called for respective increase in agricultural lands. Forested lands in the Ukrainian Carpathians were the source for such an increase therefore cropland and pasture lands were emerging from deforestation. Harsh weather conditions and low soil fertility significantly impacted the further agricultural land uses in the mountainous region. However, wide-scale decline of agricultural lands occurred in the period of the collapse of the former USSR due to decline of collective and state farms.

Thus, from 2009 to 2016 the total area of fodder lands in the district decreased by 65 ha (ca. 0,2 % of total privately owned agricultural lands). I assume that ongoing land reform will cause further increase in fallows in the Skole District. In order to better comprehend the processes of spontaneous reforestation (sylvatisation) in a mountain region (the Poharts boundary, Koziova village, Stryi district, Lviv region) four study plots were selected representing the successional sequence: forest → pasture → hay meadow → arable lands. The study showed that areas that were previously used for pasture and were not plowed, are restored to their natural state much faster. These areas are characterized by satisfactory physical, physico-chemical and biotic properties. The decrease in acidity towards the neutral side is explained by an increase in the activity of catalase and urease by approximately 1.5 times. In connection with the developed grass cover, slightly higher nitrogen values were recorded in the upper soil horizon. Due to the absence of a regular annual supply to the base and replenishment of its nutrient reserves due to precipitation and waste of dead phytomass, the content of humus in the upper horizon of the base is half as much as under forest biogeocenoses. Plowing (overturning the lower horizons to the mountain, and vice versa) is a very strong anthropogenic factor, which leads to the almost complete destruction of natural vegetation on the cultivated area and a radical change in the main properties of the soil cover. According to some indicators: physical (total sparsability), physico-chemical (nitrogen nitrate and ammonia), biotic (urease, catalase, biomass of microorganisms) in the upper humus horizons were even somewhat close to anthropogenically unaltered ecosystems. However, the changes in the indicators of the density of the soil structure and its solid phase corresponded to the depth of plowing. And the humus content was several times lower than under forest biogeocenoses.

We concluded that major indicators of soil physical, water-physical, physico-chemical and biotic activity in the past arable lands are the soil bulk density, water permeability, C organic, pH, urease activity, microbial biomass and soil respiration.

Keywords: land owners and land users, soil profile, pasture, hay meadow, arable lands, soil bulk density, water permeability, C organic, soil biotic activity.

E-mail: OksanaLenevych@gmail.com

ORCID: 0000-0003-2258-2569

ІГОР ПИЖИК¹, ІРИНА ШПАКІВСЬКА², ЄВГЕНІЯ ПУКА³

АКУМУЛЯЦІЯ ОРГАНІЧНОГО КАРБОНУ В ПРОЦЕСІ СПОНТАННОЇ СИЛЬВАТИЗАЦІЇ ЗРУБІВ НА ТЕРИТОРІЇ ВЕРХНЬОВИСОЦЬКОГО ЛІСНИЦТВА ДЕРЖАВНОГО ПІДПРИЄМСТВА “ЛІСИ УКРАЇНИ”

Досліджено вплив процесів спонтанної сільватизації на акумуляцію органічного Карбону на ділянках зрубів у Верхньовисоцькому лісництві на території ДП “Ліси України”. Оцінку проведена в трьох пулах: грубі деревні залишки, лісова підстилка та ґрунт. Дослідження проводились на п'ятьох дослідних ділянках, які розташовані на зрубках різного віку. Встановлено, що запаси органічного Карбону у лісовій підстилці становлять $1,65 \pm 0,64 - 5,40 \pm 0,718 \text{ тга}^{-1}$, проте на окремих ділянках: чистий 74-х річний ялиник (зруб 2016 р.), чистий 54 річний ялиник (зруб 2015 р.) лісова підстилка відсутня, а на дослідній ділянці чистого 54-х річного ялиника (зруб 2015 р.) збережена лише фрагментарно. Грубі деревні залишки були виявлені на кожній дослідній ділянці, а запаси органічного Карбону становили $1,74 - 3,97 \text{ тга}^{-1}$. Запаси органічного Карбону у ґрунті становили $32,00 \pm 0,17 - 56,09 \pm 1,96 \text{ тга}^{-1}$. На дослідних ділянках чистого 74-х річного ялиника (зруб 2016 р.) і чистого 57-х річного ялиника (зруб 2018 р.) спостерігається значне пошкодження верхнього ґрунтового горизонту, а подекуди і руйнування внаслідок проведених рубань. Загалом, спостерігаємо позитивний вплив спонтанної сільватизації на процес акумуляції органічного Карбону. На дослідній ділянці чистого 53-х річного ялиника (зруб 2009 р.) виявлено найбільші запаси органічного Карбону у лісовій підстилці - $5,40 \pm 0,718 \text{ тга}^{-1}$, що є наслідком прояву активних процесів спонтанної сільватизації. На дослідних ділянках чистого 53-х річного ялиника (зруб 2009 р.) і чистого 57-ми річного ялиника (зруб 2013р., після пожежі 2014 р.) виявлено накопичення органічного Карбону у ґрунті. Це, на нашу думку пов'язано із надходженням значної кількості органіки, яка утворилася в процесі заростання цих ділянок, а також частковим залишенням органіки в процесі проведення рубок. Отже, має місце позитивний вплив процесу спонтанної сільватизації на баланс органічного Карбону у лісових екосистемах та, внаслідок цього і на кліматорегулюючу здатність лісових екосистем.

Ключові слова: лісова підстилка, грубі деревні залишки, ґрунт, вирубка, Стрийсько-Сянська Верховина, заліснення

Проблема заліснення території зрубів після проведення рубок головного користування і суцільних санітарних рубок є доволі серйозним викликом для лісового господарства. Вона полягає у потребі створення оптимальних умов для росту саджанців і наступного догляду за молодими насадженнями, а також необхідності їх захисту від хвороб й інвазій фітофагів. Основною породою у Верхньовисоцькому лісництві ДП “Ліси України”, яку висаджували на території зрубів для лісовідновлення, була ялина європейська. Зрідка це також могла бути ялиця біла. На значній частині зрубів, де не відбувалося планове лісовідновлення, розпочалася спонтанна сільватизація за рахунок особин підросту колишніх деревостанів, які залишилися після проведення лісогосподарських заходів. Також на зрубках відбуваються процеси самозаліснення за рахунок занесення та проростання насіння деревних порід із суміжних лісовкритих земель.

Сильватизація – це процес формування у штучних лісах ознак природного лісу (Козловський, та ін., 2022; Короткова, Соломаха, 2020; Корусь, Ященко, 2021; Стременець, 2018). Крім цього, як зазначають деякі автори (Корусь, Ященко, 2021; Ященко, Надорожняк, 2003), процеси сильватизації сприяють відновленню саме природного рослинного покриву. Створення високопродуктивних мішаних лісів також позитивно впливає і на формування карбоно-депозувального потенціалу території. З огляду на потребу оцінки впливу процесів спонтанної сильватизації на ділянках колишніх зрубів у контексті реалізації потенціалу території щодо секвестрації органічного Карбону було проведено дослідження його запасів на території лісоексплуатаційного лісництва.

Матеріал і методи досліджень

Верхньовисоцьке лісництво розташоване у межах Стрийсько-Сянської Верховини (Українські Карпати). Це лісництво було до експлуатаційним і тут проводилися планові рубки, у тому числі рубки головного користування включно до 2017 р. та суцільні санітарні рубки. Дослідження процесів спонтанної сильватизації проводили на 5 дослідних ділянках розміром 10×10 м, закладених на зрубках різного віку (рис. 1, табл. 1).

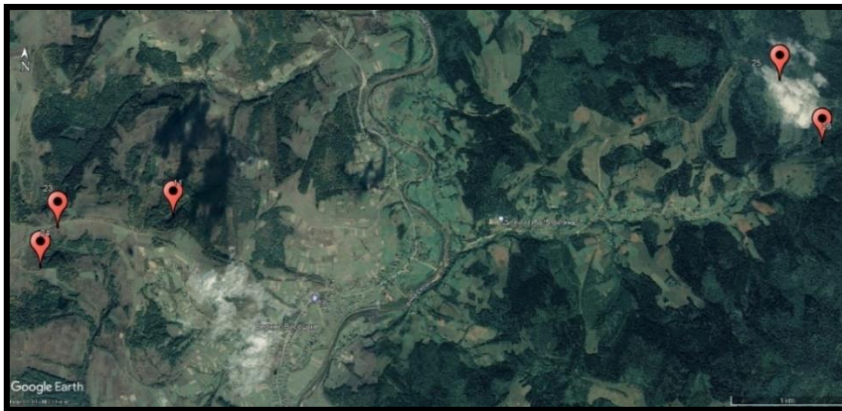


Рис. 1. Локалізація дослідних ділянок на території Верхньовисоцького лісництва
Fig. 1. Localization of study sites on the territory Verkhnivysotsky forestry

На дослідних ділянках у 3-кратній повторюваності відбирали зразки підстилки і ґрунту з гумусових горизонтів (Н і Н_р горизонтів). На кожній пробній площі було закладено ділянку розміром 3×3 м, на якій проводився облік мертвої деревини (мертва деревина діаметром більше 1 см, пні і мертві стоячі дерева). Запаси мертвої деревини накопиченої у гілках діаметром ≥ 7 см, пнях і стовбуровому фітодетриті визначали на всій площі дослідної ділянки. У лабораторних умовах, використовуючи метод сухого озолення, було визначено вміст органічної речовини у підстилці. Для обрахунку запасів органічного Карбону використовували коефіцієнт 0,52. Вміст органічного Карбону в ґрунті визначався методом Нікітіна, а його запаси обраховувалися з використанням

даних щільності будови ґрунту. Визначення запасів органічного Карбону проводили для глибини 0–0,25 м.

При визначенні запасу органічного Карбону у грубих деревних залишках використовували коригувальний коефіцієнт 0,50 і середнє значення щільності мертвої деревини 345 кг/м³ (Пижик, Шпаківська, 2018, 2019, 2020).

Таблиця 1

Характеристика дослідних ділянок на території Верхньовисоцького лісництва*

Table 1. Description of the study site on the territory Verkhnivysotsky forestry

Назва і № дослідної ділянки / name and № study site	Квартал/виділ / forest taxation quarter /subdivision	Рік відбору проб Year of sampling	Координати Coordinates	Експозиція, крутизна схилу, висота н.р.м. Exposure of the slope, steepness of the slope, height, above sea level
Чистий 74-х річний ялиник (ЯЛЕ10), зруб 2016 р., ДД № 11	12/30	2017	N 48° 57'21,1" E 23° 02'03,9"	північно-західна, 10–15°, 740 м
Чистий 54 річний ялиник (ЯЛЕ10), зруб 2015 р., ДД № 23	17/1	2020	N 48°57'16.40" E 23° 1'13.50"	південна, 2–5° 815 м
Чистий 53 річний ялиник (ЯЛЕ10), зруб 2009 р., ДД № 24	17/9	2020	N48°57'4.51" E 23° 1'7.60"	південна, 5–10° 815 м
Чистий 57 річний ялиник (ЯЛЕ10), зруб 2013р., після пожежі 2014 р., ДД № 25	16/4	2020	N 48°58'8.60" E 23° 6'41.50"	південно-східна, 5–10° 825 м
Чистий 57 річний ялиник (ЯЛЕ10+БКЛ), зруб 2018 р., ДД № 26	21/4	2020	N 48°57'49.50" E 23° 7'1.00"	південно-західна, 10–15° 778 м

*Номери дослідних ділянок відповідають їх нумерації на рис. 1.

Результати та їх обговорення

Лісова підстилка була виявлена на дослідних ділянках № 24,25 і 26. Запаси лісової підстилки значно сильно різняться між собою. На дослідних ділянках №11 і №23 лісова підстилка не виявлена. На ділянці №26 вона збережена лише фрагментарно (табл. 2). Найбільші запаси лісової підстилки (10,91±1,38 т·га⁻¹) виявлені на ділянці № 24, де вирубка проводилась у 2009 році і вже сформувався молодий деревостан з листяних порід з поодинокими особинами ялини і ялиці (формула деревостану 5Врб4Ліщ1Бкл+Яле+Яцб). Найменші запаси лісової підстилки були виявлені на дослідній ділянці №25 і становили – 3,33±1,25 т·га⁻¹. Тут лісова підстилка досить сильно зволожена і розкладена, оскільки

знаходиться в тіні суцільного ожинника та інших чагарників і значна її частина представлена їхнім опадом (табл. 2).

Таблиця 2

Запаси лісової підстилки, грубих деревних залишків і органічного карбону на території Верхньовисоцького лісництвах (ДД – дослідна ділянка)

Table 2. Stocks of forest litter, coarse woody debris and organic carbon in forest litter and coarse woody debris in the territory of Verkhnyovysotsk forestry

№ ділянки / № study site	Наявний рослинний покрив / Tree species	Запаси підстилки $t \cdot ha^{-1}$ / Stocks of forest litter, $t \cdot ha^{-1}$	Запаси грубих деревних залишків, $t \cdot ha^{-1} / m^3 \cdot ha^{-1}$ / Stocks of coarse woody debris $t \cdot ha^{-1} / m^3 \cdot ha^{-1}$	Запаси C_{org} у підстилці, $t \cdot ha^{-1}$ / Stocks of the C_{org} in forest litter $t \cdot ha^{-1}$	Запаси C_{org} у грубих деревних залишків, $t \cdot ha^{-1}$ / Stocks of the C_{org} in coarse woody debris, $t \cdot ha^{-1}$
11	рослинний покрив відсутній на 80–90 % площі рубки	–	4,93/14,30 (накопичення грубих гілок, поодинокі пні)	–	2,47
23	трав'яний покрив, дерева (ялиця, бук, ялина) 1–3 р.	–	4,17/12,10 (пні, поодинокі сильно розкладені грубі гілки)	–	2,09
24	5Вр64Ліш1Бкл+Ял е+Яцб	10,91±1,38	6,76/19,60 (пні після рубки, грубі гілки і стовбуровий фітодетрит сучасної рослинності)	5,40±0,71	3,38
25	чагарники, поодинока верба, ліщина і горобина; (територія після пожежі)	3,33±1,25	7,94/23,10 (обгорілі пні і стовбури, стовбуровий фітодетрит сучасної рослинності, грубі гілки)	1,65±0,64	3,97
26	поодинокі буки і ялиці, залишені після рубки, штучна посадка ялини і ялиці, чагарник і травостій	6,15±1,85 (відбір під залишеними деревами)	3,48/10,10 (пні, подекуди залишки стовбурів зрізаних дерев, залишки грубих гілок)	2,8±0,92	1,74

Листяні деревні породи, які ростуть на вирубках внаслідок понтанного лісо-відновлення представлені невеликими куртинами горобини, верби, ліщини і поодинокими ялинами або ялицями. Саме у таких куртинах відбувався відбір зразків лісової підстилки. На дослідній ділянці №26 проводили суцільну рубку, але були залишені поодинокі особини бука лісового віком 50–80. Таким чином, на цій ділянці формувався мішаний деревостан з підростом бука площею до 0,1 га, де і проводився відбір проб. лісової підстилки. Запаси лісової підстилки на цій ділянці становлять $6,15 \pm 1,85 \text{ тга}^{-1}$, а органічного Карбону – $2,8 \pm 0,92 \text{ тга}^{-1}$.

Вартує також додати, що на зрубі, де закладена дослідна ділянка №26, окрім тих місць, де була збережена трав'яна та чагарникова рослинність, повністю відсутня лісова підстилка і є помітні ознаки водної ерозії ґрунтового покриву. На площах, де було закладено дослідні ділянки № 11 і 23 лісова підстилка відсутня. На ділянці №11 внаслідок роботи лісозаготівельної техніки взимку, весною було частково, а подекуди і повністю, змито і верхній шар ґрунту, а місцями навіть відбувся зсув ґрунту.

Рослинність дослідної ділянки №23 в основному представлена трав'яними видами, поміж якими ростуть молоді ялини і ялиці віком 1–3 роки, подекуди на площі зрубу трапляється ожина, ліщина, чорниця, а також поодинокі горобина. Проте через розсіяність на площі зрубу і незначний вік деревна рослинність не утворює суцільного проективного покриття, а як наслідок і горизонту лісової підстилки.

Порівнюючи запаси лісової підстилки і органічного Карбону на зрубках і у зімкнутих лісових насадженнях, варто зауважити, що на зрубках віком декілька років лісова підстилка повністю відсутня, або збережена фрагментарно. На зрубках віком понад 10 років внаслідок спонтанної сільватизації, особливо швидкорослими листяними породами (верба, ліщина, вільха, береза) може формуватися досить потужний шар лісової підстилки, наприклад на дослідній ділянці №24, який становить $10,91 \pm 1,38 \text{ тга}^{-1}$, який буде сягати величини запасів підстилки у молодих і середньовікових лісах (Пижик, Шпаківська, 2018, 2019, 2020).

Отже, для територій, де проводяться рубки головного користування чи суцільні санітарні рубки, характерна втрата або значне пошкодження шару лісової підстилки. Формовання шару підстилки можна спостерігати приблизно через 10 років при заростанні території листяними породами (верба, вільха, береза, ліщина, горобина, бук, клен, явір) і близько 15–20 років при заростанні хвойними породами. Проте, це відбудеться лише за умов, якщо деревні породи у перші роки після рубки зможуть вийти у перший ярус, а не будуть пригнічені чагарниками (ожина, малина тощо). Також, у перші 1–7 років (особливо це стосується хвойних порід) після рубки важливо не допустити пожежі на території зрубу, адже окрім значних втрат C_{org} це також призведе і до втрати лісовідновного потенціалу території через знищення молодих дерев. Як приклад, маємо дослідну ділянку № 25, де пожежею після рубки були знищені молоді дерева віком 1–3 роки, після чого майже вся територія зрубу залишається вкритою ожинником.

На відміну від лісової підстилки, запаси грубих деревних залишків виявлені на кожній дослідній ділянці (табл. 2). На всіх дослідних ділянках грубі деревні залишки переважно представлені такими фракціями як пні, грубі гілки, подекуди стовбуровий фітодетрит (стоячий і лежачий), що залишились після проведення рубок. На дослідній ділянці № 24 також активно починає формуватися запас мертвої деревини із опадів сучасного деревного покриву. На дослідній ділянці № 25 до складу грубих входять залишки зрізаних дерев, які частково обгоріли під час пожежі і були залишені, хоча багато з них обгоріли лише поверхнево і успішно могли б бути використані як паливо, що локально зменшило б потребу в лісозаготівлі для цих потреб. Запаси грубих деревних залишків становлять $3,48 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$ ($10,10 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$) – $7,94 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$ ($23,10 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$), у яких накопичено $1,74\text{--}3,97 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$ органічного Карбону. Середні запаси мертвої деревини становлять $5,46 \pm 1,66 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$ ($15,84 \pm 4,82 \text{ м}^3 \cdot \text{га}^{-1}$) та $C_{\text{орг.}} 2,73 \pm 0,83 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$.

Варто відзначити і особливості просторового розподілу мертвої деревини на територіях зрубів. Якщо говорити про таку фракцію як пні, то вони розподілені по території відповідно до розташування дерев, а грубі гілки і лежачий стовбуровий детрит дуже часто покладані в окремі купи. Пні зрізаних дерев, що стають на заваді трелювання ділової деревини, також викорчуюють і складають на купи. Такі згромадження грубих деревних залишків дуже часто спалюють, що є неприпустимо, зважаючи на ту кількість органічного Карбону, яка при згоранні перетворюється в C-CO_2 , що належить до одного з парникових газів, які зумовлюють глобальні кліматичні зміни. Така проблема пов'язана з низьким рівнем екологічної освіти працівників лісової галузі, що веде до нерозуміння важливості грубих деревних залишків як джерела секвестрації Карбону на тривалий час та які, до того ж, є природними оселищами для багатьох видів біоти.

Таким чином, встановлено, що лісове господарство, а саме заготівля деревини, істотно зменшує депонування органічного Карбону лісовою підстилкою і грубими деревними залишками і цей вплив є довготривалий у часі, адже відновлення більш-менш стійкого зімкнутого деревостану куртин окремих дерев може тривати до 40–50 років.

Ще одним важливим пулом органічного Карбону, який відіграє значну роль у процесах біогеохімічного циклу Карбону та його секвестрації є ґрунт. Основним факторами впливу на ґрунт під час лісозаготівлі є вплив важкої трелювальної техніки і самої трельованої деревини, який посилюється особливостями гірського рельєфу. може призвести до повного або часткового знищення чи змиву внаслідок водної ерозії лісової підстилки і верхніх гумусових горизонтів ґрунту. Це негативно впливає як на баланс $C_{\text{орг.}}$ у лісовій екосистемі так і на стійкість самого ґрунтового покриву.

На зрубках віком до 5 років спостерігаємо зменшення вмісту органічного Карбону у верхніх ґрунтових горизонтах (табл. 3). Це пов'язано з пошкодженнями, або у деяких випадках руйнуванням верхнього ґрунтового горизонту. На противагу на дослідних ділянках №24 і №25, зафіксовані значні запаси органічного Карбону. На дослідній ділянці №24 це пов'язано з двома факторами.

Перший – незначна крутизна схилів, що запобігало значному змиву органіки після вирубки. Другим фактором є розвиток суцільного деревного покриву з дерев листяних порід, опад яких в рази швидше розкладається та поповнює запаси органічного Карбону у верхніх горизонтах ґрунту (Голубец и др., 1965).

На дослідній ділянці №25 після вирубки сталася пожежа, яка спричинила надходження значної кількості зольних елементів і органіки з заготовленої під час вирубки деревини у ґрунт. Це зумовило активний розвиток у трав'яної і чагарникової рослинності, що в свою чергу спричинило активне надходження органіки у вигляді опадів на поверхню ґрунту, а далі і у товщу ґрунтового профілю. Активно сприяє розкладанню органіки південна (дослідна ділянка №24) і південно-східна (дослідна ділянка №25) експозиція схилів, що збільшує надходження сонячної радіації на поверхню, що разом значною зволоженістю створює сприятливе середовище для організмів деструкторів та пришвидшує процеси гуміфікації. Усі ці фактори зумовлюють відповідні величини запасів $C_{орг.}$ і вмісту гумусу (табл. 3).

Таблиця 3

Вміст і запас органічного Карбону у шарі ґрунту 0–0,25 м на території Верхньовисоцького лісництва

Table 3. *The content and stocks of organic Carbon in a layer of soil 0–0.25 m in the territory of Verkhnyovysotsk forestry (ДД – study site)*

№ дослідної ділянки / № study site	Тип та підтип ґрунту / Type of soil	Ґрунтові горизонти / Soil Horizons	Глибина відбору проби, м / The depth of sampling, m	Вміст $C_{орг.}$, % / Content of the $C_{орг.}$, %	Вміст гумусу, % / Content of organic mater, %	Запаси $C_{орг.}$, т·га ⁻¹ у шарі 0-0,25 м Stocks of the $C_{орг.}$ in the 0-0.25 m layer, t·ha ⁻¹
11	Бурі лісові глибокі	H+H _p	0-0,6	1,94	3,34	32,00±0.17
		H _p	0,06-0,39	0,69	1,18	
23	Бурі лісові глибокі	H	0-0,05	2,76	4,76	39.33±1.09
		H _p	0,05-0,24	1,02	1,76	
24	Бурі лісові глибокі	H	0-0,07	3,35	5,78	55.12±9.03
		Ph	0,07-0,25	1,21	2,08	
25	Бурі лісові середньоглибокі слабозмиті щебенюваті	H	0-0,07	3,62	6,24	56.09±1.96
		H _p	0,07-0,31	1,19	2,06	
26	Бурі лісові середньоглибокі слабозмиті щебенюваті	H	0-0,06	2,39	4,11	38,33±4,45
		H _p	0,06-0,	0,92	1,59	

Унаслідок повного або часткового руйнуванням верхнього ґрунтового горизонту під час проведення рубок відбуваються втрати органічного Карбону у

грунті. Оскільки руйнується або пошкоджується в основному верхній **Н** горизонт, то розрахунки зроблені для цього горизонту. Найбільш показовою у цьому плані є ділянка №11, де майже повністю на всій площі зрубу зруйновано верхній ґрунтовий горизонт. На дослідній ділянці №26 верхній **Н** горизонт значно пошкоджений, вміст C_{org} тут коливається від 1,51% до 3,59%, що і веде до досить великого середнього відхилення $\pm 4,45 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$, тоді як на більшості ДД ділянок цей показник не перевищує $\pm 2 \text{ т} \cdot \text{га}^{-1}$ (табл. №3). Такі результати свідчать про значні втрати органічної речовини у верхньому ґрунтовому горизонті внаслідок лісозаготівлі.

Отже, суцільні рубки можуть негативно впливати на запаси органічного Карбону у ґрунті і як наслідок на його баланс в конкретній лісовій екосистемі. Втрата або пошкодження верхнього шару ґрунту небезпечна не тільки тим, що відбувається емісія депонованого C_{org} , але водночас втрачаються багато інших макро- і мікроелементів живлення рослин, а також втрачається субстрат для гуміфікації та поповнення запасів органічного Карбону, що, в свою чергу зменшує карбоно-депонувальний потенціал території загалом.

Таким чином, наслідки для ґрунту внаслідок суцільних вирубок можуть бути різними і значно відрізнятись за ступенем впливу на пул органічного. Найбільш негативний вплив на цей пул спостерігали на зрубках через два роки після проведення рубки (дослідні ділянки №11 і №26).

На дослідних ділянках №24 і №25 процеси спонтанної сільватизацій на-впаки, мали значний позитивний вплив для пулу C_{org} у ґрунті. На дослідній ділянці №23, внаслідок спонтанної сільватизації, відбувається відновлення ялиново-ялицево-букових лісів, які згідно даних геоботанічного районування були типовими для даної території, що в майбутньому позитивно вплине на потенціал секвестрації Карбону (Концептуальні засади..., 2007). На дослідній ділянці № 24 відбувається розвиток листяних деревостанів, у складі яких переважають верба і ліщина з включеннями бука і домішками ялиці і ялини. Це, на нашу думку, насамперед пов'язане зі значним рівнем зволоження на цій ділянці. Значна кількість чагарникової і трав'яної рослинності на дослідній ділянці № 25 пов'язана з пожежею, яка знищила молоді 1-2 річні дерева, а також могла пошкодити або знищити насіння, яке накопичилось у лісовій підстилці і верхньому шарі ґрунту. Відновлення природних деревостанів тут буде тривалішим, аніж, на ділянці №23. На дослідній ділянці №26 під час вирубки були залишені листяні дерева – бук, явір, а під час штучного лісовідновлення висаджено ялини і ялиці. Згодом за належного догляду молодих культур будуть сформовані типові для території мішані деревостани. На дослідній ділянці №11 виявлено значне ушкодження ґрунту, спричинене вирубкою лісу. Знищення верхнього шару ґрунту ускладнюватиме процес спонтанного самовідновлення за рахунок деревних видів (бук, ялина, ялиця). Ймовірно, формування деревостанів тут буде розпочинатися з поселення піонерних трав'яних і чагарникових видів з подальшим поступовим відновленням деревного ярусу. Цей процес може бути досить тривалим – десятки років.

Висновки

Відновлення в процесі спонтанної сільватизації природних лісових екосистем описано у працях багатьох учених, зокрема відновлення природних мішаних деревостанів на місці зрубів (Козловський, та ін., 2022; Короткова, Соломаха, 2020; Корусь, Ященко, 2021; Стрямець, 2018; Ященко, Надорожняк, 2003).

Встановлено, що на території Стрийсько-Сянської Верховини процес спонтанної сільватизації на ділянках зрубів буде позитивно впливати на процес накопичення органічного Карбону у таких пулах, як лісова підстилка, ґрунт і грубі деревні залишки. Це буде відбуватися внаслідок збільшення фітомаси деревного ярусу і відпаду листя, хвої, насіння гілок, які, залежно від розміру. Згодом органічний Карбон з лісової підстилки і грубих деревних залишків процесів деструкції та гуміфікації буде поповнювати пул органічного Карбону у ґрунтовому профілі.

Процес спонтанної сільватизації буде позитивно впливати на баланс органічного Карбону і карбонодепонувальний потенціал території ще й тому, що він зумовлює відновлення природних деревостанів на противагу штучному лісовідновленню, зокрема монокультурі ялини. Природні мішані деревостани, сформовані ялиною європейською, буком лісовим, ялицею білою тощо внаслідок процесу спонтанної сільватизації, будуть підтримувати високий рівень біотичного різноманіття та стануть стійкими до різного роду мікозів та інвазій ентомофагів.

Подяки. Висловлюємо щирі подяки працівникам Верхньовисоцького лісництва за допомогу в організації і проведенні польових досліджень.

Голубець, М. А., Одинак, Я. П., Чернобай, Ю. Н., и др. Особенности деструкционных процессов в лесных экосистемах Карпатского региона // Механизмы биотической деструкции органических веществ в почве: чтения памяти акад. В. Н. Сукачева. Вып. 1989. – Вып. VII. С. 62-86.

Голубець, М. А., Малиновский, К. А., Стойко С. М. Геоботаническое районирование Украинских Карпат. Докл. и сообщ. львовского отдела геогр. общества УССР. 1965.

Козловський В., Романюк Н., Юречко Р. Вплив спонтанної сільватизації на фізико-хімічні властивості чорноземів екстразональних лучно-степових рослинних угруповань ботанічного заказника “Макітра” (НПП “Північне Поділля”, Україна) // Вісник Львівського університету. Серія біологічна. – 2022 – Випуск 87. – С. 90-98. – <https://doi.org/10.30970/VLUBS.2022.87.08>

Концептуальні принципи сталого розвитку гірського регіону / За ред. М. А. Голубця. – Львів: Видавництво Поллі, – 2007. – 288 с.

Короткова Т. М., Соломаха Н. Г. Особливості природного заростання техногенних екотопів на відвалах розкривних порід Новотроїцького родовища флюсової сировини // Лісівництво і агролісомеліорація – Forestry and forest melioration. – 2020. – Вип. 137. – С. 41-50. – <https://doi.org/10.33220/1026-3365.137.2020.41>

- Корусь М. М., Ященко П. Т.** Зумовленість і прояви сільватизації постагарарних екосистем Української частини транскордонного біосферного резервату "Західне Полісся" // Науковий вісник НЛТУ України. – 2021. – Т. 31. – Вип. 3. – С. 68-73. – <https://doi.org/10.36930/40310310>
- Корусь М. М.** Сильватизація постагарарних екосистем Шацького поозер'я (зумовленість, еколого-фітоценотичні особливості сукцесій) / Дисертація на здобуття наукового ступеня кандидата біологічних наук: 03.00.16 – екологія. – Львів, 2020. – 279 с.
- Пижик І. С., Шпаківська І. М.** Актуальні запаси органічного карбону в мортмасі та ґрунті лісових екосистем Стрийсько-Сянської верховини на території Верхньовисоцького лісництва (ДП "Боринський лісгосп") // Науковий вісник НЛТУ України. – 2019. – Т. 29. – Вип. 9. – С. 15-21. – <https://doi.org/10.36930/40290902>
- Пижик І. С., Шпаківська І. М.** Актуальні запаси органічного карбону у лісових екосистемах регіонального ландшафтного парку "Надсянський" (МРБ "Східні Карпати") // Actual problems of natural sciences: modern scientific discussions : Collective monograph. – Lublin, Poland, 2020. – P. 259-283. – <https://doi.org/10.30525/978-9934-26-025-4-12>
- Пижик І. С., Шпаківська І. М.** Запаси органічного вуглецю у мортмасі лісових екосистем регіонального ландшафтного парку "Надсянський" (Українські Карпати) // Біологія та валеологія: збірник наукових праць ХНПУ ім. Г. С. Сковороди. – 2018. – Вип. 20. – С. 35-42. – <http://doi.org/10.5281/zenodo.2543583>
- Природа Львівської області** / За ред. К. І. Геренчука. – Львів: Вища школа. Вид-во при Львів. ун-ті, – 1972. – 151 с.
- Стрянець Г. В., Горбань Л. І., Хомин І. Г., Ференц Н. М.** Моніторинг стану трансформації та збереження біорізноманіття екосистем в умовах природного заповідника "Розточчя" // Науковий вісник НЛТУ України. 2018. – Т. 28. – Вип. 10. – С. 57-61. – <https://doi.org/10.15421/40281012>
- Ященко П. Т., Надорожняк О. Я.** Сильватизація як процес і фактор ренатуралізації природних екосистем Західного Полісся // Науковий вісник. Лісівничі дослідження в Україні (IX-ті Погребняківські читання). – 2003. – Вип. 13.3. – С. 171-176.

Ihor Pyzhyk ¹, Iryna Shpakivska ², Eugenia Puka ³

ACCUMULATION OF ORGANIC CARBON IN THE PROCESS OF SPONTANEOUS SILVATIZATION OF THE TERRITORIES WHERE FOREST CUTTING WAS CARRIED OUT IN THE TERRITORY OF THE VERKHNIVYSOTSKY FORESTRY OF THE STATE ENTERPRISE FOREST OF UKRAINE

Forest ecosystems are one of the largest regulators of the carbon cycle on the planet. They are able to absorb and accumulate a large amount of carbon in their components. The study was carried out in the territory of Stryi-Sianskaya Verkhovyna in the Verkhnivysotsky forestry (Lviv region). Organic Carbon stocks were evaluated in three large pools of forest litter, coarse wood residues and soil. 5 study site was selected on the territory of Verkhnivysotsky forestry. The size of the experimental area is 100 m² (10 10 m). For each plot were selected samples of forest litter (n=3), soil (n=3) and was calculated the coarse wood debris stock (CWD). Soil samples were selected from H and Hp horizons. The stock of dead wood was calculated based on the stock of small branches (diameter 1-7 cm), which were determined on a plot of 9 square meters, and branches with a diameter of ≥ 7 cm, stumps and phytodetritus of the trunk – on the entire area of the study site. The content of organic matter in forest litter and soil was determined by the method of dry combustion and method Nikitina. To determine the organic carbon

stock we used correction coefficients (for forest flooring -0.52 and 0.50 for CWD) and average value dead wood density of 345 kg/m^3 and soil bulk density. The impact of spontaneous sylvatization processes on the accumulation of organic carbon was studied. The assessment was carried out in three pools - soil, forest litter and soil. The research was conducted on five experimental plots, which are located on log cabins of different ages. Reserves of organic Carbon in the forest litter are $1.65 \pm 0.64 - 5.40 \pm 0.718 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, however, there is no forest litter in study site №11 (Pure 74-years old spruce forest, felling 2016) and №23 (Pure 54-years old spruce forest, felling 2015), and it is preserved only fragmentarily in study site №26. Coarse tree remains were found in each experimental area, and organic carbon reserves here amounted to $1.74 - 3.97 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. Reserves of organic Carbon in the soil are $32.00 \pm 0.17 - 56.09 \pm 1.96 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$. On experimental sites №11 (Pure 74-years old spruce forest, felling 2016) and №26 (Pure 57-years old spruce forest, felling, 2018), there is significant damage to the upper soil horizon, and in some places destruction. In general, we observe a positive influence of spontaneous processes on the process of accumulation of organic carbon. This influx consists in the increase of phytomass reserves during the growth of the tree stand, which in turn will lead to its arrival with precipitation in other pools.

Key words: forest litter, coarse wood debris, soil, deforestation, Stryi-Syanska Verkhovyna, afforestation

E-mail: ¹ igorpythyk@gmail.com

² shpakivska@ukr.net

³ eugeniep@ukr.net

ORCID: ¹ 0000-0001-6594-0499

² 0000-0002-5152-6083

Зенон ГАМКАЛО¹, Микола КОРУСЬ², Тетяна ПАРТИКА³, Олена ЧЕЧУЙ⁴,
Ірина ШПАКІВСЬКА⁵, Павло ЯЩЕНКО⁶

ОСОБЛИВОСТІ С-СЕКВЕСТРУВАЛЬНОЇ ЗДАТНОСТІ ТА РЕСПІРАЦІЙНОЇ АКТИВНОСТІ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТОГО ГРУНТУ ЛІСОВИХ І ПОСТАГРАРНИХ ЕКОСИСТЕМ ЗАХІДНОГО ПОЛІССЯ (УКРАЇНА)

Наведено результати комплексних досліджень кількісно-якісного складу органічних речовин (ОР) дерново-підзолистого ґрунту лісових і постагарних екосистем Західного Полісся за їх біодоступністю, зокрема, вмістом вуглецю у лабільних дисперсних (С-РОМ, Particulate Organic Matter) і стабільних, пов'язаних з фракцією мінеральної матриці <50 мкм (С-МАОМ, Mineral Associated Organic Matter), органічних речовинах. Враховуючи особливості гранулометричного складу досліджуваних ґрунтів, а також використаний концептуальний підхід щодо поділу ОР на частинки РОМ (розміром >50 мкм) і МАОМ (розміром <50 мкм), розрахунок потенціалу С-секвестрації (Carbon Protective Capacity, CPC) здійснено також з урахуванням вмісту орґано-мінеральних частинок розміром 0–50 мкм. Встановлено, що вмісти депонованого вуглецю у фракції МАОМ становили у ґрунті під сосновим лісом – $6,14 \pm 1,42$ гС/кг, поновленням сосни – $3,24 \pm 0,87$ гС/кг, березовим лісом – $5,15 \pm 1,35$ гС/кг і поновленням берези – $5,40 \pm 1,27$ гС/кг, тобто, 55,4%, 30,5%, 50,2% і 55,5% від CPC. Найбільш С-насиченою була мінеральна матриця ґрунтів під поновленням берези і сосновим лісом, найменше – поновленням сосни. Відповідно, найбільший вуглець-секвеструвальний потенціал (Carbon Sequestration Potential, CSP) шару 0–20 см властивий ґрунту під поновленням сосни – 22,3 т/га, менший під березовим і сосновим лісами – 16,4 і 15,8 т/га і найменший – під поновленням берези (12,3 т/га). Встановлено також, що дихальна активність дерново-підзолистого ґрунту тісно пов'язана з його вуглець-секвеструвальним потенціалом (CSP) у товщі ґрунту 0–20 см ($r=0,93$).

Ключові слова: секвестрація вуглецю, дисперсна органічна речовина (РОМ), мінераласоційована органічна речовина (МАОМ), дихання ґрунту, типи землекористування, сільватизація

Педосфера є найбільшим депо біогенного вуглецю (C_{org}) та продуцентом вуглекислого газу (CO_2) на планеті (Silva-Olaya et al., 2013; Guenet et al., 2018). У верхніх 25 см ґрунту міститься близько 2500 Гт С (Гт, гігатонна, $1 \cdot 10^9$ т) що втричі більше, ніж у рослинності та вдвічі більше, ніж в атмосфері (Li et al., 2007).

Резервуар органічного вуглецю педосфери може зазнавати значного впливу як біотичних так і абіотичних чинників, а спосіб землекористування визначено основним фактором такого впливу (Hamkalo, Bedernichek, 2014; Ajami et al., 2016; Falahatkar et al., 2016). Зокрема, зміна режимів землекористування, включаючи зведення та поновлення лісів, суттєво впливає на інтенсивність ґрунтових потоків CO_2 в атмосферу, а поновлювані ліси стають стійким секвеструвальником вуглекислого газу атмосфери (Бедернічек, Гамкало, 2014; Komarova, Vasenev, 2015). Унаслідок сільськогосподарської діяльності частина природних stokів та джерел CO_2 замінюється на антропогенні, величину зміни яких, порівняно з природними, ще належить оцінити.

Вважають, що незначна зміна вмісту вуглецю органічних сполук у ґрунті ($C_{\text{орг}}$) може призвести до значних варіацій вмісту CO_2 в атмосфері (Lal, 2018). Тому, навіть мінімальний вплив на цей великий резервуар вуглецю у ґрунті може мати суттєві наслідки для біосфери, починаючи від змін родючості ґрунту і закінчуючи концентрацією парникових газів в атмосфері (Minasny et al., 1995).

Надходження CO_2 в атмосферу з педосфери головно пов'язані з т. зв. диханням ґрунту, що важливо знати для оцінки балансу вуглецю у біосфері, оскільки вуглекислий газ є найбільшим глобальним потоком вуглецю – 75–100 Pg C/рік (петаграм, $1 \cdot 10^9$ т) між екосистемами суходолу та атмосферою й за останні чотири десятиліття збільшився у зв'язку з потеплінням клімату на 0,1 млрд. т/рік, при цьому, внесок землекористування у цей приріст постійно зростає (Bond-Lamberty, Thompson, 2010, 2010a).

Дослідження впливу способів землекористування на емісію парникових газів активізувалися ще на початку 90-х років минулого століття у зв'язку із системною кризою, що охопила Україну та інші пострадянські країни, коли відбулося значне зменшення площ сільськогосподарських угідь (ріллі в тому числі) та перетворення їх на перелоги. Ці зміни також відобразилися як на величині, так і на спрямованості потоків CO_2 у системі *фітоценоз-педосфера-атмосфера*.

Показано також, що варіабельність інтенсивності виділення CO_2 із різних типів ґрунтів, зумовлена особливостями землекористування, становила від 28% (дані багаторічних моніторингових спостережень) до 36–62% (дані модельних експериментів). Причому, вплив типу землекористування позначався як на абсолютній величині потоків CO_2 з ґрунтів (добових, місячних, сезонних) так і на їх перерозподілі в окремі сезони року. Залуження малородючих орних ґрунтів з метою додаткового зв'язування вуглецю є доброю альтернативою лісорозведенню (Kurganova et al., 2007). Тому, оцінка кількісного надходження парникових газів в атмосферу з педосфери за умов спонтанного постагрогенного трансформування екосистем, зокрема, й процесу сільватизації (спонтанного залісення), важлива як з погляду теоретичної, так і прикладної екології.

Оскільки у процесі дихання ґрунту відбувається першочергове виснаження пулу лабільних органічних речовин, важливо оцінити співвідношення вмістів у ґрунті лабільної дисперсної (*англ.*, Particulate Organic Matter, POM) і стабільної мінерал-асоційованої (*англ.*, Mineral-Associated Organic Matter, MAOM) органічних речовин та передумови їх стабілізування (Cotrufo et al., 2019). Для оцінки спроможності процесу хімічної стабілізації органічної речовини ґрунту, шляхом утворення органо-мінеральних комплексів, необхідною є інформація про стан дисперсності мінеральної матриці ґрунтів, зокрема, вмісти реакційно-здатних частинок мулу і крупного пилу.

Варто зауважити, що досліджувані нами ґрунти Шацького Поозер'я, у зв'язку з максимальним вмістом у них грубого піску та мінімальним умістом фракцій дрібного пилу (0,4–0,5%) та мулу (2,4–3,6%), практично не формують

структурних агрегатів (Шпакивская, 2016). Останнє важливо у разі інтегральної оцінки процесів стабілізування ОР, оскільки агрегатоутворення також суттєво впливає на стабільність пов'язаних з агрегатами органічних речовин, шляхом обмеження їх біорозкладу, тобто, доступу до них мікроорганізмів ґрунту (Six, Paustian, 2014; Zeng et al., 2021).

Враховуючи наведене, метою дослідження була оцінка особливостей С-секвеструвальної здатності та респіраційної активності ґрунтів лісових і постаграрних екосистем Шацького Поозер'я у контексті глобальних змін клімату.

Матеріал і методика дослідження

Загальна характеристика. Шацьким Поозер'ям називають північно-західну частину Волинської області у межах колишнього Шацького адміністративного району (Корусь, Ященко, 2009). Територія відзначається перевагою рівнинного рельєфу, поширенням покривних піщаних відкладів, значним поширенням боліт, переважанням дерново-підзолистих ґрунтів, зайнятих, головню, сосновими лісами та сільськогосподарськими угіддями. Клімат характеризується як помірно-континентальний, вологий, з м'якою зимою і нестійкими морозами, нежарким літом, затяжними весною і осінню, значною кількістю опадів (Корусь, 2020). За рік тут випаровується 555–565 мм вологи, проте кількість опадів перевищує випаровуваність. Природні умови забезпечують формування свіжих і вологих екотопів і переважання мезофітної лісової рослинності на суходолах, а в пониженнях рельєфу та навколо озер – розвиток трав'яних і чагарникових боліт.

Переважним типом рослинності є ліси, а основними лісоутворювальними породами – сосна звичайна (*Pinus sylvestris* L.), вільха чорна (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn.) та береза повисла (*Betula pendula* Roth). Сільськогосподарські угіддя, що з різних причин вибули з інтенсивного господарського використання, й природний рослинний покрив яких відновлюється шляхом автогенних сукцесій рослинності, розглядаються як постаграрні екосистеми. З'ясовано, що після ліквідації колективних господарств значні площі орних земель, особливо віддалених від населених пунктів, використання яких стало економічно не вигідним, перетворилися на перелоги. Припинилося сінокісне використання багатьох ділянок лук, сформованих на болотах, що сприяло заростанню колишніх сільськогосподарських угідь природною рослинністю (Корусь, Ященко, 2009).

Процеси ренатуралізації лісових екосистем розпочалися, перш за все, на суходільних старооранках, які в минулому виникли на місці зведених лісів після розорювання зрубів. За відсутності відповідних агротехнічних заходів, сільськогосподарські угіддя на місці осушених і розораних боліт почали зазнавати чергового трансформування рослинного покриву шляхом заліснення, як і природні болота – після припинення сінокосіння. Проте, на нелісових землях інших категорій угідь, зокрема на болотах, поява деревної рослинності і формування лісового середовища відбуваються спонтанно, шляхом їх

сильватизації. Варто зауважити, що сильватизація не є аналогом лісовідновлення, яке стосується земель, що колись були під лісом, і, тим більше, сильватизація не є аналогом лісорозведення на нелісових землях спеціально відведених для заліснення. Тобто, формування на посагарних територіях лісу відбувається як у процесі лісовідтворення, так і в процесі сильватизації боліт.

Характеристика дослідного полігону «Урочище Колеса». Розташований у північно-західній частині Шацького Поозер'я. Північна частина його заліснена сосною звичайною з домішкою берези повислої, південно-східна – зайнята молодняком берези повислої, а західна – використовується як пасовище, поросле рідкостійними сосною та березою, а також окремими деревами яблуні та груші, що є наслідком випасання худоби. На час закладання дослідних площ і тестових ділянок (2006–2008 роки) ця територія ще використовувалася як орні землі.

Метою вибору дослідних ділянок було охоплення основних проявів заліснення та досягнення максимальної репрезентативності для всієї досліджуваної території. Критеріями відбору дослідних площ були: 1) представлення основних порід, які беруть участь у залісенні постагарних екосистем; 2) різноманітність площ за видом угідь; 3) наявність різних типів умов і ґрунтів.

Дослідна площа № 1К (Б) («старий березняк»). Розташування: Пн 51°28'20", Сх 23°45'00". За генезою – похідний середньовіковий березовий ліс, що сформувався внаслідок заростання зрубу на місці дубово-соснового лісу і розташований по окраїні підсушеного мезотрофного болота, яке використовується для випасу худоби. Тип деревостану – березняк вологого дубово-соснового субору чорницево-вересового (*Betuletum myrtilloso-callunosum*). Вік – 56 років. Сучасний деревостан характеризує одну із стадій сильватизації угідь в процесі формування потенційної рослинності.

Дослідна площа № 2К (С) («старий сосновий ліс – еталон»). Розташування: Пн 51°28'30", Сх 23°43'11". За генезою – старий сосновий ліс (давні лісові культури), що набув рис природної структури деревостану, має природний відпад і трав'яне вкриття. Тип деревостану – сосняк вологого дубово-соснового субору чорницевий (*Pinetum myrtillosum*). Вік – 60 років. Деревостан цієї ділянки хоча й штучного походження, проте в процесі розвитку та господарювання набув рис природної структури. Рослинність наземного ярусу має природне походження, видовий склад рослин є типовим для вологих суборів Західного Полісся, тому ця площа може бути еталоном потенційної рослинності вологих суборів цього регіону.

Дослідна площа № 3К (ПБ) («молодий березняк»). Розташування: Пн 51°28'29", Сх 23°45'05". За генезою – похідний молодий березняк, що природно сформувався поблизу стіни лісу, внаслідок заростання орного поля, а пізніше – випасу. Тип деревостану – березняк вологого дубово-соснового субору злаково-різнотравний (*Betuletum graminoso-variaherbosum*). Вік –

11 років, варто розглядати як первинну стадію сільватизації угідь в процесі розвитку потенційної рослинності.

Дослідна площа № 4К (ПС) («поновлення сосни»). Розташування: Пн 51°28'39", Сх 23°45'01". За генезою – молоде природне поновлення сосни, що відображає процес заліснення колишніх полів та пасовищ, віддалених від стіни лісу. Тип деревостану – березовий сосняк свіжого соснового бору біловусово-вересового (*Betuleto-Pinetum nardoso-callunosum*). Вік – до 11 років. Особливістю ділянки є близьке до поверхні залягання крейди. Верхній горизонт ґрунту є гумусованим за колишнього орного використання та угноєння. Внаслідок застосування в минулому органічних добрив, ділянка відзначається багатством видового складу трав, серед яких переважають мезотрофи та ксеромезофіти.

Аналітичні процедури.

Вміст вуглецю у ґрунті ($C_{\text{орг}}$) визначали у трикратній повторності методом вологого спалювання (ISO 14235:1998, Якість ґрунту – визначення органічного вуглецю сульфохромним окисненням). Оптичну густину отриманих розчинів вимірювали спектрофотометрично на двопроменевому УФ-видимому спектрофотометрі SPEKOL 2000 («Analytik Jena», Великобританія).

рН (потенціометрично) вимірювали у водній і КСІ суспензіях у співвідношенні 1:2,5 ґрунт: вода.

Гранулометричний склад ґрунту вимірювали методом седиментації (Качинський, 1958).

Вуглецезахисна здатність. Розрахунок вуглецезахисної здатності (Carbon Protective Capacity, CPC) здійснили з використанням спеціалізованих моделей лінійної регресії найменших квадратів для лісових (1), пасовищних (2) і орних (3) ґрунтів (Six et al., 2002):

$$\text{CPC}_1 \text{ (гC/кг ґрунту)} = 16,24 + 0,24 \cdot (0-50 \text{ } \mu\text{м}\%) \quad (1)$$

$$\text{CPC}_2 \text{ (гC/кг ґрунту)} = 16,33 + 0,32 \cdot (0-50 \text{ } \mu\text{м}\%) \quad (2)$$

$$\text{CPC}_3 \text{ (гC/кг ґрунту)} = 7,18 + 0,20 \cdot (0-50 \text{ } \mu\text{м}\%) \quad (3)$$

Розрахунки CPC також виконані за універсальним (без врахування типу землекористування) рівнянням 4 (Carter et al., 2003):

$$\text{CPC}_4 \text{ (гC/кг ґрунту)} = 9,04 + 0,27 \cdot (0-50 \text{ } \mu\text{м} \%) \quad (4)$$

Останнім часом, на підставі мета-аналізу результатів 32-х досліджень запропоновано (Matus, 2021) рівняння (5) емпіричного зв'язку між умістами $C_{\text{орг}}$ (ω) і С-пил + глина (y):

$$y = y_0 + \beta_C \cdot \omega, \quad (5)$$

де β_C (0,83) — нахил регресії (С-мул + глина до вмісту $C_{\text{орг}}$), а y_0 — точка перетину (intercept) з віссю «Y» або підвищення регресії, яку взято за нуль.

Визначення С-РОМ і С-МАОМ (Matus, 2021). Розрахунок включає накопичення С-РОМ, що становить різницю між актуальним значенням $C_{\text{орг}}$ і вмістом С, оціненим за загальним нахилом (y), що відповідає вмісту С-МАОМ.

Розрахунок інших критеріїв С-насичення ґрунтів. На підставі отриманих даних (СРС, С-РОМ, С-МАОМ) та щільності ґрунтів (BD) розраховані:

– за різницею показників СРС і С-МАОМ – кількість вуглецю необхідного для цілковитого насичення мінеральної матриці, тобто дефіцит С-насичення (Carbon Saturation Deficit, **CSD**):

$$\text{CSD (гC/кг)} = \text{CPC} - \text{C-МАОМ} \quad (6)$$

– за значеннями CSD і CPC – ступінь насичення ґрунту вуглецем органічних сполук (Degree of Carbon Saturation, **DCS**) і вуглець-секвеструвальний потенціал (Carbon Sequestration Potential, **CSP**):

$$\text{DCS (\%)} = (1 - (\text{CSD}/\text{CPC}) \cdot 100 \quad (7)$$

$$\text{CSP (т/га)} = \text{CSD} \cdot \text{BD} \cdot \text{H} \cdot 10, \quad (8)$$

де **CSD** — Carbon Saturation Deficit (гC/кг), BD – щільність ґрунту, т/м³, H – товщина шару ґрунту, м.

Питомий потік CO₂ з поверхні ґрунту досліджували за допомогою камерно-статичного методу з використанням портативного ІЧ (NDIR)-аналізатора серії K-30 (США) – USB CO₂ Probe Data Logger (0-1% (10 000 ppm) і програмного забезпечення GasLab® Sensor Configuration & Data Logging Software. Як статичну камеру, використовували пластиковий, світлонепроникний циліндр діаметром 12 см і висотою 20 см, який попередньо втискували у ґрунт, звільнений від рослинності, ріжучою металевою кромкою (до 5 см). Через 15 хв (час необхідний для стабілізування газового режиму порушеного ґрунту), у камеру встановлювали ІЧ-аналізатор з кришкою. Реєстрацію динаміки емісії CO₂ здійснювали протягом 5 хв (з інтервалом 30 с), що дозволяло, за трендом змін, оцінити інтенсивність дихання ґрунту. Перед наступним вимірюванням виймали аналізатор із камери, провітрювали його різкими рухами на висоті зросту дослідника. Переконавшись, що прилад показує фонову концентрацію CO₂ (~ 420 ppm), приступали до чергового вимірювання.

Розрахунок питомого потоку газу здійснювали з врахуванням тангенса кута нахилу лінії тренду, тобто кутового коефіцієнта в рівнянні лінійної регресії (A), за формулою:

$$Q = \frac{19.3 \cdot A \cdot 1000 \cdot h(\text{см})}{273 + t^{\circ}\text{C}}, \quad (9)$$

де Q – питомий потік CO₂ з поверхні ґрунту (мг CO₂/м²/год; h – висота камери; t[°]C – температура повітря в камері на час вимірювання.

Отримані дані опрацьовані методами статистичного аналізу з використанням програм Statistica 6.1, MS Excel 2016. Результати досліджень виражали у

вигляді середнього значення ($\bar{x}$) та стандартної похибки ($\pm SE$) з трьох вимірювань. Достовірність різниці між варіантами оцінювали за допомогою ANOVA, а тест Пірсона застосували для аналізу кореляції між змінними. Відмінності вважалися статистично значущими при $P < 0,05$.

Результати досліджень та їхнє обговорення

Оскільки ґрунти в межах дослідного полігону «Колеса» дерново-підзолисті різного ступеня опідзолення й під різним рослинним покривом, це вплинуло на їх кислотно-основну рівновагу (Табл. 1).

Зокрема, активна кислотність ($pH_{\text{вод}}$) є найбільшою у сильнопідзолистого ґрунту старого соснового лісу (С) і найменшою – за молодого поновлення сосни (ПС). Подібний характер змін властивий й обмінній кислотності ($pH_{\text{КCl}}$). Сильніше підкисленими були лісові ґрунти під 59–61 річним деревним покривом сосни і берези. Менша кислотність ґрунтів окремих варіантів досліджу пов'язана з розташуванням їх на постагтарних територіях, які ще до 2006-2008 рр. використовували як орні землі з застосуванням органічних й органо-мінеральних добрив та хімічних меліорантів (вапнування). Як зазначалося вище, особливістю ділянки ПС є близьке до поверхні залягання крейди, внаслідок чого ґрунт тут є слабкокислим ($pH_{\text{вод}} = 6,17$ од., $pH_{\text{KCl}} = 5,19$ од.).

Загальний вміст $C_{\text{орг}}$, залежно від типу екосистеми і віку фітоценозу, коливався в межах 3,92–7,41 гС/кг ґрунту, причому, найменші значення характерні для варіанту ПС з молодим поновленням сосни (Табл.1). Також відомо (Kurganova et al., 2014), що заростання ріллі природною рослинністю супроводжувалося збільшенням у ґрунті вмісту органічної речовини, зокрема, у його верхньому (0–20 см) шарі швидкість С-секвестрування у перші 20 років (1990–2009) становила 0,96 т/га за рік (0,04% або 0,4‰), а в наступні 30 років прогнозується лише 0,19 т/га. за рік (0,08‰).

Згідно з даними літератури, у нашому експерименті на варіантах з поновленням берези (ПБ) і сосни (ПС) на колишніх орних землях Шацького Поозер'я, на 11-й рік заростання ріллі, також повинна б спостерігатися максимальна швидкість С-секвестрування, що стане предметом окремого дослідження. Проте, між актуальним вмістом $C_{\text{орг}}$ і вмістами фракцій С-стабілізувальних мінеральних частинок $<0,01\text{мм}$ та $<0,05\text{мм}$ наявні слабкий ($r = 0,27$) і помірний кореляційні зв'язки ($r = 0,31$), що попередньо свідчить про відносно слабку С-депонувальну спроможність цих фракцій мінеральної матриці, внаслідок їх низького відносного вмісту. Про це теж детальніше розглянемо нижче.

Для оцінки С-секвстраційної спроможності ґрунтів необхідними є дані про дисперсність (гранулометричний склад) їх мінеральної матриці, особливо вмісти частинок <20 мкм і 50 мкм. Дослідження, виконані закордонними (Hassink, 1997; Six et al., 2002; Carter et al., 2003; Matus, 2021) і вітчизняними (Гамкало та ін., 2021а, б, в) ґрунтознавцями, щодо механізмів стабілізації органічної речовини у ґрунтовому середовищі встановили важливу роль в цьому процесі частинок глини (<20 мкм) і комплексу глина+пил ($<50/63$ мкм).

Раніше, для оцінки С-секвеструвальної здатності ґрунту розроблено ряд моделей з використанням рівнянь лінійної регресії найменших квадратів (Hassink, 1997; Six et al., 2002; Carter et al., 2003). Показана також важлива стабілізаційна роль щодо ОР процесу агрегатоутворення (Six, Paustian, 2014). Оскільки, у досліджуваних дерново-підзолистих піщаних ґрунтах процес агрегатоутворення практично відсутній (Шпакивская, 2016) нами головно звернута увага на участь у стабілізуванні ОР процесу утворення мінералорганічних комплексів (МАОМ).

Таблиця 1

Вмісти органічного вуглецю, реакційно здатних мінеральних частинок та показники кислотно-основних властивостей дерново-підзолистих ґрунтів екосистем Шацького Поозер'я (урочище Колеса)

Table 1. Content of organic carbon, reactive mineral particles and acid-base properties of sod-podzolic soils of Shatsk Lakes district (Kolesa site) ecosystems

Екосистема <i>Ecosystem</i>	Потужність горизонту, см <i>Horizon thickness, cm</i>	Глибина відбору зразків, см <i>Sampling depth, cm</i>	pH вод. од. <i>pH_{H2O}</i>	pH сол. од. <i>pH_{KCl}</i>	C _{орг} , г·кг ⁻¹ <i>C_{org}, g·kg⁻¹</i>	Уміст частинок <0,05 мм, % <i>Particle content, <0,05 mm, %</i>
Старий березняк (Б) <i>Old birch wood</i>	HE _{ор} , 0–15	0–15	4,44	3,46	6,21	4,52
	E+I пер., 15–24	15–24	4,57	4,19	1,72	7,16
Старий сосновий ліс (С) <i>Old pine forest</i>	HE, 0–8	0–8	3,80	2,83	7,41	7,56
	E, 8–14	8–14	3,95	3,33	5,04	5,84
Молодий березняк (ПБ) <i>Young birch wood</i>	HE+E+I(ор), 0–30	0–30	5,32	4,27	6,51	3,68
Поновлення сосни (ПС) <i>Renewal of pine</i>	HE+E+I(ор), 0–23	0–23	6,17	5,19	3,92	5,88

Як видно з Рис.1, за вмістом реакційно здатних мінеральних частинок ґрунтів досліджувані варіанти екосистем суттєво відрізняються. Так, максимальний відносний вміст (%) частинок крупного пилу (0,05–0,01 мм) встановлено у ґрунті під старим сосновим лісом (С), а мінімальний – під молодим березняком (ПБ). На відміну від соснового лісу, у старому березняку (Б) його вміст у 3,8 раза є меншим. Характер кількісного розподілу середнього пилу відрізняється від крупного пилу домінуванням його у ґрунтах з поновленням сосни (ПС) і старого березняку (Б). Вміст мулу у досліджуваних ґрунтах, за винятком варіанту поновлення берези (ПБ), є більшим за вмісти середнього і дрібного пилів. Отже, за сумою відносного вмісту частинок розміром <0,05 мм (%), здатних до утворення

стабілізаційних комплексів з органічними речовинами, дослідні варіанти розташовані у спадаючому ряду: С (7,56) > ПС (5,88) > Б (4,52) > ПБ (3,68).

За відносним вмістом частинок <50 мкм (пил+глина) та рівняннями лінійної регресії (1, 2), наведеними у розділі «Методика», розраховані вуглецьзасищені здатності (СРС) досліджуваних ґрунтів (Табл. 2).

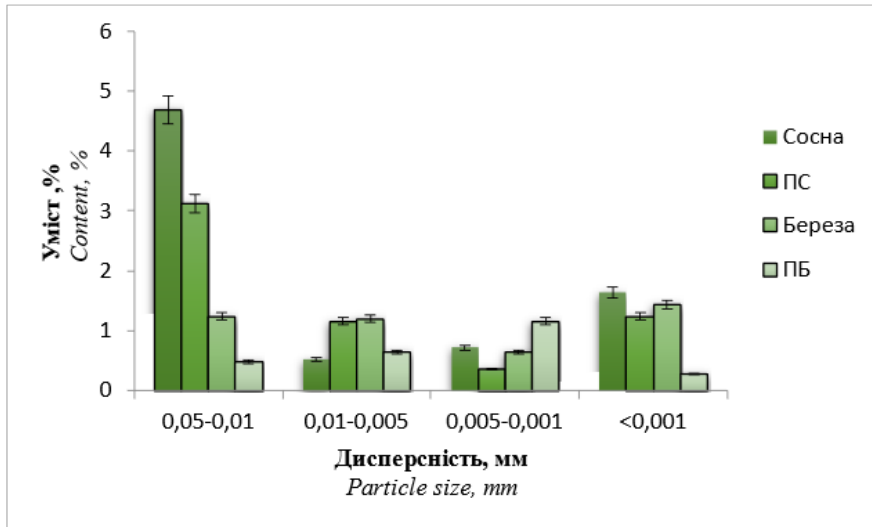


Рис. 1. Вміст реакційно-здатних гранулометричних елементів мінеральної матриці (%) досліджуваних дерново-підзолистих ґрунтів, здатних до асоціації з органічними речовинами. С – старий сосновий ліс; ПС – поновлення сосни; Б – старий березняк; ПБ – поновлення берези.

Fig. 1. The content of reactive granulometric elements of the mineral matrix (%) of the studied sod-podzolic soils capable of association with organic matter. С – old pine forest; ПС – pine regeneration; Б – old birch forest; ПБ – birch regeneration.

Варто зауважити, що розраховані за рівнянням 1–3 (Six et al., 2002), значення СРС є приблизно у 1,7 разів більшими, порівняно з величинами, визначеними за рівнянням 4 (Carter et al., 2003). Така різниця у величинах СРС пов'язана з різними значеннями у вищенаведених рівняннях лінійної регресії величини «підйому» (над нульовим значенням) точки перетину прямої регресії з віссю «Y». У рівняннях 1–3 (Six et al., 2002) значення «підйому» на 7,2 одиниці більші (від 16,24 до 9,04), ніж значення у рівнянні 4 (Carter et al., 2003) при практично однакових кутах нахилу кривих регресії: 0,24 і 0,27, відповідно.

Як видно з наведених даних (Табл. 2), найбільша С-секвеструвальна здатність мінеральної матриці характерна для ґрунту під старим сосновим лісом (18,05 і 11,08 г С/кг ґрунту), а найменша – під молодим березняком (16,85 і 9,73 г С/кг ґрунту), що зумовлено контрастними вмістами тут крупного пилу і мулу, здатних утворювати мінерал-асоційовані комплекси.

Визначено також вмісти у ґрунтах вуглецю у біодоступній формі (С-РОМ) та стабільній мінерал-асоційованій формі (С-МАОМ). Як видно з Табл. 2,

найбільше С-РОМ міститься у ґрунті під старим сосновим лісом і поступово зменшується під: молодим березняком → старим березняком → поновленням сосни. У подальшому, варто б детальніше оцінити стабільний пул ОР ґрунту варіанту ПС, особливо вміст фракції ОР, пов'язаних з Са, оскільки оцінка нами стабільного пулу ОР розрахована тільки з врахуванням вмісту фракцій крупного пілу і глини (<50 мкм) і не враховує С-стабілізаційну роль йонів Са. Можливо, що утворення Са-органічних комплексів є причиною найнижчого вмісту вуглецю (0,66 г/кг) у вільних дисперсних органічних речовинах (РОМ), що встановлено саме у ґрунті цього варіанту (Табл. 2).

Таблиця 2

Відносний вміст суми реакційно-здатних частинок пил+глина (<50 мкм), загального вмісту вуглецю органічних сполук (C_{орг}), вмісту лабільної (РОМ) і стабільної (МАОМ) форм органічної речовини за Matus (2021) та С-секвестраційна здатність мінеральної матриці (СРС)

Table 2. *Relative content of the sum of reactive dust + clay particles (<50 μm), total organic carbon content (TOC), content of labile (LOC) and stable (MAOC) forms of organic matter according to Matus (2021) and C-sequestration capacity of the mineral matrix (CSC)*

Екосистема <i>Ecosystem</i>	Уміст <50 мкм <i>Content <50 μm</i>	С-РОМ		С-МАОМ (за Matus, 2021)	С-МАОМ від C _{орг}		Секвестраційна здатність мінеральної матриці (CPC), гС·кг ⁻¹ ґрунту <i>Sequestration capacity of the mineral matrix (CPC), gC·kg⁻¹ soil</i>	С-МАОМ від CPC, за Carter et al., 2003
	%	г·кг ⁻¹		%	Six et al., 2002	Carter et al., 2003	%	
Старий березняк (Б) <i>Old birch forest</i>	4,52	1,05	5,15	83,1	17,32	10,26	50,2	
Старий сосновий ліс (С) <i>Old pine forest</i>	7,56	1,26	6,14	83,0	18,05	11,08	55,4	
Молодий березняк (ПБ) <i>Young birch forest</i>	3,68	1,11	5,40	82,9	16,85	9,73	55,5	
Поновлення сосни (ПС) <i>Renewal of pine</i>	5,88	0,66	3,24	83,1	17,65	10,63	30,5	

Звертає увагу, що вмісти С-МАОМ у досліджуваних ґрунтах приблизно у 4,9 разів більші за С-РОМ (Табл. 2). Проте, наведені дані вмістів С-РОМ і С-МАОМ, отримані розрахунковим способом, є приблизними і необхідне їх подальше експериментальне уточнення, шляхом безпосереднього визначення вмісту вуглецю у фракції РОМ, яку виділяють диспергуванням ґрунту в 5 г/л гексаметафосфату натрію та пропусканням диспергованих зразків ґрунту через сито 53 мкм (Cambardella, Elliott, 1992).

За даними дослідників з Бангладеш (Yeasmin et al., 2020), характер землекористування по-різному впливав на вміст вуглецю у фракціях POM і MAOM. У всіх випадках вміст C-POM був найбільшим у садових ґрунтах (0,72–1,91%) > перелогах (0,81–1,61%) > під луками (0,60–1,84%) > орних (0,40–1,41%) і, навпаки, вміст C-MAOM був найбільшим на перелозі (0,81–1,91%) > під луками (0,72–1,81%) > орними ґрунтами (0,70–1,61%) > під садом (0,53–1,51%), причому для всіх досліджуваних агроекологічних зон вміст C-MAOM був суттєво більшим за C-POM, крім ґрунтів під садом.

За даними CPC, C-MAOM та щільністю ґрунтів (BD), наведеними у Табл. 3, розраховані дефіцит C-насичення (Carbon Saturation Deficit, **CSD**), ступінь C-насичення (Degree of Carbon Saturation, **DCS**) і вуглець-секвеструвальний потенціал (Carbon Sequestration Potential, **CSP**). Як видно з Табл. 3, найбільший дефіцит C-насичення мінеральної матриці (**CSD**) властивий ґрунту під молодим поновленням сосни – 7,29 гC/кг, за ступеня C-насичення (**DCS**) 31,4% від його можливого потенціалу. Найменший дефіцит C-насичення встановлено у ґрунті під молодим березняком – 4,01 гC/кг, де фракція мул+пил насичена вуглецем значно більше – 58,8%. Мінеральна частина ґрунту під старим березняком дещо менше C-насичена, порівняно з старим сосновим лісом. У цілому, вуглець-секвеструвальний потенціал (CSP) верхнього шару ґрунту товщиною 20 см є найбільшим під поновленням сосни – 22,3 т/га і зменшується в 1,36 разів під старим березняком, 1,41 раза – старим сосновим лісом та найбільше (1,81 разів) – під поновленням сосни.

Таблиця 3

Показники C-секвстрації (CPC, CSD, DCS і CSP) дерново-підзолистого ґрунту лісових і постагтарних територій Шацького Поозер'я

Table 3. Indicators of C-sequestration (SRS, CSD, DCS and CSP) of sod-podzolic soil of forest and post-agricultural areas of Shatsk Lakes district

Екосистема <i>Ecosystem</i>	BD	<50µm	CPC	C MAOM	CSD	DCS	CSP (0-20 cm)
	г/см ³	%	гC/кг			%	тC/га
Старий березовий ліс (Б) <i>Old birch forest</i>	1,60	4,52	10,26	5,15	5,11	50,2	16,4
Старий сосновий ліс (С) <i>Old pine forest</i>	1,60	7,56	11,08	6,14	4,94	55,4	15,8
Молодий березняк (ПБ) <i>Young birch forest</i>	1,53	2,56	9,73	5,72	4,01	58,8	12,3
Поновлення сосни (ПС) <i>Renewal of pine</i>	1,53	5,88	10,63	3,24	7,29	31,4	22,3

Отримані значення величини потенціалу C-секвестрування піщаних ґрунтів Шацького Поозер'я узгоджуються з результатами дисертаційних досліджень (Schapel, 2018) на піщаних ґрунтах Південної Австралії, де у товщі 0–

30 см за вмісту $C_{\text{орг}}$ (%) – 0,82 і 0,38, глини (%) – 3 і 1 та щільності будови (г/см^3) – 1,53 і 1,56, стік вуглецю становив 19,8 і 12,0 т/га, відповідно. Показано також, що ґрунти багаті на фракцію глини, мали більший дефіцит С-МАОМ (1,62 г/кг для 0–15 см, 4,01 г/кг – 15–30 см та 5,80 г/кг – 30–60 см), ніж піщані ґрунти (1,01 г/кг для 0–15 см, 2,72 г/кг – 15–30 см та 3,69 г/кг – 30–60 см) (Emde, 2022). Останнє пов'язане з високою потенційною С-секвеструвальною здатністю дрібнодисперсних глинистих частинок, вміст яких визначає її потенціал, особливо молодих за віком ґрунтів.

Для оцінки стабільності (біодоступності) органічної речовини ґрунту важливою є оцінка емісії CO_2 з його поверхні. Як видно з Рис.2, величина питомого потоку CO_2 з ґрунту під поновленням сосни становила на початку вересня 2021 р. – $456,6 \pm 54,7$ мг $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{год}$; дещо меншою була під старим березовим лісом (Б), ще меншою – під старим сосновим лісом (С), і найменшою під поновленням берези – $307,4 \pm 27,2$ мг $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{год}$. Варто зауважити, що у процесі вимірювання температура верхнього шару ґрунту (0–10 см) коливалася в межах $13,9 \pm 1,24$ °С, але ці зміни враховані у формулі розрахунку величини питомого потоку CO_2 (Q).

Загалом, отримані дані узгоджуються з результатами цілорічного моніторингу сезонної динаміки ґрунтової емісії CO_2 у хроноряду заростання різновікових перелогів (Komarova, Vasenev, 2015). Авторами показано поступове зменшення інтенсивності емісії CO_2 з ґрунту при заростанні лісом: від 55–56 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{добу}$ на перелогах із лучним різнотрав'ям, до 37 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{добу}$ на перелогах, зарослих березняком віком 20–30 років, і в ялинику на місці березняка кислицево-щитниковому неморальному віком понад 100 років – до 27–28 г $\text{CO}_2/\text{м}^2/\text{добу}$.

За нашими попередніми дослідженнями (Шпакивская, 2016) встановлено, що в результаті агрогенної трансформації дерново-слабопідзолистих ґрунтів Волинського Полісся у них відбулося зменшення мікробної біомаси в 2,0 рази, а інтенсивності базального дихання (дихання мікроорганізмів ґрунту без збагачення ґрунту доступними джерелами енергії), як інтегрального показника мінералізації органічної речовини, – у 2,3 рази. За цих умов, також відбулося збільшення питомої дихальної активності ґрунтових мікроорганізмів на колишній ріллі (перелозі), порівняно з сосновим лісом, що свідчить про більш інтенсивне використання доступного органічного вуглецю.

Відомо також про вплив типу рослинності на величину сезонних потоків вуглекислого газу з ґрунтів. Так, лучний ценоз на дерново-слабопідзолистому ґрунті з лютого до вересня характеризувався вищими значеннями потоків CO_2 з ґрунтів, порівняно з лісовими ґрунтами, але значуще вищими ($\alpha = 5\%$) ці потоки були тільки в червні та липні. У цей період, мабуть, тривало активне формування кореневої маси рослин у лучному ценозі і внесок коренів у загальний потік CO_2 з ґрунту під лукою був максимальним і набагато вищим, ніж під лісовою рослинністю (Ларионова и др., 2003). Крім того, в цей період різниця ґрунтових температур під лучною та лісовою рослинністю досягала максимальних значень 1,2–1,5 °С (Курганова и др., 2007).

Показано також, що середньо-багаторічні потоки CO_2 з ґрунтів були максимальними в лучних ценозах: $809 \pm 100 \text{ гC/м}^2/\text{рік}$ (дерново-слабопідзолистий ґрунт) і $747 \pm 86 \text{ гC/м}^2/\text{рік}$ (сірий лісовий ґрунт). Мінімальна величина середньо-багаторічної сумарної емісії CO_2 зареєстрована на орних сірих лісових ґрунтах ($381 \pm 78 \text{ гC/м}^2/\text{рік}$). Вона була значущо нижчою (в 1,5–2 рази, $\alpha = 5\%$), ніж у ґрунтах інших досліджуваних ценозів, за винятком лучного. Отримані авторами оцінки річних потоків вуглекислого газу з ґрунтів цілком відповідають оцінкам, наявним у літературі для ґрунтів лісових ($340\text{--}760 \text{ гC/м}^2/\text{рік}$) і лучних ($750\text{--}814 \text{ гC/м}^2/\text{рік}$) екосистем бореальної та помірної зон (Raich, Schlesinger, 1992; Janssens, 2001; Frank et al., 2002).

За іншими даними, виведення ґрунтів із сільськогосподарського виробництва призвело до посилення їх дихальної активності, збільшення вмісту мікробного вуглецю та його частки у складі загального пулу $\text{C}_{\text{орг}}$ перелогів, порівняно з орними ґрунтами (Kurganova et al., 2007). Так, у складі ОРГ 77-річного перелогу, збільшився в 1,4 рази вміст важкомінералізованої (більш стабільної) фракції, а час її перебування в 1,9–2,2 рази (Lopes de Gerenyu et al., 2008). Ці дослідження показали, що при виведенні орних чорноземів із сільськогосподарського виробництва, накопичення вуглецю в колишньому орному шарі відбувалося, головню, за рахунок збільшення вмісту його найбільш стабільних фракцій. Отримані результати також засвідчили, що у ґрунті постагратної екосистеми настає виснаження лабільних форм ОРГ як субстрату мінералізації і можливість утворення CO_2 .

У нашому експерименті дихальна активність дерново-підзолистого ґрунту лісових і посагратних екосистем (Рис. 2) тісно пов'язана ($r = 0,93$) у товщі ґрунту 0–20 см з його вуглець-секвеструвальним потенціалом (CSP).

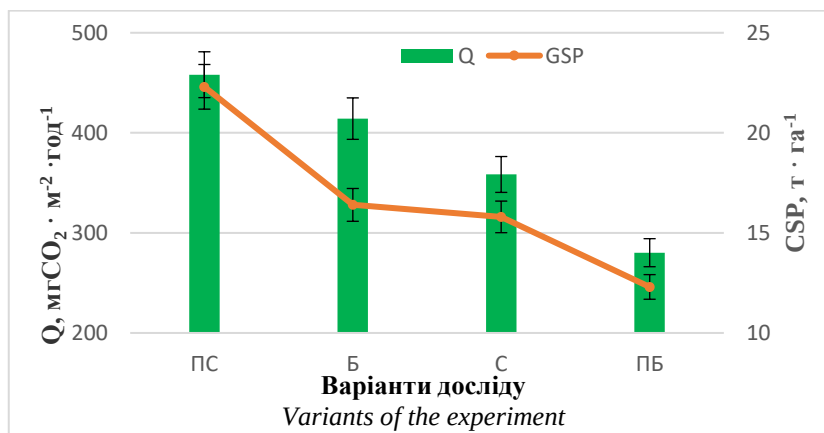


Рис. 2. Особливості величини питомого потоку CO_2 з поверхні ґрунтів лісових і постагратних територій та їх вуглець-секвеструвальний потенціал. ПС – поновлення сосни, Б – старий березовий ліс, С – старий сосновий ліс, ПБ – поновлення берези.

Fig. 2. Peculiarities of the specific flux of CO_2 from the soil surface of forest and post-forest areas and their carbon sequestration potential. ПС – pine regeneration, Б – old birch forest, С – old pine forest, ПБ – birch regeneration.

Прямий зв'язок між питомим потоком CO_2 (Q) з поверхні ґрунту і вуглець-секвеструвальним потенціалом можна пояснити дефіцитом у ґрунтах реакційно-здатних мінеральних частинок, особливо мулу, здатних стабілізувати і депонувати органічні сполуки й робити їх біонедоступними. З іншого боку, ефективність утворення стабільних форм органічних речовин (МАОМ), залежить також від рівня надходження свіжих органічних речовин і регулюється складним зв'язком між надходженням рослинного вуглецю, мікробною активністю та реакційною здатністю мінеральної матриці ґрунту (Bernal et al., 2016; Witzgall et al., 2021).

За даними кореляційного аналізу (за Пірсоном), між вмістом С-РОМ і Q існує сильний обернений зв'язок ($r = -0,77$), а між загальним вмістом органічних сполук ($C_{\text{орг}}$) і Q – значний обернений зв'язок ($r = -0,69$). Останнє підтверджує, що головним субстратом процесу дихання у ґрунтовому середовищі є лабільна органічна речовина представлена фракцією РОМ.

Висновки

Найбільша С-секвстраційна здатність мінеральної матриці властива дерново-підзолистому ґрунту під старим сосновим лісом, а найменша – під молодим березняком, що зумовлено контрастними вмістами тут крупного пілу і мулу, здатними утворювати стабільні орґано-мінеральні комплекси.

Найбільший вміст вуглецю у лабільній фракції дисперсної органічної речовини (С-РОМ) зосереджений у ґрунті під старим сосновим лісом і поступово зменшується під молодим березняком, старим березняком і молодим поновленням сосни. Вмісти стабільного вуглецю, асоційованого з мінеральною фракцією <50 мкм (С-МАОМ) ґрунтів, приблизно у 4,9 разів більші.

Найбільший дефіцит С-насичення мінеральної матриці властивий ґрунту під поновленням сосни – 7,29 гС/кг за актуального її насичення 31,4% від його максимального значення (СРС); найменший – 4,01 гС/кг, встановлено у ґрунті під молодим березняком за актуального С-насичення 58,8% від СРС.

Вуглець-секвеструвальний потенціал (**CSP**) для верхнього шару ґрунту товщиною 20 см є найбільшим під поновленням сосни – 22,3 т/га і зменшується у 1,36 разів під старим березняком, 1,41 рази – під старим сосновим лісом та у 1,81 рази – під поновленням сосни.

Дихальна активність дерново-підзолистого ґрунту лісових і постаґарних екосистем тісно пов'язана з його вуглець-секвеструвальним потенціалом (**CSP**) у товщі ґрунту 0-20 см ($r = 0,93$).

Бедернічек Т., Гамкало З. Лабільна органічна речовина ґрунту: теорія, методологія, індикаторна роль. – Київ: Кондор, 2014. – 80 с.

Гамкало З., Шпаківська І., Марискевич О. Літогенний потенціал карбонізації педосфери: теоретико-методологічні, методичні та екосистемний підходи // Агрохімія і ґрунтознавство. Міжвід. тем. наук. збірник. – Вип. 92. – Харків:

- ННЦ “ІА ім. О.Н. Соколовського”, 2021 а. – С. 41–51. – <https://doi.org/10.31073/acss92-05>
- Гамкало З., Шпаківська І., Марискевич О.** Особливості оцінки С-протекторної здатності ґрунтів сільватизованих територій Полісся // Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку та інших природоохоронних територій: мат. Всеукр. наук. конф., присв. 100 річ. від дня народження Костя Адриановича Татаринова (м. Львів – смт Шацьк 9–12 вересня 2021 р). – Л.: Сполум, 2021б. – С.43–45.
- Гамкало З. Г., Шпаківська І. М., Марискевич О. Г.** Оцінка потенціалу стабілізації сполук карбону в ґрунті: теоретико-методичні підходи // Міжн. наук.-практ. конф. «Екологія та збалансоване природокористування». – Харків, 2021в. – С.29–33.
- Качинский Н. А.** Механический и микроагрегатный состав почвы, методы его изучения. – М.: Изд-во АН СССР, 1958. – 192 с.
- Корусь М. М.** Сильватизація постагратних екосистем Шацького Поозер'я (зумовленість, еколого-фітоценотичні особливості сукцесій). / Дис. ... канд. біол. наук: 03.00.16. – Львів, 2020. – 158 с.
- Корусь М. М., Ященко П. Т.** Сильватизація аграрних екосистем Шацького Поозер'я як прояв їх ренатуралізації // Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі Українки. Біологічні науки. – Луцьк: Вежа, 2009. – № 2. – Ч.2. – С. 64–71.
- Курганова И. Н., Лопес де Гереню В.О., Розанова Л.Н., Мякшина Т.Н., Сапронов Д.В., Кудеяров В.Н.** Многолетний мониторинг эмиссии CO₂ из дерново-подзолистой почвы: анализ влияния гидротермических условий и землепользования // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. – Том XXI. – Санкт-Петербург: Гидрометеиздат, 2007. – С. 23–44.
- Ларионова А.А., Евдокимов И.В., Курганова И.Н., Сапронов Д.В., Кузнецова Л.Г., Лопес де Гереню В.О.** Дыхание корней и его вклад в эмиссию CO₂ из почвы // Почвоведение, 2003. – № 2. – С. 183–194.
- Шпаківська І.М.** Агрогенна трансформація морфологічних, фізико-хімічних і екофізіологічних властивостей дерново-слабоподзолистих ґрунтів Волинського Полісся (Україна) // Проблеми раціонального використання природних ресурсів і устойчивое развитие Полісся : сб. докл. Междунар. науч. конф. (Минск, 14–17 сент. 2016 г.). В 2 т. – Т. 2. – Минск : Беларуская навука, 2016. – С. 81–83.
- Ajami M., Heidari A., Khormali F., Gorji M., Ayoubi S.** Environmental factors controlling soil organic carbon storage in loess soils of a subhumid region, northern Iran // Geoderma, 2016. – 281. – P. 1–10. – <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.06.017>
- Bernal B., Mckinley D. C., Hungate B. A., White P. M., Mozdzer T. J., Megonigal, J. P.** Limits to soil carbon stability: deep, ancient soil carbon decomposition stimulated by new labile organic inputs // Soil Biol. Biochem, – 2016. – 98. – P. 85–94. – <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.007>
- Bond-Lamberty B., Thompson A.** Temperature associated increases in the global soil respiration record // Nature. – 2010. – V. 464. – P. 579–582.
- Bond-Lamberty B., Thomson A.** A global database of soil respiration data. Biogeosciences 2010a. 7. P.1915–1926.
- Cambardella C.A., Elliott E.T.** Particulate Soil Organic-Matter Changes across a Grassland Cultivation Sequence // Soil. Science Society of America Journal. – 1992. – Vol. 56. – No. 3. – P. 777–783. – <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030017x>

- Carter M. R., Angers D. A., Gregorich E. G., Bolinder M. A.** Characterizing organic matter retention for surface soils in eastern Canada using density and particle size fractions // *Can. J. Soil Sci.* – 2003. – 83. – P. 11–23. – <https://doi.org/10.4141/S01-087>
- Cotrufo M. F., Ranalli M. G., Haddix M. L., Six J., Lugato E.** Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter // *Nat Geosci.* – 2019. – 12. – P.989–994. – <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0484-6>
- Emde D., Hannam K. D., Midwood A. J., Jones M. D.** Estimating Mineral-Associated Organic Carbon Deficits in Soils of the Okanagan Valley: A Regional Study With Broader Implications // *Front. Soil Sci.* – 2022. – 2:812249. – <https://doi.org/10.3389/fsoil.2022.812249>
- Falahatkar S., Hosseini M. S., Ayoubi S., Mahiny A. S.** Predicting soil organic carbon density using auxiliary environmental variables in northern Iran // *Arch. Agron. Soil Sci.* – 2016. – 62. – P.375–393. – <https://doi.org/10.1080/03650340.2015.1051472>
- Frank A. B., Liebigh M. A., Hanson J. D.** Soil carbon dioxide fluxes in northern semiarid grasslands // *Soil Biol. Biochem.* – 2002. – 34. – P. 1235–1241.
- Guenet B., Camino-Serrano M., Ciais P., Tifafi M., Maignan F., Soong J. L., Janssens I. A.** Impact of priming on global soil carbon stocks // *Global Change Biol.* – 2018. – 24.– P.1873–1883. – <https://doi.org/10.1111/gcb.14069>
- Hamkalo Z., Bedernichek T.** Total, cold and hot water extractable organic carbon in soil profile: impact of land-change // *Zemdirbyste-Agriculture.* – 2014. – V.101. – No. 2. – P. 125–132.
- Hassink J.** The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles // *Plant Soil.* – 1997. – 191. – P. 77–87. <https://doi.org/10.1023/A:1004213929699>
- Janssens U. A., Lankreijer H., Matteucci G. et al.** Productivity overshadows temperature in determining soil and ecosystem respiration across European forests // *Global Change Biol.* – 2001. – 7. – P. 269–278.
- Komarova T., Vasenev I.** Environmental assessment of soil greenhouse gases in forestfallow succession at the Central-forest Reserve in European Russia // *Congress Materials.* 2015. – P. 205–208.
- Kurganova I., Lopes de Gerenyu V., Sukhanova N., Kerimzade V.** Carbon pools and respiratory activity of the former arable lands in Russian Federation // *Proceeding of International Symposium “Organic matter dynamics in agro-ecosystems” Poitiers, France, 2007.* – P. 245–246.
- Kurganova I. N., Lopes de Gerenyu V. J., Six J., Kuzyakov Y.** Carbon cost of collective farming collaps in Russia // *Glob. Change Biol.* – 2014. – Vol. 20(3). – P. 938–947. <https://doi.org/10.1111/gcb.12379>
- Lal R.** Land use and soil management effects on soil organic matter dynamics on Alfisols in western Nigeria // In: *Soil Processes and the Carbon Cycle* (Ed. L. D. Dannym Harvey), Routledge, London. UK., 2018. – <https://doi.org/10.1201/9780203739273-9>
- Li Z. P., Han F. X., Su Y., Zhang T. L., Sun B., Monts D. L., Plodinec M. J.** Assessment of soil organic and carbonate carbon storage in China // *Geoderma.* – 2007. – 138. – P. 119–126. – <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.11.007>
- Lopes de Gerenyu V., Kurganova I., Kuzyakov Ya.** Carbon pools and sequestration in former arable Chernozems depending on restoration period // *Ekologija.* – 2008. – Vol. 54. – N 4. – P. 38–44.

- Matus F. J.** Fine silt and clay content is the main factor defining maximal C and N accumulations in soils: a meta analysis // *Scientific Reports*. – 2021. – 11:6438 –| <https://doi.org/10.1038/s41598-021-84821-6>
- Minasny B., Malone B. P., McBratney A. B. et al.** Soil carbon 4 per mille// *Geoderma*. – 2017. – 292. – P. 59–86.
- Raich J. W., Schlesinger W. H.** The Global Carbon-Dioxide Flux in Soil Respiration and Its Relationship to Vegetation and Climate // *Tellus Series B. Chemical and Physical Meteorology*. – 1992. – 44. – P.81–99. – <http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0889.1992.t01-1-00001.x>
- Schapel A.** Carbon storage in sandy soil amended with clay. Examining the relationship of organic carbon concentration to clay concentration, clod size and distribution // Thesis submitted to The University of Adelaide in fulfilment of the requirements for the degree of Doctor of Philosophy Faculty of Sciences School of Agriculture, Food and Wine The University of Adelaide October, 2018. – 74 p.
- Silva-Olaya A. M. et al.** Carbon dioxide emissions under different soil tillage systems in mechanically harvested sugarcane // *Environ. Res. Lett.*8. – 2013. – 8 pp.
- Six J., Conant R. T., Paul E. A., Paustian K.** Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils // *Plant Soil*. – 2002. – 241. – P. 155–176. – <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Six J., Paustian K.** Aggregate-associated soil organic matter as an ecosystem property and a measurement tool // *Soil Biol. Biochem.* – 2014. – 68, A4–A9. – <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.06.014>
- Witzgall K., Vidal A., Schubert D. I. et al.** Particulate organic matter as a functional soil component for persistent soil organic carbon // *Nature Communications*. – 2021. 12:4115 – <https://doi.org/10.1038/s41467-021-24192-8>
- Yeasmin S., Jahan E., Molla Md. A. et al.** Effect of Land Use on Organic Carbon Storage Potential of Soils with Contrasting Native Organic Matter Content // *Hindawi International Journal of Agronomy*. – 2020 – 9 p. – <https://doi.org/10.1155/2020/8042961>
- Zeng R., Zeng R., Wei Y. et al.** Soil organic carbon stock and fractional distribution across central-south China // *International soil and water conservation research*. – 2021. – 9. – P. 620–630. – <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.04.004>

Zenon Hamkalo ¹, Helena Chechui ², Tetiana Partyka ³, Mykola Korus ⁴, Iryna Shpakivska ⁵, Pavlo Yashchenko ⁶

FEATURES OF C-SEQUESTRATION CAPACITY AND RESPIRATORY ACTIVITY OF SOD-PODZOLIC SOIL OF FOREST AND POST-AGRARIAN ECOSYSTEMS OF WESTERN POLISSYA (UKRAINE)

The results of comprehensive studies of the qualitative composition of organic matter (OM) of soddy-podzolic soil of forest and post-agrarian ecosystems of Western Polissya in terms of their bioavailability, in particular, the carbon content in labile dispersed organic matter (C-POM) and stable (C-MAOM) associated with the mineral fraction <50 µm, are presented. In this context, taking into account the peculiarities of the granulometric composition of the studied soils, as well as the conceptual approach to the division of organic matter into SOM >50 µm and SOM <50 µm, the calculation of C-sequestration potential (CSP) was also carried out taking into account the content of mineral particles 0-50 µm. It was found that the content of the deposited carbon in the fraction of MAOM was 6.14±1.42 gC/kg in the soil under the old pine forest, 3.24±0.87 gC/kg under the young pine forest, 5.15±1.35 gC/kg under the old birch forest and 5.40±1.27 gC/kg under the young birch forest, i.e. 55.4%, 30.5%, 50.2% and

55.5% of the CSP. The mineral matrix of soils under birch regeneration and pine forest was the most carbon saturated, the least under pine regeneration. Accordingly, the highest carbon sequestration potential (CSP) of the 0-20 cm layer is inherent in the soil under pine regeneration – 22.3 t/ha, less under birch and pine forest – 16.4 and 15.8 t/ha and the lowest under birch regeneration – 12.3 t/ha. It was also found that the respiratory activity of sod-podzolic soil is closely related to its carbon sequestration potential (CSP) in the soil layer 0-20 cm ($r = 0.93$).

Key words: Carbon sequestration, Particulate Organic Matter (POM), Mineral-Associated Organic Matter (MAOM), soil respiration, land use, afforestation.

E-mail: ¹ zenon.hamkalo@ukr.net

² nikkor2005@gmail.com

³ agrochem@isgkr.com.ua

⁴ chechuichechui@gmail.com

⁵ ishpakivska@ukr.net

⁶ ecoinst08@ukr.net

ORCID: ¹ 0000-0003-3495-4788

² 0000-0002-8014-5378

³ 0000-0001-7912-5292

⁴ 0000-0002-8514-397X

⁵ 0000-0002-5152-6083

⁶ 0000-0002-9246-9978

АНДРІЙ-ТАРАС БАШТА

ДИНАМІКА УГРУПОВАНЬ ПТАХІВ І РУКОКРИЛИХ НА ЗАКИНУТИХ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДДЯХ У ПРОЦЕСІ СПОНТАННОЇ СІЛЬВАТИЗАЦІЇ

Досліджені особливості структурно-функціональної організації угруповань птахів і рукокрилих у процесі спонтанного лісовідновлення у Карпатах (Верхньодністровські Бескиди), на Західному Поділлі (НПП «Північне Поділля») та Західному Поліссі (НПП «Прип'ять-Стохід»). Збільшення ступеня заростання зумовлює зростання показників видового багатства та щільності птахів, зміну співвідношення екологічних груп. При цьому проявляється різноспрямована динаміка чисельності різних видів, зумовлена їх біотопними перевагами і трофічною ємністю біотопів. Для *Alauda arvensis*, *Anthus pratensis*, *Motacilla flava* як лучних видів, оптимальними біотопами переважно є низькотравні луки. З розвитком трав'яної рослинності та збільшенням зімкнутості чагарників і підросту, угруповання птахів стає багатшим і з'являються види, що преферують лучно-чагарникові біотопи: *Saxicola rubetra*, *Anthus trivialis* та *Emberiza citrinella*, *Sylvia communis*. Збільшення площі куртин дерево-чагарникової рослинності сприяє появі узлісних і лісових видів: *Phylloscopus collybita*, *Erithacus rubecula*, *Fringilla coelebs*, *Sylvia curruca*, *S. atricapilla*. Простежений характер динаміки орнітоугруповань спостерігається на всіх полігонах, з незначними відмінностями, зумовленими локальними природно-географічними умовами і способом використання ділянок у минулому, а також зонально-поясним впливом: у горах відсутні деякі рівнинні види птахів, що зумовлює менші показники видового різноманіття і чисельності орнітонаселення.

У процесі лісовідновної сукцесії, розвиток дерево-чагарникового ярусу зумовлює поступову зміну видового складу і структури домінування в угрупованні кажанів від видів – повітряних мисливців до збирачів. Біотопи початкових стадій сукцесії використовуються кажанами переважно з метою здобування корму. Загущення підросту (на проміжних стадіях лісовідновної сукцесії) призводить до зниження видового багатства та ступеня активності кажанів. Пізніше, з виокремленням вертикальних ярусів лісостану, збільшується кількість екологічних (трофічних) ніш, і це збільшує можливості використання кажанами таких біотопів.

Ключові слова: угруповання, структурно-функціональна організація, перелоги, лісовідновлення, сукцесія, орнітофауна, хіроптерофауна

Тривала економічна криза у кінці ХХ – на початку ХХІ ст., яка призвела до депресії низки секторів економіки, зокрема сільського господарства, була одним з потужних факторів антропогенних змін навколишнього середовища. Значні площі сільськогосподарських угідь були виведені з обігу, що призвело до старту на їхній території сукцесійних процесів.

Традиційна вирубка лісу та сільськогосподарська практика в ландшафтах Європи історично створили мозаїку лісостанів різних вікових стадій, а також значні площі відкритих сільськогосподарських територій. Такий мозаїчний ландшафт є переважно сприятливим для видів, що віддають перевагу відкритим середовищам існування і підтримує їх високу видову різноманітність.

З часів раннього середньовіччя пасовища та орні землі сформували типовий елемент ландшафту як у горах і передгір'ях Українських Карпат, так і в

інших гірських системах Європи (Dirnböck et al., 2003). У минулі десятиліття поєднання регіональної депопуляції сільських районів, зменшення обсягів сільського господарства призвело до серйозних змін в екосистемах.

Питання, пов'язані з процесом демутації порушених екосистем, у т.ч. й шляхом спонтанного лісовідновлення, цікавили екологів багатьох напрямів. В останні десятиліття з'явилася низка робіт, присвячених вивченню впливу цих процесів на фауну (Венгеров, 2005; Šalek, 2012; Кузьо, Боровик, 2016; та ін.). В Україні, зокрема, пов'язані з цим публікації стосуються рослинності, ґрунтів, безхребетних у ході зміни сукцесійних стадій (Корусь, Яценко, 2021; Яценко та ін., 2021: та ін.). Однак, публікацій щодо дослідження хребетних тварин у процесі спонтанної лісовідновної сукцесії на території України практично немає.

Динаміка умов існування на різних етапах сукцесії зумовлює зміни структури угруповань птахів і рукокрилих: видового складу, співвідношення чисельності, розподілу екологічних груп та ін. Таким чином, метою роботи стало вивчення специфіки структурно-функціональної організації угруповань птахів і кажанів, а також деяких екологічних особливостей досліджуваних видів, що використовують виведені з експлуатації агроценози на різних стадіях спонтанного лісовідновлення.

Матеріал і методика досліджень

Дослідні ділянки закладені на таких полігонах: Карпати (Верхньодністровські Бескиди), Західне Поділля (НПП «Північне Поділля»), Західне Полісся (НПП «Прип'ять-Стохід»).

У Верхньодністровських Бескидах вивчення тварин на ділянках з лісовідновленням (демутацією) здійснене на території Самбірського району (поблизу сіл Бусовисько і Верхній Лужок). На цій території дослідження проведені в екосистемах вологої мезотрофної ялицевої бучини зубничевої, злаково-різнотравної похідної заростаючої луки, пасовища.

У Західному Поділля дослідні площі закладені в урочищі Лиса гора (НПП «Північне Поділля», Золочівський р-н) на ділянках остепнених лук (спонтанне заростання сосною *Pinus* sp. і засадження глодом *Crataegus* sp.), похідного дубово-соснового лісу, умовно-корінної бучини (волога мезотрофна бучина мертвопокровна і волосистоосокова).

Дослідження на території Західного Полісся (НПП «Прип'ять-Стохід») проведені на ділянках (у минулому – пасовищах), що відображають сукцесійний ряд у процесі спонтанної сільватизації на межі парку поблизу с. Люб'язь (пасовище – пасовище з елементами заростання чагарниками – ділянка зі спонтанним заростанням сосною звичайною – сосновий ліс (на узліссі – з підростом чагарників).

Послідовність лісовідновної сукцесії на покинутих угіддях сільськогосподарського використання загалом можна умовно розділити на чотири узагальнені стадії (хоча зональні аспекти можуть мати важливе значення):

1. Загальне збільшення висоти травостану, поява ділянок високотравної лучної рослинності (з ділянками рудералів на покинутих орних землях).

2. Збільшення площі високотрав'я, поява підросту чагарників і дерев.

3. Площа чагарників і підросту дерев (берези, вільхи, осики, сосни – залежно від ступеня зволоження, ґрунтів та типу рослинності) істотно збільшується (до 50%).

4. Дерево-чагарникова рослинність має значне проективне покриття і зімкненість (понад 50%). Площі відкритих лучних ділянок незначні й мають фрагментарний характер.

Зауважимо, що не на всіх досліджуваних полігонах вдалося виявити відповідні ділянки з усіма зазначеними стадіями заростання.

Польові дослідження угруповань птахів здійснені методом картування гніздової орнітофауни (Tomiałojć, 1980), а в місцях, де площа досліджуваної території була для цього недостатньою – методом точкових обліків (Recher, 1981). Обидва методи досліджень рівнозначно ефективні та взаємозамінні (Bibby et al., 1992).

Обліки проводили в перші 3–4 години після сходу сонця, а також, для уточнення чисельності деяких видів – за 2 год. до заходу сонця. Домінантними вважали види, частка котрих в угрупованні становила понад 10%, фоновими – понад 1% (Кузякин, 1962).

Під час обліків реєстрували всі види птахів, їх кількість, вік, стать і поведінку. Обліки проводили в погожі дні, за незначної або відсутньої хмарності, без вітру або зі слабким вітром, без опадів і з хорошою видимістю.

Зібрані та проаналізовані дані щодо структурно-функціональної організації угруповань птахів досліджуваних екосистем за показниками: а) видового багатства, б) чисельності, в) структури екологічних (трофічних і топічних) гільдій. Порівняння видового складу орнітоугруповань використаний індекс Соренсена (QS).

Під час досліджень кажанів використаний детектор Song Meter Mini Bat detector (Wildlife Acoustics). Обліки проводили протягом трьох годин після заходу сонця. Ультразвукові сигнали зі статичного детектора опрацьовані з допомогою функції AutoID програмного забезпечення Kaleidoscope Pro.

Отримані результати піддані аналізу та верифікації з використанням опублікованих даних про параметри ехолокаційних сигналів кажанів та іншої відповідної літератури (Russo, Jones, 2002; Skiba, 2003; Barataud, 2015; Russ, 2021 та ін.). Якісний аналіз та видова ідентифікація рукокрилих базувалася на таких основних параметрах: форма ультразвукового сигналу, його мінімальна, максимальна та пікова частоти, тривалість серії сигналів і відстань між окремими сигналами. Особлива увага приділена сигналам рідкісних і незвичних для території видів. Файли з шумами та невизначеними сигналами додатково опрацьовані для перевірки достовірності визначення програмою.

Під час аналізу голосів кажанів було прийнято, що величина інтервалу між послідовними «серіями» сигналів становила понад 1 с, то вони вважалися

сигналами від різних особин. Якщо інтервал між «серіями» був <1 с, то їх вважали сигналом одної особини (Miller, 2001).

Кажани ідентифіковані переважно на видовому рівні, однак для кількох пар видів характерне перекривання частот ультразвукових сигналів, що не завжди дає можливість точної видової ідентифікації. У цих випадках сигнали або ідентифікуються за ймовірними видами родом, наприклад, «*Pipstrellus kuhlii/nathusii*» або «*Myotis* sp.».

Зроблена оцінка польотних характеристик кажанів за класами маневреності з метою їх порівняння з факторами середовища, які, можливо, впливають на активність виду. З цією метою використані літературні дані (Aldridge, 1987; Norberg, Rayner, 1987; Dietz, Von Helversen, 2004) щодо характеристик польоту (швидкість польоту, навантаження на крило) і розмірів тіла (маса тіла, площа крила).

Результати досліджень та їх обговорення

Формування угруповань тварин, у тому числі птахів або кажанів, пов'язане з певними територіями, що характеризуються своєрідними природно-кліматичними умовами, а також різними за складом рослинними угрупованнями. Відповідно до своїх екологічних преференцій, різні види птахів і кажанів віддають перевагу певним типам екосистем.

В останні десятиліття відбувалася значна трансформація ландшафтів, зумовлена як вирубуванням лісів, так і заростанням покинутих сільськогосподарських угідь. Динаміка умов існування на різних стадіях лісовідновної сукцесії веде до змін структури угруповань птахів і рукокрилих. Окремі сукцесійні стадії цього процесу характеризуються, умовно кажучи, відповідними перехідними угрупованнями птахів і кажанів. Зміни певних характеристик фітокомпонента досліджуваних екосистем супроводжуються, відповідно, появою або зникненням екологічних ніш різних видів тварин. У комплексі це відображається на видовому складі й чисельних показниках їхніх угруповань.

Птахи Aves

Полігон «Карпати»

Завдяки особливостям рельєфу (зокрема, відносній пологості схилів), територія **Верхньодністровських Бескидів** зазнала значного ступеня сільськогосподарського освоєння, яке найбільше проявляється в улоговино-подібних розширених долинах річок, а також на прилеглих схилах, де на місці зведених лісів створені луки або орні угіддя. Занепад сільського господарства в останні десятиліття призвів до значних змін у площах і масштабах використання угідь.

Дослідження здійснені у ряду: I – злаково-різнотравна лука із заростанням (2-а стадія), II – лука із заростанням і значним вкриттям чагарників (3-а стадія), III – ділянка, вкрита переважно підростом дерев і чагарниками (4-а стадія), IV – волога мезотрофна ялицева бучина зубнищева.

На ділянці злаково-різнотравної похідної луки фітоценоз представлений травостаном різної висоти й видового складу, з невеликими куртинами чагарників і підросту дерев. Тут виявлено 10 видів з чисельністю 7,8 пари/10 га (Табл. 1). Домінує наземно-гніздний вид: трав'янка лучна *Saxicola rubetra* (L., 1758) (28,2 %); субдомінанти: щеврик лісовий *Anthus trivialis* (L., 1758) і вівсянка звичайна *Emberiza citrinella* L., 1758, а також, завдяки появі груп чагарників – коноплянка *Cannabina cannabina* (L., 1758). У цьому біотопі виявлене значне переважання наземно-гніздних видів – 70,5% за типом гніздування, а також тих, що збирають корм на землі – 73,1% (за типом харчування).

В орнітоугрупованні 3-ї стадії заростання, де чагарникові зарості мають порівняно більші покриття та висоту, виявлено 13 видів зі щільністю 11,9 пари/10 га. Домінує *Saxicola rubetra* (26,1 %), субдомінанти – *Cannabina cannabina*, *Emberiza citrinella* та кропив'янка сіра *Sylvia communis* Lath., 1787. На цій ділянці також незначно домінують наземно-гніздні види – 55,4% (за типом гніздування) та види, що збирають корм на землі – 57,1% (за типом кормодобування).

В орнітоугрупованнях цих ділянок (2-а та 3-а стадії) все ще спостерігаються види, характерні для біотопів з низьким травостаном, наприклад жайвонік польовий *Alauda arvensis* L., 1758. Окрім того, ці біотопи все ще є надзвичайно важливим для групи факультативних видів птахів, що гніздяться в прилеглих ділянках лісу.

Унаслідок прогресивного заростання території і, відповідно, звуження топочної ніші, чисельність *Alauda arvensis* протягом досліджуваного періоду поступово зменшується. Аналогічно, дедалі більша площа ділянок заростає високими травами та бур'янами, а згодом – кущами та молодими деревами і тому функціональна структура орнітоугруповання зміщується в бік видів, що гніздяться в дерево-чагарниковому ярусі та у ньому ж здобувають поживу.

Дослідна ділянка на 4-й стадії, для якої властиве переважання дерево-чагарникового ярусу, заселена видами птахів, що преферують біотопи з такою структурою рослинності. Тут виявлено 10 видів зі щільністю 7,7 пари/10 га. Домінує *Sylvia communis* (19,4 %), субдомінанти – кропив'янка чорноголова *Sylvia atricapilla* (L., 1758) і дрізд чорний *Turdus merula* L., 1758. На цій стадії перестають гніздитися види відкритих лучних біотопів.

З метою порівняння зроблені дослідження орнітоугруповання прилеглої бучини ялицевої, як екосистеми зонального типу для цієї території. Для неї характерна відносно складна вертикальна та горизонтальна структура, що виражається в мозаїчності території, яка представлена як досить розрідженим деревостаном, так і значною зімкнутістю верхнього ярусу і, відповідно, низьким проєктивним вкриттям нижчих ярусів лісу. В угрупованні екосистеми бучини ялицевої відзначено 21 вид птахів з чисельністю 36,5 пари/10 га. До домінантів належить зяблик *Fringilla coelebs* L., 1758 (15,6 %), субдомінант – синиця велика *Parus major* L., 1758.

Таблиця 1

Щільність орнітонаселення (S, пар/10 га) у досліджуваних екосистемах Верхньодністровських Бескидів (I – злаково-різнотравна заростаюча лука (2-а стадія), II – заростаюча лука зі значним вкриттям чагарників (3-а стадія), III – ділянка, вкрита переважно підростом дерев і чагарниками (4-а стадія), IV – волога мезотрофна ялицева бучина зубницева)

Table 1. Bird population density (S, pairs/10 ha) in the investigation ecosystems of the area of Verkhniodnistrovski Beskydy (I – grassy and herbaceous overgrowing meadow (2nd stage), II – overgrowing meadow with significant shrub cover (3rd stage), III – area covered mainly with tree undergrowth and shrubs (4th stage), IV – mesotrophic fir-beech forest)

Вид Species	I	II	III	IV
<i>Saxicola rubetra</i>	2,2	3,1	-	-
<i>Cannabina cannabina</i>	1,8	2,0	0,2	-
<i>Emberiza citrinella</i>	1,0	1,2	0,1	-
<i>Anthus trivialis</i>	1,0	1,1	-	-
<i>Crex crex</i>	0,6	0,6	-	-
<i>Motacilla alba</i>	0,4	0,5	-	-
<i>Alauda arvensis</i>	0,3	0,1	-	-
<i>Sylvia curruca</i>	0,2	0,3	0,8	-
<i>Turdus merula</i>	0,2	0,2	1,3	2,3
<i>Phylloscopus collybita</i>	0,1	0,2	0,7	0,5
<i>Sylvia communis</i>	-	1,4	2,1	-
<i>Lanius collurio</i>	-	1,1	1,0	-
<i>Sylvia atricapilla</i>	-	0,1	1,1	1,6
<i>Phylloscopus trochilus</i>	-	-	0,2	1,6
<i>Erithacus rubecula</i>	-	-	0,2	1,3
<i>Frtingilla colebs</i>	-	-	-	5,7
<i>Parus major</i>	-	-	-	4,8
<i>Troglodytes troglodytes</i>	-	-	-	2,4
<i>Sitta europaea</i>	-	-	-	2,3
<i>Garrulus glandarius</i>	-	-	-	2,0
<i>Sturnus vulgaris</i>	-	-	-	1,2
<i>Turdus philomelos</i>	-	-	-	1,2
<i>Parus montanus</i>	-	-	-	1,2
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	-	-	-	1,1
<i>Turdus pilaris</i>	-	-	-	1,1
<i>Pica pica</i>	-	-	-	1,0
<i>Columba palumbus</i>	-	-	-	1,0
<i>Dendrocopos major</i>	-	-	-	1,0
<i>Oriolus oriolus</i>	-	-	-	1,0
<i>Parus caeruleus</i>	-	-	-	1,0
Разом:	7,8	11,9	7,7	36,5

Вплив типу господарювання на природні екосистеми зумовлює певні тенденції у формуванні орнітоугруповань. Порівняння видового складу угруповань

птахів демонструє істотне зменшення індексу подібності Соренсена у ряді від лісових екосистем до початкових стадій заростання лук (Табл. 2).

Таблиця 2

Порівняння видового складу орнітоугруповань у досліджуваних екосистемах Верхньодністровських Бескидів, QS (індекс Соренсена) (умовні позначення як у табл.1)

Table 2. Comparison of the species compositions of bird communities in the investigated ecosystems of the Verkhniiodnistrovski Beskydy, QS (Sorsensen index) (conventional designations as in Table 1)

	I	II	III	IV
I	x			
II	0,87	x		
III	0,50	0,70	x	
IV	0,13	0,18	0,32	x

Орнітоугруповання умовно-корінної лісової екосистеми характеризуються значними якісними та кількісними характеристиками і, відповідно, досить високими показниками видового багатства птахів. Чисельність орнітоугруповань заростаючих ділянок у 3,1–4,7 разу менша, ніж умовно-корінних екосистем. Серед трофічних груп птахів в умовно-корінній бучині домінує група кронних ентомофагів: за чисельністю їх частка становить близько 41,6%. Решту охоплюють наземні ентомофаги та дереволази, чисельність яких є приблизно однаковою. Індекси різноманітності добре ілюструють відмінності в параметрах орнітоугруповань досліджуваних біотопів (Табл. 3).

Таблиця 3

Деякі біотичні параметри та показники різноманітності орнітоугруповань у досліджуваних екосистемах Верхньодністровських Бескидів (умовні позначення як у табл. 1)

Table 3. Some biotic parameters and indicators of the diversity of bird communities in the investigated ecosystems of the Verkhniiodnistrovski Beskydy area (conventional designations as in Table 1)

Критерій Criterion	I	II	III	IV
Кількість видів в орнітоугрупованні, S / of Species number in the bird community, S	10	13	10	21
Щільність орнітонаселення N, пар/10 га / Bird population density N, pairs/10 ha	7,8	11,9	7,7	36,5
Індекс різноманітності Шеннона, H' / Shannon diversity index, H'	1,941	2,168	1,992	2,848
Індекс вирівняності Пієлу, J / Pielou's evenness index, J	0,696	0,672	0,733	0,822
Індекс домінування, D / Dominance index, D	0,177	0,143	0,161	0,072
Індекс видового багатства Маргалефа, R / Margalef's richness index, R	5,592	5,461	5,592	5,824

Полігон «Західне Поділля»

Дослідні ділянки закладені в ур. Лиса гора (НПП «Північне Поділля») на ділянках остепненої луки (спонтанне заростання сосною), остепненої луки (за-садження глодом), дубово-соснового лісу, умовно-корінної бучини (волога мезотрофна бучина мертвопокривна та волосистоосокова) (Табл. 4).

Ділянки лучного степу з елементами спонтанного заростання сосною. Орнітонаселення цієї ділянки сформоване 5-ма видами чисельністю 4,2 пари/10 га. Така ж ділянка з елементами заростання глодом характеризується дещо більшим видовим складом (9 видів) і чисельністю (5,2 пари/10 га) птахів.

Похідний дубово-сосновий ліс на місці бучини. Орнітонаселення сформоване 15-ма видами з чисельністю 21,5 пари/10 га. Домінує *Fringilla coelebs* (21,0%), субдомінант – вільшанка *Erithacus rubecula* (L., 1758).

Умовно-корінна бучина. В її орнітонаселенні виявлено 25 видів зі щільністю 28,4 пар/10 га. Домінантний склад угруповання сформований 3-ма видами, серед яких найчисленнішим є *Fringilla coelebs* (23,9 %), субдомінантом – *Parus major*.

Вертикальна та горизонтальна просторова організація рослинного покриття кожної з досліджуваних ділянок має істотний вплив на екологічну структуру населення птахів і, відповідно параметри біорізноманіття (Табл. 5). Просторовий розподіл орнітонаселення також залежний від особливостей ярусної структури фітоценозу (Башта, 2000а, б). Незважаючи на, загалом, дещо спрощену вертикальну структуру стиглого букового лісостану, показники чисельності та кількості видів у його орнітоугрупованні значно більші, ніж на ділянках із заростанням.

Розподіл трофічних груп птахів на дослідних ділянках зумовлений особливостями фітоценозів і, певною мірою, відображає їх функціональну структуру. Для орнітоугруповання букового лісостану характерний найбільш рівномірний розподіл трофічних груп. Частка чисельності кронних ентомофагів на ділянці букового лісостану є найзначнішою і становить понад 50% цього показника. Наземні ентомофаги досягають майже третини чисельності особин угруповання. Окрім них, в орнітонаселенні представлені також фітофаги, дереволази та мисливці. Натомість, на ділянках різного ступеня заростання представлені переважно наземногнізні види (82,7–100%) і види, що збирають корм на землі (78,9–97,7%).

Отже, процес лісовідновлення у досліджуваних регіонах, особливо на пізніших стадіях сукцесії, характеризується помітною якісною зміною видового складу птахів і супроводжується збільшенням чисельності та видового багатства орнітофауни, перерозподілом екологічних гільдій у бік ускладнення їх структури, що, загалом, зумовлене збільшенням величини та кількості екологічних ніш.

Індекси подібності населення птахів досліджуваних ділянок добре ілюструють ступінь мінливості орнітоугруповань (табл. 6).

Таблиця 4

Щільність населення (S, пар/10 га) та співвідношення чисельності (%) птахів у досліджуваних екосистемах в ур. Лиса Гора (НПП «Північне Поділля») (I – остепнена лука (спонтанне заростання сосною звичайною), II – остепнена лука (засадження глором), III – дубово-сосновий ліс; IV – волога мезотрофна бучина)

Table 4. Bird population density (S, pairs/10 ha) and the number ratio (%) in the investigated ecosystems on the sample plot «Lysa Gora»(NPP «Pivnichne Podillia») (I - steppe meadow (spontaneous overgrowth with *Pinus* sp.), II - steppe meadow (planting with *Crataegus* sp.), III – pine-oak forest; IV –mesotrophic beech forest)

Вид Species	I		II		III		IV	
	S	%	S	%	S	%	S	%
<i>Anthus trivialis</i>	2,2	51,3	1,2	23,1	-	-	-	-
<i>Saxicola rubetra</i>	0,5	11,9	1,4	26,9	-	-	-	-
<i>Emberiza citrinella</i>	1,1	26,2	1,1	21,1	-	-	-	-
<i>Anthus pratensis</i>	0,1	7,1	0,3	5,8	-	-	-	-
<i>Lanius collurio</i>	-	-	0,5	9,6	-	-	-	-
<i>Sylvia communis</i>	-	-	0,2	3,9	-	-	-	-
<i>Sylvia curruca</i>	-	-	0,1	1,9	-	-	-	-
<i>Phylloscopus collybita</i>	0,1	2,4	0,3	5,8	1,7	7,9	2,3	8,1
<i>Parus montanus</i>	-	-	-	-	0,6	2,8	-	-
<i>Fringilla coelebs</i>	-	-	-	-	4,5	21,0	6,8	23,9
<i>Erithacus rubecula</i>	-	-	-	-	2,9	13,0	1,7	6,0
<i>Parus major</i>	-	-	-	-	2,0	7,3	2,8	9,9
<i>Parus caeruleus</i>	-	-	-	-	1,8	8,4	1,6	5,6
<i>Turdus merula</i>	-	-	-	-	1,4	6,5	1,1	3,9
<i>Sylvia atricapilla</i>	-	-	-	-	1,4	6,5	0,3	1,1
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	-	-	-	-	1,3	6,0	1,5	5,3
<i>Sitta europaea</i>	-	-	-	-	1,3	6,0	1,6	5,6
<i>Parus palustris</i>	-	-	-	-	1,2	5,6	1,6	5,6
<i>Turdus philomelos</i>	-	-	-	-	0,5	2,3	1,0	3,5
<i>Dendrocopos major</i>	-	-	-	-	0,3	1,4	0,3	1,1
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	-	-	-	-	0,3	1,4	1,0	3,5
<i>Columba palumbus</i>	-	-	-	-	0,3	1,4	0,1	0,4
<i>Muscicapa striata</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,4
<i>Corvus corax</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	1,1
<i>Cuculus canorus</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,4
<i>Certhia familiaris</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	1,1
<i>Ficedula albicollis</i>	-	-	-	-	-	-	1,2	4,4
<i>Sturnus vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	0,4	1,5
<i>Phylloscopus trochilus</i>	-	-	-	-	-	-	0,5	1,8
<i>Oriolus oriolus</i>	-	-	-	-	-	-	0,3	1,1
<i>Buteo buteo</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,4
<i>Troglodytes troglodytes</i>	-	-	-	-	-	-	1,3	4,6
<i>Dryocopus martius</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,4
	4,2	100	5,2	100	23,1	100	27,0	100

Таблиця 5

**Деякі біотичні параметри та показники різноманітності
орнітоугруповань в ур. Лиса Гора (НПП «Північне Поділля»)
(умовні позначення як у табл.4.)**

Table 5. *Some biotic parameters and diversity indexes of bird communities
at the sample plot «Lysa Gora» (NPP «Pivnichne Podillia»)
(conventional designations as in Table 4)*

Критерій <i>Criterion</i>	I	II	III	IV
Кількість видів в орнітоугрупованні, S / of <i>Species number in the bird community, S</i>	5	9	15	25
Щільність орнітонаселення N, пар·100 га ⁻¹ / <i>Bird population density N, pairs/10 ha</i>	4,2	5,2	21,5	28,4
Індекс різноманітності Шеннона, H' / <i>Shannon diversity index, H'</i>	1,220	1,852	2,449	2,692
Індекс вирівняності Пієлу, J / Pielou's <i>evenness index, J</i>	0,678	0,708	0,772	0,790
Індекс домінування, D / Dominance index, D	0,363	0,189	0,108	0,099
Індекс видового багатства Маргалефа, R / <i>Margalef's richness index, R</i>	3,641	7,282	5,170	8,011

Таблиця 6

**Порівняння видового складу орнітоугруповань у досліджуваних екосистемах в
ур. Лиса Гора (НПП «Північне Поділля»), QS (індекс Соренсена)
(умовні позначення як у табл.4.)**

Table 6. *Comparison of the species compositions of bird communities in the investigated
ecosystems on the sample plot «Lysa hora» (NPP «Pivnichne Podillia»),
QS (Sorsensen index) (conventional designations as in Table 4)*

	I	II	III	IV
I	x			
II	0,83	x		
III	0,09	0,08	x	
IV	0,06	0,05	0,76	x

Полігон «Західне Полісся»

У НПП «Прип'ять-Стохід» домінантними лісовими угрупованнями є переважно сосново-дубові та похідні соснові деревостани. Дослідження дозволили виявити відповідні особливості динаміки орнітоугруповань унаслідок спонтанного відновлення антропогенно змінених територій. Така трансформація призводить до значної зміни орнітокомплексів, причому протягом багатьох років їх вихідний стан не відновлюється.

Орнітоугруповання біотопів на початкових стадіях заростання характеризується порівняно збідненим видовим складом, низькою щільністю населення (6,9–13,1 пари/10 га; табл. 7), а також високою часткою участі факультативних видів, що використовують такі біотопи як кормодобувні угіддя.

Для низки лучних видів птахів оптимальними біотопами є низькотравні луки з розрідженим травостаном, характерні для початкових стадій сукцесії. Домінантами і субдомінантами на цьому етапі зазвичай є широко розповсюджені лучно-польові види: *Alauda arvensis*, щеврик лучний *Anthus pratensis* (L., 1758), плиска жовта *Motacilla flava* L., 1758. На пізніших стадіях сукцесії чисельність (частка) цих видів істотно зменшується, аж до зникнення на гніздуванні.

У зв'язку з розвитком трав'яної рослинності та поступовим збільшенням площі чагарників і підросту дерев, угруповання птахів стає багатшим. На цій стадії з'являються або збільшується чисельність видів, пов'язаних з лучно-чагарниковими біотопами – зарослими чагарником ділянками лук: спостерігається збільшення чисельності *Saxicola rubetra*. У цьому біотопі виявлено 8 гніздових видів з чисельністю 8,1 пари/100 га. Домінують тут *Saxicola rubetra*, *Anthus trivialis*, плиска біла *Motacilla alba* L., 1758 та *Emberiza citrinella*.

Таблиця 7

Щільність населення (S, пар/10 га) та співвідношення чисельності (%) птахів у досліджуваних екосистемах НПП «Прип'ять-Стохід» (Західне Полісся) (I – пасовище, II – пасовище з елементами заростання чагарниками, III – ділянка зі спонтанним заростанням сосною звичайною, IV – сосновий ліс)

Table 7. Population density (S, pairs/10 ha) and number ratio (%) of birds in the investigated ecosystems of NPP "Prypiat-Stokhid" (Western Polissia) (I – pasture, II – pasture with elements of overgrowth by shrubs, III – area with spontaneous overgrowth of *Pinus* sp., IV – pine forest)

Вид Species	I		II		III		IV	
	S	%	S	%	S	%	S	%
<i>Motacilla flava</i>	1,4	24,1	-	-	-	-	-	-
<i>Motacilla alba</i>	1,2	20,7	1,1	15,9	-	-	-	-
<i>Anthus pratensis</i>	1,0	17,2	-	-	-	-	-	-
<i>Alauda arvensis</i>	1,0	17,2	0,2	2,9	-	-	-	-
<i>Crex crex</i>	0,1	1,7	0,3	4,3	-	-	-	-
<i>Saxicola rubetra</i>	0,1	1,7	2,0	29,0	0,1	0,8	-	-
<i>Emberiza citrinella</i>	1,0	17,2	2,0	29,0	2,2	16,8	0,1	0,4
<i>Lanius collurio</i>	-	-	0,1	1,4	-	-	-	-
<i>Acrocephalus palustris</i>	-	-	0,1	1,4	-	-	-	-
<i>Anthus trivialis</i>	-	-	0,2	2,9	1,2	9,2	-	-
<i>Phylloscopus collybita</i>	-	-	0,6	8,7	2,2	16,8	0,8	3,2
<i>Turdus merula</i>	-	-	0,3	4,3	2,2	16,8	1,8	7,1
<i>Cannabina cannabina</i>	-	-	-	-	1,0	7,6	-	-
<i>Sylvia borin</i>	-	-	-	-	0,2	1,5	-	-
<i>Erithacus rubecula</i>	-	-	-	-	1,2	9,2	1,3	5,2
<i>Sylvia atricapilla</i>	-	-	-	-	1,1	8,4	0,1	0,4
<i>Phylloscopus trochilus</i>	-	-	-	-	0,9	6,9	1,1	4,4
<i>Ertingilla colebs</i>	-	-	-	-	0,4	3,1	3,4	13,5
<i>Troglodytes troglodytes</i>	-	-	-	-	0,4	3,1	1,7	6,7

Вид <i>Species</i>	I		II		III		IV	
	S	%	S	%	S	%	S	%
<i>Parus palustris</i>	-	-	-	-	-	-	3,1	12,3
<i>Parus nigra</i>	-	-	-	-	-	-	2,4	9,5
<i>Regulus regulus</i>	-	-	-	-	-	-	2,4	9,5
<i>Sitta europaea</i>	-	-	-	-	-	-	1,5	6,0
<i>Parus major</i>	-	-	-	-	-	-	1,5	6,0
<i>Garrulus glandarius</i>	-	-	-	-	-	-	1,5	6,0
<i>Parus cristatus</i>	-	-	-	-	-	-	1,2	4,8
<i>Certhia familiaris</i>	-	-	-	-	-	-	0,5	2,0
<i>Parus montanus</i>	-	-	-	-	-	-	0,5	2,0
<i>Sylvia curruca</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	0,8
<i>Dendrocopos major</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	0,4
Разом:	5,8	100	6,9	100	13,1	100	25,2	100

Поява значної площі куртин дерево-чагарникової рослинності, зокрема, сосни звичайної, сприяє появі або збільшенню щільності населення узлісних і лісових видів: кропив'янки прудкої *Sylvia curruca* (L., 1758), вівчарика-ковалика *Phylloscopus collybita* (Vieill., 1817), *Emberiza citrinella*, *Erithacus rubecula*, *Fringilla coelebs*, *Sylvia atricapilla*. Площа проективного вкриття чагарників і дерев збільшується, внаслідок чого зростає частка чисельності видів, що живляться на чагарниках і в кронах (майже до 50%). У цьому біотопі за типом гніздування переважають наземно-гніздні види – понад 63%.

Майже на всіх ділянках відзначені факультативні види птахів, пов'язані з ними тільки трофічними зв'язками. Найбільша їх кількість спостерігається на відкритих ділянках з порівняно незначним ступенем заростання. Процес заростання негативно впливає на їх щільність (зокрема, деяких синантропних видів: шпак *Sturnus vulgaris* L., 1758, грак *Corvus frugilegus* L., 1758, припутня *Columba palumbus* L., 1758 та ін.

Щільність населення птахів на послідовних стадіях сукцесії збільшується від 5,8 до 25,2 пари/10 га. Відповідні зміни в структурі орнітоугруповань також демонструють індекси різноманітності (Табл. 8). Відзначена загальна тенденція до зростання у досліджуваному ряду сукцесійних стадій – значення індексу Шеннона (H') збільшилося від 3,728 до 5,228 (Табл. 8).

Отже, спонтанне лісовідновлення може спричинити значні зміни у конфігурації ландшафту. Воно може сприяти дефрагментації наявних лісових ділянок, але не пов'язане зі зменшенням ландшафтного різноманіття. Ці процеси модулюються географічними факторами та можуть вплинути на функціональні зв'язки і стан біорізноманіття в нововиниклих лісових угіддях.

Заростання лучних ділянок спричинює менший доступ світла до ґрунтового покриву. У процесі росту підросту (у гірських умовах – переважно береза, у рівнинних – листяні види дерев і сосна) відбувається зменшення доступу до світла під шатром рослинності та поступове зникнення трав'яної рослинності та світлолюбних видів чагарників.

Таблиця 8

Деякі біотичні параметри та показники різноманітності орнітоугруповань у досліджуваних екосистемах НПП «Прип'ять-Стохід» (Західне Полісся) (умовні позначення як у табл. 7)

Table 8. Some biotic parameters and diversity indexes of bird communities in the investigated ecosystems in NPP "Prypiat-Stokhid" (Western Polissia) (conventional designations as in Table 7)

Критерій <i>Criterion</i>	I	II	III	IV
Кількість видів в орнітоугрупованні, S / of <i>Species number in the bird community, S</i>	7	10	12	19
Щільність орнітонаселення N, пар·100 га ⁻¹ / <i>Bird population density N, pairs/10 ha</i>	5,8	6,9	13,1	25,2
Індекс різноманітності Шеннона, H' / <i>Shannon diversity index, H'</i>	1,718	1,824	2,239	2,654
Індекс вирівняності Пієлу, E Pielou's <i>evenness index, J</i>	0,796	1,619	0,782	0,748
Індекс домінування, D / <i>Dominance index, D</i>	0,191	0,207	0,121	0,080
Індекс видового багатства Маргалефа, R / <i>Margalef's richness index, R</i>	3,728	5,092	4,777	5,228

Таблиця 9

Порівняння видового складу орнітоугруповань у досліджуваних екосистемах НПП «Прип'ять-Стохід» (Західне Полісся), QS (індекс Соренсена) (умовні позначення як у табл. 7)

Table 9. Comparison of the species compositions of bird communities in the investigated ecosystems in NPP "Prypiat-Stokhid" (Western Polissia), QS (Sorsensen index) (conventional designations as in Table 7)

	I	II	III	IV
I	x			
II	0,59	x		
III	0,32	0,46	x	
IV	0,08	0,35	0,52	x

Таким чином, під час процесу спонтанної сільватизації відбувається поступова втрата відкритими ділянками нелісового характеру, що зумовлює і перебудову структури угруповань птахів. У кінцевому рахунку, загальний напрям сукцесії повинен відбуватися в напрямі відтворення зонального лісового фітоценозу (за умови відсутності радикального антропогенного впливу). На структуру деревостану проміжних стадій у цьому процесі може істотно впливати наявність і видовий склад прилеглих або розташованих поблизу лісових екосистем (як потенційне джерело діаспор). Крім того, тривалість деяких етапів сукцесії, напр., стадія рудеральної рослинності, може істотно коригуватися деякими факторами, зокрема – пірогенним.

Простежений характер динаміки орнітоугруповань закинутих сільгоспу-гідь спостерігається на всіх дослідних полігонах і зміни параметрів орніто-

угруповань відповідних сукцесійних стадій загалом виявляють досить подібні загальні тенденції. Зі збільшенням ступеня заростання сільськогосподарських угідь спостерігається зростання показників видового багатства і загальної щільності птахів. При цьому можуть проявлятися різноспрямовані тренди чисельності окремих видів, які безпосередньо зумовлені їхніми біотопними перевагами і трофічною ємністю біотопів. Однак, зважаючи на особливості локальних природно-географічних умов, характер ранніх стадій демутаційної сукцесії на виведених з обігу угіддях на різних ділянках може дещо відрізнятися. Це значною мірою зумовлене не лише способом використання ділянок у минулому, а й типом ґрунту, особливостями гідрологічного режиму, наявністю поблизу біотопів, що потенційно можуть бути джерелом діаспор і мати істотний вплив на структуру рослинності сукцесійних стадій, а відтак – на динаміку угруповань тварин. При цьому має місце вплив зонально-поясного фактору: у горах відсутні деякі рівнинні види птахів, що певною мірою зумовлює менші показники видового різноманіття та чисельності орнітонаселення на всіх досліджених стадіях. Зокрема, у Верхньодністровських Бескидах відсутня на гніздуванні *Motacilla flava*, що гніздиться переважно на висотах до 300 м н.р.м., де домінує на початкових стадіях лісовідновної сукцесії.

Такі зміни на початкових стадіях лісовідновної сукцесії, виявлені у різних досліджуваних регіонах, загалом, мають схожі параметри.

Оптимальними біотопами для низки лучних видів птахів (*Alauda arvensis*, *Motacilla alba* й *Motacilla flava*) є переважно низькотравні луки. Тому на пізніших етапах їх чисельність (частка) значно зменшується, аж до повного зникнення. Деркач *Crex crex* (L., 1858) у різних типах сільгоспугідь демонструє пік чисельності на ранніх стадіях сукцесії, проте на пізніших він не виявлений на гніздуванні взагалі.

Чисельність популяцій *Saxicola rubetra*, *Sylvia communis* і *Sylvia curruca* на початкових етапах цієї сукцесії невисока, але за умови заростання дослідних ділянок чагарниковою рослинністю спостерігається поступове їх збільшення. Такі процеси зумовлені зростанням топочної ємності для чагарниково-гнізdnих видів. Натомість, при цьому поступово зменшуються кількісні показники (щільність) популяцій деяких наземно-гнізdnих видів, що приурочені до відкритого ландшафту (лучних і польових біотопів) і на початкових стадіях мають найбільшу чисельність.

На 3-й стадії лісовідновної сукцесії, у зв'язку з розвитком підросту чагарників і дерев, угруповання птахів цих ділянок зазвичай стає дещо багатшим або змінюється слабо. При цьому на цій стадії видова різноманітність може зменшуватися, оскільки відбувається зникнення видів лучно-польового комплексу та поява лісових. Поступове заростання дослідних ділянок чагарниками та підростом дерева зумовлює зміни у гільдієвій структурі угруповань: збільшується представництво видів, що живляться на кущах і в кронах (до 50–60%). Однак, за рахунок невеликої площі лук, їх мозаїчного розташування та вираженого екотонного ефекту лучні та лісові птахи тут значною мірою присутні одночасно на різних стадіях сукцесії.

На ділянці, де вже розвинутий підріст дерев (4-та стадія), домінують переважно чагарниково-гніздні види і види, що здобувають корм у чагарниковому та кронному ярусі: *Phylloscopus collybita*, *Sylvia communis*, *Sylvia atricapilla*, *Turdus merula*, *Fringilla coelebs*. Переважно саме вони формують населення її орнітоугруповання.

Порівняння орнітоугруповань сукцесійних стадій і розташованих поблизу лісових екосистем продемонструвало, що у лісах види різних екологічних гільдій переважно представлені значно рівномірніше. Однак, характеристики структури конкретного досліджуваного лісостану значною мірою детермінують співвідношення чисельності видів, що належать до різних екологічних гільдій.

Загалом, вікова динаміка характеру рослинного покриву, спричинена відновленням лісостану, зумовлює послідовні зміни його орнітоугруповань. Такі зміни значною мірою зумовлені структурним і просторовим розвитком рослинного покриву (Одум, 1986; Башта, 2000а, 2000б). Населення птахів кожної стадії виділяється за структурними показниками, зокрема, за складом і щільністю домінантних видів, розподілом екологічних груп. Птахи виглядають доволі пасивним елементом такої сукцесії, але було б некоректно вважати, що їх участь у формуванні лісового біогеоценозу є несуттєвою.

Серед теплокровних консументів птахи відіграють особливо значну роль в обігу енергії та речовини в багатьох типах екосистем (Głowaciński і in., 1982). Активна і стимулююча роль птахів у функціонуванні екосистем виходить поза трофічну та енергетичну сфери. Вони беруть участь у розсіюванні насіння, поїдають комах, що живляться на рослинах, впливаючи на продукцію цих автотрофів.

Протягом історії заселення різних частин нашого краю, різного роду кризи чи інші природні або соціальні явища призводили до спаду обсягів і площ сільськогосподарського виробництва (та формуванню великої кількості перелогів). Таким чином, поява великої кількості покинутих полів на різних етапах заростання характерна для багатьох етапів історії краю, і такі дослідження дозволяють з'ясувати процеси, які, ймовірно, протікали в екосистемах, трансформованих людиною, принаймні вже кілька тисячоліть.

Кажани (Chiroptera)

Полігон «Карпати»

Дослідження фауни рукокрилих проведені на ділянках, закладених в екосистемах на території Верхньодністровських Бескидів у ряду: I – злаково-різкотравна лука із заростанням (2-а стадія), II – лука із значним вкриттям чагарників (3-а стадія), III – ділянка, вкрита переважно підростом дерев і чагарниками (4-а стадія), IV – волога мезотрофна ялицева бучина зубницева.

Під час досліджень загалом виявлено 10 видів кажанів (Табл. 10). У межах полігону нічна активність найбільшого числа видів рукокрилих приурочена до лісових угруповань, які представляють умовно-корінні лісостани цієї території. Найбільше видове багатство кажанів виявлене в буково-ялицевому лісостані, оскільки умовно-корінні мішані ліси характеризуються значною кількістю екологічних ніш для цих тварин, що відображене в наявності придатних

для поселення сховищ (сухих і дуплавих дерев) і, ймовірно, багатших кормодобувних угіддях.

Таблиця 10

Видовий розподіл та ступінь активності кажанів у досліджуваних екосистемах на території Верхньодністровських Бескидів (кількість сигналів/год) (I – злаково-різнотравна заростаюча лука (2-а стадія), II – заростаюча лука зі значним вкриттям чагарників (3-а стадія), III – ділянка, вкрита переважно підростом дерев і чагарниками (4-а стадія), IV – волога мезотрофна ялицева бучина зубницева)

Table 10. Species composition and activity of bats in the investigated ecosystems of Verkhniiodnistrovski Beskydy (calls/hour; I – grassy and herbaceous overgrowing meadow (2nd stage), II – overgrowing meadow with significant shrub cover (3rd stage), III – area covered mainly with tree undergrowth and shrubs (4th stage), IV – mesotrophic fir-beech forest)

Вид Species	I	II	III	IV
<i>Nyctalus noctula</i>	23,0	21,0	14,0	4,2
<i>Nyctalus leisleri</i>	-	-	-	2,1
<i>Pipistrellus nathusii</i>	4,5	10,5	4,6	12,0
<i>Eptesicus serotinus</i>	8,6	9,7	2,1	1,5
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	3,9	5,9	1,1	4,8
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	1,4	1,1	2,1	-
<i>Barbastella barbastellus</i>	-	1,1	1,1	5,2
<i>Plecotus auritus</i>	-	-	-	5,4
<i>Myotis brandtii</i>	-	-	-	6,1
<i>Myotis nattereri</i>	-	-	-	4,8
<i>Myotis spp.</i>	-	-	-	11,0
Загалом:	41,4	49,3	25,0	57,1

У буково-ялицевому лісостані домінували види, пов'язані з лісовими (закритими) біотопами: нічниця північна *Myotis brandtii* (Eversmann, 1845) (10,7%), вухань звичайний *Plecotus auritus* (L., 1758) (9,4%), а також галявинні види: нетопир лісовий *Pipistrellus nathusii* (Keys. et Blas., 1839) (21,0%).

Порівняння співвідношення параметрів активності кажанів на заростаючих ділянках 2-ї та 3-ї стадій показує, що вони є порівняно близькими. Тут домінували види, що полюють у відкритому просторі, зокрема – вечірниця руда *Nyctalus noctula* (Schreb., 1774) (55,5/42,5%, відповідно) і кажан пізній *Eptesicus serotinus* (Schreb., 1774) (20,8/19,7%, відповідно), а також *Pipistrellus nathusii* (10,9/21,3%, відповідно). Зі збільшенням площі покриття чагарниками та розвитком підросту листяних дерев загальна активність і видова різноманітність кажанів зменшуються, оскільки як види відкритих просторів, так і більшість лісових видів уникає лісових ділянок зі значною загущеністю та одноманітністю структури.

Полігон «Західне Поділля»

Усього на дослідній площі в ур. Лиса гора (НПП «Північне Поділля») було виявлено 11 видів рукокрилих (Табл. 11). Зональні букові ліси на цьому полігоні досліджені як відображення кінцевої стадії лісовідновної сукцесії. На дослідній площі у буковому лісі загалом виявлено 9 видів рукокрилих. Серед них домінували *Pipistrellus nathusii* (20,9%) і *Plecotus auritus* (20,9%). Порівняно слабша активність відзначена в нічниць довговухої *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818), *Myotis brandtii*, нетопира звичайного *Pipistrellus pipistrellus* (Schreb., 1774) та нічниць крихітної *Myotis alcathoe* von Helv. & Hell., 2001. Рідкісними виявилися нічниця вусата *Myotis mystacinus* (Kuhl, 1819), *Nyctalus noctula*, нічниця війчаста *Myotis nattereri* (Kuhl, 1818).

Таблиця 11

Видовий розподіл та ступінь активності кажанів у досліджуваних екосистемах в ур. Лиса гора (НПП «Північне Поділля»); кількість сигналів/год (I – остепнена лука (спонтанне заростання сосною звичайною), II – остепнена лука (засадження глодом), III – сосново-дубовий ліс; IV – волога мезотрофна бучина мертвопокривна/волосистоосокова)

Table 11. Species composition and activity of bats in the investigated ecosystems on sample plot «Lysa Gora»(NPP «Pivnichne Podillia»); calls/hour I - steppe meadow (spontaneous overgrowth with *Pinus* sp.), II - steppe meadow (planting with *Crataegus* sp.), III – pine-oak forest; IV –mesotrophic beech forest)

Вид Species	I	II	III	IV
<i>Myotis nattereri</i>	-	-	2,9	2,5
<i>Myotis mystacinus</i>	1,2	1,2	1,2	2,8
<i>Myotis brandtii</i>	-	-	3,5	6,7
<i>Myotis bechsteinii</i>	-	-	-	11,6
<i>Myotis alcathoe</i>	-	-	-	11,2
<i>Plecotus auritus</i>	-	-	1,2	4,9
<i>Nyctalus noctula</i>	11,0	18,0	1,1	3,4
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	2,4	2,3	2,3	3,3
<i>Pipistrellus nathusii</i>	4,6	5,2	2,0	14,8
<i>Eptesicus serotinus</i>	19,0	17,2	-	-
<i>Vespertilio murinus</i>	6,1	5,4	-	-
Загалом:	44,3	48,7	14,2	61,2

Найбільша кількість видів, як і найвищі показники нічної активності рукокрилих виявлені в букових лісостанах, що представляють зональні лісові угруповання. Ці лісостани характеризуються значною кількістю придатних для поселення локацій (наявність різного роду дупел) і багатими кормодобувними біотопами, про що свідчать значні показники активності кажанів, відзначені на дослідній ділянці. У них представлені неморальні види, поширення

яких тісно пов'язане з буковими лісами загалом і, зокрема, у регіоні Карпат (Башта, 2020, 2021), а також деякі євритопні види, для яких ці ліси слугують важливими трофічними біотопами.

Окремо взяті види кажанів демонструють значні відмінності в характері біотопної приуроченості. Виявлено, що найбільший екологічний зв'язок зі старовіковими буковими лісами проявляють дендрофільні види з відповідною мисливською стратегією, що полягає в здобуванні корму в і під кронами дерев: *Myotis bechsteinii*, *Myotis nattereri*, *Myotis mystacinus* та *Myotis alcathoe*.

Явною преференцією одного типу біотопів характеризуються такі види, як *Myotis bechsteinii*, *Myotis nattereri* та *Myotis alcathoe*. Вони характеризуються істотним ступенем стенотопності, яка полягає у тісному зв'язку з лісостанами листяних видів дерев (насамперед, дуба та бука). За ступенем різноманітності використовуваних біотопів найбільш євритопними виявилися *Pipistrellus nathusii* і *Myotis brandtii*, які можуть полювати в широкому спектрі біотопів: як лісових, так і лучних, зокрема – на узліссях і лісових галявинах, над заростями чагарників та в інших типах рослинних угруповань.

Структура рослинності є одним з основних детермінантів складу угруповань тварин певного біотопу. Таким чином, різні етапи сукцесії характеризуються відповідним видовим складом тварин, зокрема – кажанів і це в основному залежить від, власне, структурних характеристик середовища існування, що полягає в наявності відповідних екологічних ніш, сукупність яких безпосередньо впливає на їх видову різноманітність та чисельні показники активності. Значною мірою показники активності кажанів зумовлені фенофазами рослин-домінантів. Зокрема, на ділянці луки, що заростає глодом, під час його цвітіння (що, відповідно, приваблює значну кількість комах), показники активності кажанів на цей період істотно збільшилися.

Полігон «Західне Полісся»

Дослідження фауни рукокрилих проводили на ділянках, закладених у екосистемах на території НПП «Прип'ять-Стохід», де загалом виявлено 8 видів кажанів (Табл. 12).

Загальне співвідношення рівня активності кажанів на ділянках із заростанням (площа I і II) було загалом дещо подібним. Однак з часом поява та збільшення площі покриття чагарників і високотрав'я зумовили деяку трансформацію співвідношення видів різних екологічних груп (гільдій). Хоча тут домінують види, що полюють у відкритому просторі, зокрема – *Nyctalus noctula* та *Eptesicus serotinus*, ступінь їх активності зменшується в процесі заростання ділянок. Зі збільшенням площі чагарників (ділянка III) тут на домінантні позиції виходить *Pipistrellus nathusii* (34,8%).

Загалом, з появою значного вкриття чагарників і підросту листяних дерев загальна активність і видова різноманітність кажанів зменшуються, оскільки як види відкритих просторів, так і частина лісових видів уникають лісових ділянок зі значною загущеністю. Разом з тим, у сосновому лісі на домінантні

позиції виходять види бореальної фауністичної групи: *Myotis brandtii* (37,6%), кажан північний *Eptesicus nilssonii* (Keys. et Blas., 1839) (18,2%).

Таблиця 12

Видовий розподіл і ступінь активності кажанів у досліджуваних екосистемах Західного Полісся (НПП «Прип'ять-Стохід»), кількість сигналів/год

(I – пасовище, II – пасовище з елементами заростання чагарниками, III – ділянка зі спонтанним заростанням сосною звичайною, IV – сосновий ліс)

Table 12. Species composition and activity of bats in the investigated ecosystems of the Western Polissia (NPP "Prypiat-Stokhid"), calls/hour

(I – pasture, II – pasture with elements of overgrowth by shrubs, III – area with spontaneous overgrowth of *Pinus* sp., IV – pine forest)

Вид Species	I	II	III	IV
<i>Pipistrellus nathusii</i>	0,1	11,1	7,2	6,9
<i>Eptesicus serotinus</i>	5,8	10,2	2,9	-
<i>Nyctalus noctula</i>	21,7	13	4,9	2,1
<i>Nyctalus leisleri</i>	1,9	3,0	3,0	-
<i>Plecotus auritus</i>	-	-	-	4,2
<i>Eptesicus nilssonii</i>	-	-	-	6,1
<i>Barbastella barbastellus</i>	-	-	1,1	1,6
<i>Myotis brandti</i>	-	-	1,6	12,6
Разом:	29,5	37,3	20,7	33,5

За умови збільшення структурного різноманіття лісостану потенціал середовища існування для рукокрилих і, відповідно, їх видова різноманітність збільшується. Цю залежність добре ілюструють результати досліджень на ділянках, що відображають послідовні етапи лісовідновної сукцесії внаслідок спонтанної сільватизації на перелогах на всіх досліджуваних полігонах (Верхньодністровські Бескиди, НПП «Північне Поділля», НПП «Прип'ять-Стохід»). Різні стадії лісовідновної сукцесії угруповання кажанів характеризуються певним видовим складом. Розвиток дерево-чагарникового ярусу зумовлює поступову зміну видового складу і ступеня домінування в угрупованнях кажанів від видів, що полюють у відкритому просторі (повітряних мисливців) до видів-збирачів. При цьому відбувається поступова втрата відкритими ділянками нелісового характеру, хоча на початкових стадіях сукцесії такі біотопи використовуються кажанами лише з метою здобування корму. Ріст дерев і збільшення класів їх віку зумовлює розширення екологічних ніш (за рахунок збільшення топічних можливостей) і, таким чином, призводить до перебудови структури угруповань кажанів.

Для кажанів використання просторово загущених біотопів для пошуку їжі значною мірою залежить від їхньої маневреності в польоті. Ці здатності до польоту та тип орієнтації еволюціонували у кажанів у процесі їх адаптації до основного типу трофічного середовища (Neuweiler, 1984). Морфологія крила та мисливська стратегія різних видів кажанів значною мірою взаємопов'язані. Довгі та вузькі крила (високе навантаження на крила) пов'язані зі швидким польотом

і пошуком їжі на відносно значних висотах далеко від акустичних перешкод (Fenton, 1990). Це стосується видів, що ловлять здобич у повітрі: *Nyctalus noctula*, вечірниця мала *Nyctalus leisleri* (Kuhl, 1817), лилик двоколірний *Vespertilio murinus* L., 1758, значною мірою – *Eptesicus serotinus*. Ці види кажанів уникають ділянок з густим деревостаном, полюючи уздовж відкритих структур, таких як просіки, галявини та узлісся, а також над лісовими комплексами.

Види з широкими крилами (низьке навантаження на крила) літають повільно та характеризуються високою маневреністю в гушавині або безпосередньо поруч з нею. До них належать, насамперед, види, що переважно полюють на заліснених ділянках – усередині лісових масивів, зокрема на ділянках старовікових лісів: *Eptesicus nilssonii*, *Myotis brandtii*, широкоових європейський *Barbastella barbastellus* (Schreb., 1774).

Структура рослинності (видова різноманітність дерев, щільність і висота шатра) позитивно впливає на багатство кормової бази. Реакція показників видової різноманітності та добової активності кажанів на характеристики навколишніх лісостанів змінюється залежно від послідовної стадії сукцесії. Тому старовікові ліси дуже важливі для збереження різноманітності кажанів у регіональному контексті (Башта, 2021).

Збільшення щільності та багатства рослин, кількість вертикальних ярусів, різний ступінь зімкнутості шатра в ході процесу відновлення лісів може вплинути на появу видів кажанів, пов'язані з різними сукцесійними стадіями. Загущення підросту (на проміжних стадіях лісовідновної сукцесії) призводить до зниження видового багатства та ступеня активності кажанів. На пізніших стадіях, з виокремленням вертикальних ярусів лісостану, збільшується кількість екологічних (у цьому випадку – трофічних) ніш і це збільшує можливості використання кажанами таких біотопів.

У широкому контексті можна стверджувати, що угруповання кажанів має тенденцію бути більш різноманітним в оселищах з вищою структурною складністю (Fenton et al., 1992; Medellín et al., 2000). Загалом, певні характеристики (наприклад, тип лісового покриву) та ландшафтна конфігурація (наприклад, розмір і відстань між фрагментами лісу) є задовільними прогностичними параметрами (предикторами) структури угруповання, але реакції значною мірою різняться в розрізі видів чи їх груп. Розуміння впливу структури середовища існування на угруповання кажанів є надзвичайно важливим для інтерпретації виявлених закономірностей та менеджмент-планів щодо формування відповідного напрямку лісовідновної сукцесії (Cisneros et al., 2015).

Кажани дуже важливі для функціонування та регенерації порушених екосистем, оскільки вони відіграють кілька ключових екологічних ролей. Вони безпосередньо пригнічують чисельність комах і цим впливають на стан фітоценозу (Kalka et al., 2008). Таким чином, зміни в угрупованнях кажанів можуть призвести до змін в обсягах екологічних послуг, які надають ці тварини. Як наслідок, це може вплинути на перебіг екологічної сукцесії в умовах деградованої екосистеми. Разом з тим, реакцію різних видів кажанів на зміни середовища існування слід досліджувати на значних просторових шкалах (Gorresen et al., 2005) і лише

в цьому випадку можна виокремити їхні видоспецифічні реакції і використовувати їх в прогнозуванні потенційних напрямів змін середовища для оцінки послідовних етапів процесу лісовідновної сукцесії.

Висновки

Збільшення ступеня заростання дослідних ділянок зумовлює зростання показників видового багатства та щільності птахів, зміну співвідношення екологічних груп. Проявляється різноспрямована динаміка чисельності видів, зумовлена їхніми біотопними перевагами та трофічною ємністю біотопів.

На початкових стадіях заростання домінують лучні види (*Alauda arvensis*, *Anthus pratensis*, *Motacilla flava*), для яких оптимальними біотопами переважно є низькотравні луки. Подальша сукцесія, що супроводжується появою нових екологічних ніш (спричиненою розвитком трав'яної рослинності та збільшенням площі чагарників і підросту дерев), зумовлює гніздування видів, що преферують лучно-чагарникові біотопи (*Saxicola rubetra*, *Anthus trivialis*, *Emberiza citrinella*, *Sylvia communis*) і загальне збільшення видового складу та чисельності угруповань птахів. Збільшення площі куртин дерево-чагарникової рослинності сприяє появі узлісних і лісових видів: *Phylloscopus collybita*, *Erithacus rubecula*, *Fringilla coelebs*, *Sylvia curruca*, *S. atricapilla*.

Щільність населення птахів на послідовних стадіях сукцесії збільшилася від 5,8 до 25,2 пар/10 га, індекс різноманітності Шеннона (H') – від 3,728 до 5,228.

Простежений характер динаміки орнітоугруповань спостерігається на всіх полігонах, з незначними відмінностями, зумовленими локальними природно-географічними умовами і способом використання ділянок у минулому, а також зонально-поясним фактором.

Біотопи початкових стадій сукцесії використовуються кажанами переважно з метою здобування корму. У процесі лісовідновної сукцесії зміна видового складу і ступеня домінування в угрупованнях кажанів (від видів – повітряних мисливців до збирачів) зумовлена розвитком дерево-чагарникового ярусу.

Загущення підросту (на проміжних стадіях лісовідновної сукцесії) призводить до зниження видового багатства та ступеня активності кажанів. З виокремленням вертикальних ярусів лісостану, зростає кількість екологічних (у цьому випадку – трофічних) ніш і це збільшує можливості використання кажанами таких біотопів.

Башта А.-Т. В. Антропогенна трансформація орнітокомплексів Сколівський Бескидів / Дис. ... канд. біол. наук: 03.00.16. – Чернівці, 2000а. – 16 с.

Башта А.-Т. В. Сукцесія гніздової орнітофауни у процесі відновлення мішаного лісостану (Сколівські Бескиди) // Наукові основи збереження біотичної різноманітності. – Львів: Ліга-Пресс, 2000б. – Вип.1. – С. 8–14.

Башта А.-Т. В. Кажани наших лісів. Науково-популярне видання. – Львів: ЗУКЦ, 2020. – 120 с.

- Башта А.-Т.** Старовікові букові ліси Українських Карпат – важливі оселища рідкісних видів рукокрилих (Chiroptera) // Старовікові ліси як модель відновлення функціональної суті Карпатських лісів. Матер. наук.-практ.конф. (Львів, 23-24 червня 2021 р.). – Львів, 2021. – С. 22–23.
- Венгеров П. Д.** Птицы и малоиспользуемые сельскохозяйственные земли Воронежской области. – Воронеж: Изд-во «Кривичи», 2005. – 152 с.
- Корусь М. М., Ященко П. Т.** Зумовленість і прояви сільватизації постаграрних екосистем української частини транскордонного біосферного резервату «Західне Полісся» // Науковий вісник НЛТУ України : збірник наукових праць. – 2021. – Том 31, № 3. – С. 68–74. – <https://doi.org/10.36930/40310310>
- Кузьо Г., Боровик О.** Орнітофауна ділянок різного типу сільськогосподарського використання в передмісті Львова // Матер. наук. конф. “Стан і біорізноманіття екосистем Шацького національного природного парку та інших природоохоронних територій” (сmt. Шацьк, 8–11 вересня 2016 р.). – Львів: СПОЛОМ, 2016. – С. 49–53.
- Кузякин А. П.** Зоогеография СССР // Уч. зап. Моск. обл. пед. ин-та им. Н. К. Крупской. – 1962. – Т. 109: Биogeография, вып. 1. – С. 3–182.
- Одум Ю.** Экология. – Москва: Мир, 1986. – Т.2. – 376 с.
- Песенко Ю. А.** Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. – Москва: Наука, 1982. – 287 с.
- Ященко П. Т., Канарський Ю. В., Шпаківська І. М.** Сильватизація оселищ лучно-степової рослинності та безхребетних у природоохоронних об’єктах Гоголірського горбогір’я (природоохоронне оцінювання явища) // Наукові праці Лісівничої академії наук України. – 2021. – Вип. 22. – С. 27–40. – <https://doi.org/10.15421/412102>
- Aldridge H. D. J. N., Rautenbach I. L.** Morphology, echolocation and resource partitioning in insectivorous bats // Journal of Animal Ecology. – 1987. – V. 56. – P. 763–778. – <https://doi.org/10.2307/4947>
- Barataud M.** Acoustic ecology of European bats. Species identification and studies of their habitats and foraging behaviour. – Mèze: National Museum of Natural History, Paris, 2015. – 340 pp.
- Bibby C. J., Burgess N. D., Hill D. A., Mustoe S. H.** Bird Census Techniques, 2nd ed. – London: Academic Press, 2000. – 302 pp.
- Cisneros L. M., Fagan M. E., Willig M. R.** Effects of human-modified landscapes on taxonomic, functional and phylogenetic dimensions of bat biodiversity // Diversity and Distribution. – 2015. – V. 21. – P. 523–533. – <https://doi.org/10.1111/ddi.12277>
- Dietz C., von Helversen O.** Illustrated identification key to the bats of Europe. Tuebingen & Erlangen (Germany), 2004, 2. (Electronic publication. Ver. 1.0).
- Dirnböck T., Dullinger S., Grabherr G.** A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation // Journal of Biogeography. – 2003. – V. 30. – P. 1–17. – <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2003.00839.x>
- Fenton M. B.** The foraging behaviour and ecology of animal-eating bats // Canadian Journal of Zoology. – 1990. – V. 68. – P. 411–422. – <https://doi.org/10.1139/z90-061>
- Fenton M., Acharya L., Audet D., Hickey M., Merriman C., Obrist M., Syme D., Adkins B.** Phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) as indicators of habitat disruption in the Neotropics // Biotropica. – 1992. – V. 24. – P. 440–446. – <https://doi.org/10.2307/2388615>
- Głowaciński Z., Kozłowski J., Weiner J.** Energy flow and nutrient cycling in the bird population in Niepolomice Forest // Functioning and management of forest ecosystem

- in an industrial region of southern Poland / Grodziński W., Weiner J. (Eds). – Warszawa-Krakow: PWN, – 1982. – S. 64–79.
- Gorresen P. M. M., Willig M. R. M., Strauss R. E.** Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure // *Ecological Applications*. – 2005. – V. 15. – P. 2126–2136. – <https://doi.org/10.1890/04-0532>
- Kalka M. B., Smith A. R., Kalko E. K. V.** Bats limit arthropods and herbivory in a tropical forest // *Science*. – 2008. – V. 320. – P. 71. – <https://doi.org/10.1126/science.1153352>
- Medellin R. A., Equihua M., Amin M. A.** Bat diversity and abundance as indicators of disturbance in neotropical rainforests // *Conservation Biology*. – 2000. – V. 14. – P. 1666–1675. – <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2000.99068.x>
- Miller B. W.** A method for determining relative activity of free flying bats using a new activity index for acoustic monitoring // *Acta Chiropterologica*. – 2001. – V. 13. – C. 93–105.
- Neuweiler G.** Foraging, echolocation and audition in bats // *Naturwissenschaften*. – 1984. – B. 71. – P. 446–455. – <https://doi.org/10.1007/BF00455897>
- Norberg U. M., Rayner J. M. V.** Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptation. Flight performance, foraging strategy and echolocation // *Philosophical Transactions of the Royal Society. B. Biological Sciences*. – 1987. – V. 316 (1179). – P. 335–427. – <https://doi.org/10.1098/rstb.1987.0030>.
- Russ J.** *Bat Calls of Britain and Europe: A Guide to Species Identification*. – Exeter: Pelagic Publishing, 2021. – 462 pp.
- Russo D., Jones G.** Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls // *Journal of Zoology (ZSL)*. – 2002. – V. 258. – P. 91–103. – <https://doi.org/10.1017/S0952836902001231>
- Skiba R.** *Europäische Fledermäuse: Kennzeichen, Echoortung und Detektoranwendung, Hohenwarsleben: Westarp-Wiss., 2003. – 212 ss.*
- Šálek M.** Spontaneous succession on opencast mining sites: implications for bird biodiversity // *Journal of Applied Ecology*. – 2012. – Vol. 49, No. 6. – P. 1417–1425. – <https://doi.org/10.2307/23353521>
- Tomiałojć L.** The combined version of the mapping method // *Bird census and nature conservation*. – Gottingen, 1980. – P. 92–106.

Andriy-Taras Bashta

DYNAMICS OF BIRDS AND BATH COMMUNITIES ON ABANDONED AGRICULTURAL LANDS IN THE PROCESS OF SPONTANEOUS SYLVATIZATION

Peculiarities of the structural and functional organization of bird and bat communities were investigated in the process of spontaneous reforestation in the Carpathians (Upper Dnister Beskids), Western Podillia (NPP "Pivnichne Podillia"), and Western Polissia (NPP "Prypiat-Stokhid"). An increase in the degree of overgrowth leads to an increase in indicators of species richness and density of birds and a change in the ratio of ecological guilds. At the same time, the multidirectional dynamics of the number of different species was noted, which was determined by their biotope preferences and the trophic capacity of the biotopes. For *Alauda arvensis*, *Anthus pratensis*, and *Motacilla flava* as meadow species, the optimal biotopes are low-grass meadows with sparse grass conditions. The bird communities become richer with the development of grass vegetation and an increase in the area of bushes and undergrowth, and species that prefer meadow-shrub biotopes appear *Saxicola rubetra*, *Anthus trivialis*, *Emberiza citrinella*, and *Sylvia communis*. The increase in the area of tree-shrub vegetation curtains promoted the appearance of forest edges and forest species: *Phylloscopus collybita*, *Erithacus rubecula*, *Fringilla coelebs*, *Sylvia curruca*, and *S. atricapilla*. The character of the bird community dynamics

was observed at all sites, with minor differences due to local natural and geographical conditions and the way the sites were used in the past, as well as zonal and geographical influence: some plain species of birds are absent in the mountains, which leads to lower indicators of species diversity and bird population numbers. In the process of reforestation succession, the appearance and growth of the shrub-tree layer cause a gradual change in the species composition and the degree of dominance in the bat communities from species-aerial hunters to gleaners. In the initial stages of succession, bats used biotopes mainly for the purpose of foraging. Thickening of the undergrowth (in the intermediate stages of reforestation succession) leads to a decrease in the species richness and activity level of bats. Later, with the separation of the vertical layers of the forest, the number of ecological (in this case, trophic) niches increases, and this increases the opportunities for bats to use such biotopes.

Key words: communities, structural-functional organization, fallow, reforestation, succession, ornitofauna, chiropteroфаuna

E-mail: atbashta@gmail.com

ORCID: 0000-0002-8134-5507

АННА ГІРНА

УГРУПОВАННЯ ПАВУКІВ ВТОРИННИХ ЕКОСИСТЕМ ВОЛИНСЬКОГО ПОЛІССЯ В АСПЕКТІ ДОСЛІДЖЕННЯ СПОНТАННОЇ СІЛЬВАТИЗАЦІЇ СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ УГІДЬ НА ЗАПОВІДНИХ ТЕРИТОРІЯХ

Наведено результати досліджень чотирьох типів екосистем Шацького національного природного парку: вторинних лук, сосняків та березняків, що утворилися на їх місці, а також старих вторинних соснових лісів. За допомогою ґрунтових пасток виявлено 107 видів павуків, що належать до 18 родин. На ділянках лук, що заростають сосною і березою відловлено 91 вид із 18 родин, що становить 85% від усіх представлених видів. Результати perMANOVA аналізу свідчать про відмінності між аранеоугрупованнями досліджених типів екосистем (на основі значень відносної динамічної щільності видів з використанням Bray-Curtis індексу). SIMPER тест та nMDS аналіз показують проміжне положення ділянок, зарослих сосною та березою, між луками та старими сосновими лісами, а також більшу подібність угруповань павуків сосняків до відкритих лук та березняків до соснових лісів. За результатами ANOVA й апостеріорного тесту Тьюкі аранеоугруповання сосняків, порівняно з луками, характеризується більшим видовим багатством і, відповідно, значеннями індекса Маргалефа. Для березняків характерна наявність еудомінантного класу у структурі домінування, і відповідно порівняно з луками менша вирівняність угруповань павуків (за індексом Бергера-Паркера). Для лучних екосистем, а також сформованих на їхньому місці сосняків і березняків значення динамічної щільності павуків є істотно меншими, ніж у вторинних старих соснових лісах. На ділянках лук, що заростають деревами виявлено низку рідкісних видів, зокрема *Zelotes longipes* (L. Koch, 1866), *Alopecosa farinosa* (Herman, 1879), *Scotina palliardi* (L. Koch, 1881), *Micaria micans* (Blackwall, 1858), *Zelotes exiguus* (Muller et Schenkel, 1895), *Thanatus sabulosus* (Menge, 1875), *Gongyliidium murcidum* Simon, 1884, *Bathypantes setiger* F. O. P.-Cambridge, 1894. Зважаючи на своєрідність, видове багатство та наявність раритетної біоти, молоді сосняки та березняки відіграють важливу роль у збереженні різноманіття павуків Шацького НПП. Водночас, їхнє проміжне положення між луками та старими сосновими лісами, яке показує аналіз nMDS, вказує на важливість збереження відкритих площ вторинних лук і недопущення їх повного заліснення.

Ключові слова: Аранеас, видове різноманіття, Шацький НПП, заростання лук, соснові ліси, березові ліси

Проведення осушувальної меліорації Волинського Полісся у 1960-70-х роках докорінно змінило лісорослинні умови регіону, істотно зменшило площі сирих і мокрих лісів, заплав річок, а також боліт. Відведення води каналами сприяло інтенсивному господарському освоєнню території, розвитку землеробства, скотарства, проведенню лісівничих заходів для отримання якісної деревини, серед яких не нехтували вирубуванням дубових деревостанів і висаджуванням культур сосни. Створення Шацького національного природного парку (ШНПП) сповільнило, а подекуди призупинило деградацію ландшафтного різноманіття під впливом сільського та лісового господарств і водночас дало поштовх до нових змін рослинного покриву меліорованих регіонів. Зокрема, за останні десятиліття збільшилася участь швидкорослих дрібно- і м'яколистяних порід (осики, берези, граба) у складі деревостанів, а також спостерігається

заліснення площ, попередньо трансформованих у орні землі, пасовища та сіяні луки (Раритети ..., 2014; Особливості ..., 2018).

Резерватогенні сукцесії, спрямовані на відновлення природного лісового покриву регіону, не можна однозначно трактувати як позитивне чи негативне явище. З одного боку, на початкових етапах створюється мозаїчність ландшафту, а відповідно й сприятливі умови для різноманітних груп тварин. З іншого, неконтрольоване тривале заростання полів, пасовищ, лук чи боліт, наслідком якого є формування лісової екосистеми, стає причиною зникнення рідкісних видів фауни регіону, що пов'язані з відповідними відкритими біотопами (Bengtson et al., 2003; Denno et al., 2005; Pärtel et al., 2005; Augenstein et al., 2012; Habel et al., 2019; Sánchez-Dávila, 2022). Відтак, дослідження спонтанної сільватизації колишніх сільськогосподарських угідь, у тому числі на прикладі окремих груп тварин, є важливими як для розуміння наслідків резерватогенних сукцесій, так і для розроблення рекомендацій щодо раціональних методів управління заповідною територією.

Важливість дослідження угруповань павуків для потреб оцінки стану наземних екосистем, а також вивчення перебігу та наслідків їх сукцесійної динаміки обґрунтована в багатьох публікаціях (Гірна, 2006; Uetz 1979; Maelfait, 1996; Maelfait et al., 2002; Buchholz, 2016; Gallé et al., 2017, 2021; Lyons et al. 2018, Namřík, Košulič, 2019). Це зумовлено тим, що аранеїди є невід'ємним компонентом усіх наземних екосистем, мають тут велику чисельність і, як хижаки, відіграють помітну роль у їх функціонуванні (Nyffeler, Benz, 1987). Сукцесійні зміни рослинного покриву позначаються на структурі угруповань павуків, їхньому видовому складі, і це дає змогу використовувати цю групу тварин як індикатор для відстеження наслідків ведення активної охорони, відновлення функціонування лук і боліт, а також встановлення пріоритетів щодо заповідання територій (Košulič et al., 2016; Schwerdt et al., 2018; Scott et al., 2006). Першочерговим елементом такого моніторингу є накопичення даних щодо параметрів аранеоугруповань у різних екосистемах регіону.

Відтак, метою роботи було встановити видовий склад і структуру угруповань павуків чотирьох типів вторинних екосистем ШНПП, зокрема соснових лісів, лук, а також сосняків і березняків, сформованих на їхньому місці внаслідок резерватогенних сукцесій. Виокремити особливості формування аранеоугруповань, на пробних площах, що відображають основні варіанти спонтанного заліснення лучних екосистем, зокрема за участю сосни та берези, визначити роль цих екосистем у підтриманні біорізноманіття регіону.

Дослідження проведені на території Шацького національного природного парку, що розташований у західній частині Волинського Полісся. За геоморфологічним районуванням територія належить до Верхньоприп'ятської алювіальної рівнини, зокрема підрайону Шацької вододільної моренно-зандрової карстовоозерної рівнини, де типовим є підвищення рельєфу (154,9-189,4 м над рівнем моря), високе залягання крейдової поверхні і незначна потужність четвертинних відкладів (Зузук та ін., 2014). За геоботанічним районуванням – це Ратнівсько-Любешівський (Верхньоприп'ятський) район

соснових лісів чорницево-зеленомохових та евтрофних осокових боліт (Геоботанічне районування ..., 1977). Основними лісотвірними породами тут є сосна звичайна (*Pinus sylvestris*), вільха чорна (*Alnus glutinosa*) та береза повисла (*Betula pendula*). Загальна лісистість парку становить 52,5%. Значною є частка лісів природного походження (64% від укритої лісом площі), які сформувалися внаслідок заростання боліт і прадолин річок, 19% припадає на лісові культури. Водойми займають 14,2% площі парку, болота – 2,7%, чагарники – 1,2%, луки – 12,4%, з них 5,6% – це сіножаті, а 6,8% – пасовища (Раритети ..., 2014).

Матеріал і методи досліджень

Матеріал зібрано упродовж травня-вересня 2019 року на двох дослідних полігонах, у межах яких підібрано пробні площі.

I. Дослідний полігон в околицях с. Залісся в урочищі Колеса (К) [51°28'28"N 23°45'12"E]:

K1 – сосняк чорницевий (*Pinetum myrtillosum*) вологої мезотрофної дубової соснини чорницевої; K2 – березняк злаково-різнотравний (*Betuletum graminosovariablebosum*) вологої мезотрофної дубової соснини чорницевої; K3 – березняк чорницево-вересовий (*Betuletum myrtilloso-callunosum*) вологої мезотрофної дубової соснини чорницевої; K4 – сосняк біловусово-вересовий (*Pinetum pardoso-callunosum*) вологої мезотрофної дубової соснини чорницевої; K5 – сосняк вересовий (*Pinetum callunosum*) вологої мезотрофної дубової соснини чорницевої; K6 – лука нечуйвітрово-кострицево-біловусова (*Nardus stricta*, *Festuca rubra*, *Hieracium pilosella*) на місці вологої мезотрофної дубової соснини чорницевої.

II. Дослідний полігон в околицях с. Голядин у долині р. Прип'ять (П) [51°26'06"N 23°51'46"E]:

П1 – сосняк перестрічово-чорницевий (*Pinetum melampyroso-myrtillosum*) вологої мезотрофної грабово-дубової соснини чорницевої; П2 – березняк сіруватокуничниковий (*Betuletum calamagrostidosum (canescentis)*) на місці осушеного евтрофного болота; П3 – сосняк нечуйвітрово-куничниковий (*Pinetum hieracioso – calamagrostidosum epigeii*) свіжої мезотрофної соснини вересової на піщаних підвищеннях у долині річки; П4 – лука злакова (*Poa pratensis*, *Elytrigia repens*) на місці осушеного евтрофного болота.

Додатково підібрано дві пробні площі біля с. Затишся (З) [51°34'04"N, 23°52'27"E]: З1 – сосняк чорницевий і З2 – кострицево-біловусова лука.

Пробні площі K1, П1, З1 – це вторинні старі соснові ліси, віком більше 80 років (група – СЛ), K 2-5 та П 2-3 репрезентують основні варіанти спонтанного залісення лучних екосистем за участю сосни (далі сосняки, група ЗС) та берези (березняки, група ЗБ). K6, П 4 і З2 – луки, що використовуються як пасовища і сіножаті (група ЛП).

Збір матеріалу проведено за допомогою ґрунтових пасток (вісім на кожній пробній площі). Як фіксатор використано 4% розчин формальдегіду.

Матеріал налічує 4519 статевозрілих особин. Їх визначення здійснене за допомогою онлайн-визначника павуків Європи (Nentwig et al., 2022), номенклатура таксонів наведена за Каталогом павуків світу (WSC, 2022). У роботі використаний поділ угруповань на класи домінування: 31.7–100% від загальної чисельності особин, що потрапили у пастки в межах однієї екосистеми – еудомінанти; 10.1–31.6% – домінанти; 3.2–10.0% – субдомінанти; 1.1–3.1% – рецеденти; менше, ніж 1.0% – субрециденти (Stöcker, Bergmann, 1977). Оцінка різноманіття угруповань проведена з використанням індексів Шенона (H), Маргалєфа (I_{Mg}), Бергера-Паркера (I_{B-P}), а також видового багатства (S; Magurran, 2004). Динамічна щільність видів перерахована на 100 пасткодів.

Порівняння угруповань павуків різних типів екосистем (ЛП, ЗС, ЗБ, СЛ) на наявність достовірних відмінностей між ними проведено за допомогою дисперсійних аналізів: perMANOVA (one-way permutational multivariate Analysis of Variance; з використанням Bray-Curtis індекса; Anderson, 2001) і ANOVA (one-way Analysis of Variance) з наступним проведенням апостеріорного тесту Тьюкі (Tukey's Honestly Significant Difference test; Quinn, Keough, 2002). Для візуалізації виявлених відмінностей застосовано метод ординації, зокрема неметричного багатовимірного шкалювання, або nMDS (non-metric multidimensional scaling, з використанням Bray-Curtis індекса: на основі значень відносної динамічної щільності видів; Clarke 1993). Також проведено SIMPER тест (analysis of similarity percentages; Clarke 1993), що визначає участь видів (у %) у відмінностях між вибірками, що відповідають певним типам екосистем. Статистичний аналіз виконано за допомогою програми PAST (Hammer et al., 2001).

Результати дослідження та їх обговорення

У досліджених екосистемах виявлено 107 видів павуків, що належать до 18 родин. Найбагатше за кількістю видів представлені Linyphiidae (27 видів; 25,2%), Lycosidae (21; 19,6%) і Gnaphosidae (19; 17,8%; Табл. 1). Лише шість видів *Agroeca brunnea* (Blackwall, 1833), *Pardosa alacris* (C. L. Koch, 1833), *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802), *Trochosa terricola* Thorell, 1856, *Zora spinimana* (Sundevall, 1833) і *Phrurolithus festivus* (C. L. Koch, 1835) траплялися на усіх пробних площах.

Різноманіття павуків, як на рівні видів, так і на рівні родин, було майже у півтора раза більшим у екосистемах, де спостерігається заростання сосни і берези, порівняно з луками, чи старими лісами. Тут виявлено 91 вид, тобто 85% від загальної кількості. Разом із цим, видове багатство павуків (S) і значення індекса видового багатства Маргалєфа є істотно більшими лише для ділянок, що заростають сосною порівняно з відкритими луками (Табл. 2). За індексом Шенона угруповання павуків у жодній з представлених вибірок не відрізнялося.

Таблиця 1

Різноманіття павуків вторинних екосистем ШНПП (ЛП – луки, ЗС – луки, зарослі сосною, ЗБ – луки, зарослі березою, СЛ – старі соснові ліси)

Table 1. Spider diversity of the secondary ecosystems in the Shatsk NNP (ЛП – meadows, ЗС – meadows, overgrown by pine, ЗБ – meadows, overgrown by birch, СЛ – old pine forests)

Родина Family	Кількість видів (% від загальної кількості видів) Number of species (% of the total number of species)	Кількість видів у групах пробних площ Number of species in groups of the study plot			
		ЛП	ЗС	ЗБ	СЛ
Agelenidae	2 (1,9)	0	1	1	0
Clubionidae	2 (1,9)	0	1	1	0
Dictynidae	1 (0,9)	0	1	0	0
Gnaphosidae	19 (17,8)	11	14	11	10
Hahniidae	1 (0,9)	0	1	0	0
Linyphiidae	27 (25,2)	6	8	17	15
Liocranidae	4 (3,7)	2	3	3	2
Lycosidae	21 (19,6)	14	17	10	5
Mimetidae	2 (1,9)	0	1	1	0
Miturgidae	3 (2,8)	2	2	3	2
Philodromidae	2 (1,9)	0	1	1	0
Phrurolithidae	1 (0,9)	1	1	1	1
Pisauridae	1 (0,9)	0	1	1	0
Salticidae	7 (6,5)	2	5	3	2
Segestriidae	1 (0,9)	1	1	0	1
Tetragnathidae	2 (1,9)	0	0	1	1
Theridiidae	4 (3,7)	1	0	2	4
Thomisidae	7 (6,5)	3	4	4	2
Загалом: видів In total: species	107 (100)	43	62	60	45
родин / families	18	10	16	15	11

Таблиця 2

Порівняння середніх значень ідексів різноманіття ($\pm\sigma$; стандартне відхилення) угруповань павуків вторинних екосистем ШНПП: відображення результатів ANOVA тесту (ЛП – луки, ЗС – луки, зарослі сосною, ЗБ – луки, зарослі березою, СЛ – старі соснові ліси; * – різні верхні індекси означають статистичні відмінності)

Table 2. Comparison of mean values ($\pm SD$; standard deviation) of diversity indices of spider communities in secondary ecosystems of the ShNPP: the display of ANOVA results (ЛП – meadows, ЗС – meadows, overgrown by pine, ЗБ – meadows, overgrown by birch, СЛ – old pine forests; * – different superscripts mean statistically different)

Індекс Index	Групи пробних площ The groups of the study plot				p-значення p-value
	ЛП	ЗС	ЗБ	СЛ	
S	33,00 $\pm$ 2,52 ^{ЗС*}	41,00 $\pm$ 0,58 ^{ЛП}	33,67 $\pm$ 1,33	35,67 $\pm$ 1,76	=0,04
H	2,68 $\pm$ 0,12	2,95 $\pm$ 0,12	2,40 $\pm$ 0,08	2,79 $\pm$ 0,16	>0,05

Індекс <i>Index</i>	Групи пробних площ <i>The groups of the study plot</i>				<i>p</i> - значення <i>p-value</i>
	ЛП	ЗС	ЗБ	СЛ	
I_{Mg}	$7,19 \pm 0,58^{3C}$	$9,09 \pm 0,12^{ЛП}$	$7,33 \pm 0,31$	$7,80 \pm 0,42$	$=0,04$
I_{B-P}	$0,17 \pm 0,01^{ЗБ}$	$0,19 \pm 0,03^{ЗБ}$	$0,36 \pm 0,23^{ЛП, ЗС}$	$0,28 \pm 0,03$	$<0,01$

Динамічна щільність павуків була найбільшою у старих соснових лісах ($145,1-169,6$ ос. / 100 пасткодів; рис. 1) і відповідно до ANOVA тесту ($F = 28,38$, $df = 11$, $p = 0,01$) й апостеріорного тесту Тьюкі достовірно різнилася від значень цього показника у інших типах екосистем.

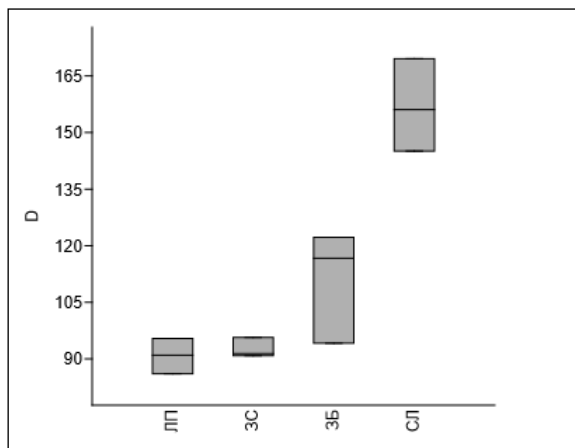


Рис. 1. Діаграма розмаху (Box plot) значень динамічної щільності павуків (D) в угрупованнях різних типів вторинних екосистем (ЛП – луки, ЗС – луки, зарослі сосною, ЗБ – луки, зарослі березою, СЛ – старі соснові ліси).

Fig. 1. Box plots: comparing the relative activity density of species (D) between the communities in different types of secondary ecosystems (ЛП – meadows, ЗС – meadows, overgrown by pine, ЗБ – meadows, overgrown by birch, СЛ – old pine forests).

Домінантний комплекс угруповань павуків вторинних екосистем (еудомінанти, домінанти, субдомінанти) сформований 22 видами павуків, зокрема з родин Gnaphosidae (6 видів), Linyphiidae (2), Lycosidae (10), Miturgidae (2), Phrurolithidae (1) і Thomisidae (1). З-поміж решти видів слід виокремити *Haplodrassus silvestris* і *Abacoproeces saltuum* як субдомінантів усіх досліджених старих соснових лісів і *Zora spinimana* – усіх березняків (табл. 3). Майже на усіх пробних площах доволі активними були *Pardosa lugubris* і *Trochosa terricola*.

Еудомінантний клас, що представлений *Pardosa lugubris*, наявний лише у двох варіантах березняків – злаково-різнотравному (К2) і сірurato-куничниковому (П2). Це відображається на меншій вирівняності угруповань павуків цих екосистем. Зокрема, індекс Бергера-Паркера, значення якого залежать від присутності у вибірці окремих видів із великою відносною чисельністю, підтвердив відмінності у структурі домінування аранеїд березняків порівняно з луками та сосняками (табл. 3).

Таблиця 3

Структура домінування угруповань павуків у вторинних екосистемах ШНПП
(ED – еудомінант, SD – субдомінант, D – домінант, «+» – рецедент, субрецедент;
«–» – вид відсутній; ЛП – луки, ЗС – луки, зарослі сосною, ЗБ – луки, зарослі березою, СЛ – старі соснові ліси

Table 3. Dominance structure of spider communities in secondary ecosystems of the ShNPP
 (ED – eudodominant, SD – subdominant, D – dominants, “+” – recedents, subrecedents;
 “–” – the species is absent; ЛП – meadows, ЗС – meadows, overgrown by pine, ЗБ –
 meadows, overgrown by birch, СЛ – old pine forests

Таксон Taxa	Пробна площа Study plot			
	ЛП	ЗС	ЗБ	СЛ
	К6/П4/32	К4/К5/П3	К2/К3/П2	К1/П1/31
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell)	SD/+/+	+/+/+	+/+/-	-/-/-
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch)	D/SD/SD	+/SD/SD	+/SD/+	-/-/-
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch)	+/+/+	+/SD/SD	-/-/-	+/+/+
<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall)	-/-/-	+/+/+	+/+/+	SD/SD/SD
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch)	+/+/-	+/SD/+	+/-/-	-/-/-
<i>Zelotes subterraneus</i> (C. L. Koch)	-/+SD	+/+SD	SD/SD/+	SD/D/D
<i>Abacoproeces saltuum</i> (L. Koch)	-/-/-	-/-/+	+/+/+	SD/SD/SD
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider)	+/+/+	+/-/+	SD/+D	+/+SD
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck)	+/SD/SD	SD/-SD	-/+/+	-/-/-
<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck)	SD/-/+	-SD/SD	-/-/-	-/-/-
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch)	+/+/+	+D/SD	D/D/SD	D/D/D
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer)	+D/SD	D/SD/SD	ED/D/ED	SD/D/SD
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus)	D/-/+	SD/-/+	-/-/-	-/-/-
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch)	SD/D/+	+SD/+	-/-/+	-/-/-
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck)	SD/SD/SD	+/+SD	-/-/-	-/-/-
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer)	D/D/D	SD/+	-/-/+	-/-/-
<i>Trochosa terricola</i> Thorell	SD/+SD	D/SD/SD	D/D/SD	D/D/SD
<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring)	-/+/+	+/-/+	-SD/SD	-/-/-
<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall)	-/+/-	-/-/+	+/+/+	SD/+SD
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall)	+/+/+	+/+/+	SD/SD/SD	+/+/+
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch)	SD/+SD	SD/+/+	+/+/+	+/+/+
<i>Ozyptila trux</i> (Blackwall)	+/+/+	+/+/+	+/-SD	-/-/-

За складом домінантних видів можна говорити про те, наскільки угруповання є подібними між собою, чи, наскільки вони відрізняються. За допомогою SIMPER тесту встановлено, що перелічені у Табл. 3 таксони забезпечують 76,5% відмінностей між вибірками, що репрезентують аранеоугруповання чотирьох типів екосистем: ЛП, ЗБ, ЗС і СЛ (Додаток: табл.).

Такі евритопні види, як *Pardosa lugubris*, *Pardosa alacris* і *Trochosa terricola* на 49,1% визначають подібність пробних площ у межах старих

соснових лісів (СЛ), на 54,3% – у межах березняків (ЗБ), 34,8% – молодих сосняків (ЗС), 15,3% – лук (ЛП). Це впливає на представленість інших видів. Зокрема, спільним для старих соснових лісів і березняків характерним видом є лише *Zelotes subterraneus*. Тоді як індикаторними видами для лук і екосистем, де спостерігається заростання сосни, є *Trochosa ruricola* і *Drassyllus praeficus*, *Pardosa pullata*, *Phrurolithus festivus* і *Alopecosa pulverulenta* (Додаток: табл.).

Подібність аранеоугруповань лук до молодих сосняків і старих лісів до березняків, а також проміжне положення екосистем, що заростають деревами, між луками та сформованим лісом, демонструє графічний результат неметричного багатовимірного шкалювання (рис. 2; аналіз perMANOVA підтверджує міжгрупову відмінність: $pF = 5,85$, $p = 0.01$). Відповідно до SIMPER тесту середня несхожість (the average dissimilarity) між угрупованнями павуків усіх типів екосистем становила 62,3%, зокрема між ЛП і СЛ – 77,6% (ЛП і ЗС – 50,4%, ЛП і ЗБ – 72,4%; СЛ і ЗБ – 51,7%, СЛ – ЗС – 62,4%; ЗС – ЗБ – 59,4%). Визначальним фактором формування різноманіття безхребетних лучних і лісових екосистем є освітленість. Внаслідок спонтанного залісення постагтарних екосистем у їхніх межах щорічно збільшується площа затінених ділянок. Під наметом дерев і чагарників змінюються мікрокліматичні умови середовища існування багатьох організмів. Зокрема, на видовому складі і структурі угруповань павуків позначаються температура і вологість (Ziesche and Roth, 2008; Gallé et al., 2019). Ще одним чинником, який має значення для поширення аранеїд, є структура підстилки, у тому числі зважаючи на її відмінності під хвойними та листяними деревами (Uetz 1979; Samu et al., 2014). Проведені дослідження показують, що угруповання павуків екосистем, що заростають сосною, є менше подібними до старих соснових лісів, ніж березняки. Причиною цього, очевидно, є особливості розмноження і поновлення сосни та берези як лісотвірних порід. Береза, що є більше вологолюбною, захоплює насамперед узлісся, створюючи вздовж периферії лісу густі затінені зарості. Як свідчать результати SIMPER-тесту, березняки інтенсивно заселяються евритопними видами, що надають перевагу лісовим затіненим екосистемам, такими як *Pardosa lugubris*, *Pardosa alacris*, *Trochosa terricola*, *Zelotes subterraneus*. Характерним видом тут є також *Diplostyla concolor* (Додаток: табл. 1). *Pardosa lugubris* подекуди виступає еудомінантом. Відповідно, формуються угруповання з меншим видовим різноманіттям за індексами, що залежать від структури домінування (див. табл. 2).

Насіння сосни часто проростає посеред лук, на відстані кількох, а то й десятків метрів одне від одного. Ще зо три десятки років такі площі залишаються в міру освітленими та добре прогріваються. Тінь від дерев, розташованих поодинокі чи групами, слугує прихистком і забезпечує кормову базу для багатьох волого- і світлолюбних видів, відтак процес супроводжується збільшенням видового багатства, порівняно з відкритими площами (див. табл. 2). Саме це пояснює подібність аранеоугруповань лучних екосистем і сформованих на їхньому місці незімкнутих сосняків. Структура опаду, очевидно, залишається другим чинником.

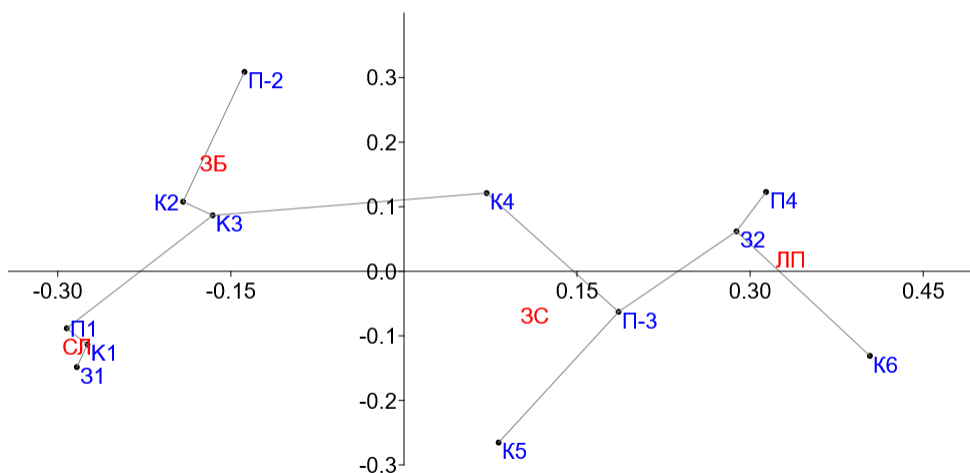


Рис. 2. Неметричне шкалювання (nMDS; Bray-Curtis index, stress = 0.08) для визначення подібності угруповань павуків вторинних екосистем відповідно до видового складу та значень відносної динамічної щільності видів (ЛП – луки, ЗС – луки, зарослі сосною, ЗБ – луки, зарослі березою, СЛ – старі соснові ліси)

Fig. 2. Non-metric multidimensional scaling (nMDS; Bray-Curtis index, stress = 0.08) of the spider communities in secondary ecosystems of the ShNPP based on composition and relative activity density of species (ЛП – meadows, ЗС – meadows, overgrown by pine, ЗБ – meadows, overgrown by birch, СЛ – old pine forests)

У досліджених екосистемах виявлено низку рідкісних і фауністично примітних видів. Зокрема, на відкритих лучних ділянках – це лише *Zelotes longipes* (L. Koch, 1866), тоді як на зарослих сосною площах окрім *Z. longipes* траплялися *Alopecosa farinosa* (Herman, 1879), *Scotina palliardi* (L. Koch, 1881) і *Micaria micans* (Blackwall, 1858). У соснових лісах у пастки потрапили *Haplodrassus soerenseni* (Strand, 1900) і *Centromerus brevipalpus* (Menge, 1866), у березняках – *Zelotes exiguus* (Muller & Schenkel, 1895), *Thanatus sabulosus* (Menge, 1875), *Gongylidiellum murcidum* Simon, 1884, *Bathyphantes setiger* F.O.P.-Cambridge, 1894.

Таким чином, ділянки, що заростають сосною та березою, заселяє низка видів павуків, які не притаманні ані відкритим екосистемам, ані сформованим лісам. Тут існують своєрідні, багатовидові угруповання павуків, для яких характерні рідкісні таксони. Відтак, вторинні луки, у межах яких спостерігається природне поновлення лісу, створюють мозаїчність ландшафту, а відповідно сприятливі умови для безхребетних.

Відкритим наразі залишається питання про оптимальне співвідношення площ вторинних лук і спонтанно залісених територій для підтримання і збереження різноманіття регіону.

Висновки

На досліджених пробних площах у межах чотирьох типів екосистем, зокрема у старих соснових лісах, на луках, а також у сосняках і березняках, сформованих на місці цих лук унаслідок резерватогенних сукцесій, виявлено 107 видів епігеобіонтних павуків, що належать до 18 родин. На ділянках, що заростають сосною і березою зібрано 91 вид (з 18 родин), що становить 85% від загальної кількості.

За результатами ANOVA тесту аранеоугруповання сосняків, порівняно з луками, характеризується більшим видовим багатством (S) і, відповідно, значеннями індекса Маргалефа. Тоді як для березняків характерна наявність еудомінантного класу у структурі домінування, а відповідно менша вирівняність угруповань павуків за індексами Пієлу та Бергера-Паркера. Для лучних екосистем, а також сформованих на їхньому місці сосняків і березняків, значення динамічної щільності павуків є істотно меншими, порівняно із вторинними старими сосновими лісами.

Аналіз perMANOVA підтверджує відмінності між угрупованнями павуків досліджених типів екосистем (з використанням Bray-Curtis індекса, на основі значень відносної динамічної щільності видів). Результати SIMPER тесту і pMDS аналізу вказують на більшу подібність аранеоугруповань молодих сосняків до лук, а також березняків до старовікових соснових лісів, що може бути використано при плануванні активних методів охорони оселищ.

Зважаючи на своєрідність, значне видове багатство та наявність рідкісних видів, залісені сосною та березою лучні екосистеми, що використовувалися в минулому під пасовища чи сіножаті, відіграють важливу роль у підтриманні різноманіття павуків Шацького НПП і мають бути обов'язковим елементом ландшафту цієї заповідної території. Водночас, проміжне положення екосистем, які заростають деревами, між луками та сформованим лісом, що вирисовується у графічному результаті неметричного шкалювання для визначення подібності угруповань павуків, вказує на важливість збереження вторинних лук і недопущення їхнього повного залісення.

Гірна А. Я. Антропогенна динаміка угруповань павуків (*Arachnida, Aranei*) ясеневодубових лісів Верхньодністровської рівнини / Автореф. дис. ... канд. біол. наук (03.00.16. – екологія). – Дніпропетровськ, 2006. – 20 с.

Зузук Ф. В., Залеський І. І., Антипюк О. В. Особливості сучасного та крейдового рельєфу Західного Полісся, прилеглого до Хотиславського кар'єру Білорусі. Розділ 3. Рельєф // Природа Західного Полісся та прилеглих територій: зб. наук. пр. / За ред. Ф. В. Зузук. – Луцьк : Східноєвроп. нац. ун-т ім. Лесі Українки, 2014. – № 11. – С. 52–65.

Особливості формування високопродуктивних сосново-березових деревостанів Західного Полісся / За ред. В. М. Гончар, Л. І. Копій, О. М. Клименко, С. Л. Копій. – Рівне: НУВГП, 2018. – 202 с.

- Раритети біоти Шацького національного природного парку (поширення, оселища, загрози та збереження) / Ред. кол.: П. В. Юрчук, В. І. Матейчик, П. Т. Яценко, І. В. Шидловський, І. М. Горбань, Н. А. Пісулінська.. – Шацьк-Світязь, 2014. – 111 с.**
- Anderson, M. J.** A new method for non-parametric multivariate analysis of variance // *Austral. Ecology*. – 2001. – 26 (1). – P. 32–46. – <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- Augenstein B., Ulrich W., Habel, J. C.** Directional temporal shifts in community structure of butterflies and ground beetles in fragmented oligotrophic grasslands of Central Europe // *Basic Appl. Ecol.* – 2012 – 13. – P. 715–724. – <https://doi.org/10.1016/j.baee.2012.09.004>
- Bengtsson J., Angelstam P., Elmquist T., Emanuelsson U., Forbes C., Ihse M. et al.** Reserves, resilience and dynamic landscapes // *Ambio*. – 2003. – 32. – P. 389–396. – <https://doi.org/10.1579/0044-7447-32.6.389>
- Buchholz S.** Natural peat bog remnants promote distinct spider assemblages and habitat specific traits // *Ecological Indicators*. – 2016 – 60. – P. 774–780. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.025>
- Clarke K. R.** Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure // *Austral. Ecology*. – 1993. – 18. – P. 117–143.
- Denno R. F., Finke D. L., Langellotto G. A.** Direct and indirect effects of vegetation structure and habitat complexity on predator-prey and predator-predator interactions // *Ecology of Predator-Prey Interactions* / P. Barbosa, I. Castellanos (eds). – Oxford: University Press, 2005. – P. 211–239.
- Gallé R., Gallé-Szpisjak N., Torma A.** Habitat structure influences the spider fauna of short-rotation poplar plantations more than forest age // *European Journal of Forest Research*. – 2017. – 136. – P. 51–58. – <https://doi.org/10.1007/s10342-016-1008-1>
- Gallé, R., Gallé-Szpisjak, N., Zsigmond, A. R., Könczey B., Urák I.** Tree species and microhabitat affect forest bog spider fauna // *European Journal of Forest Research* – 2021. – 140. – P. 691–702. – <https://doi.org/10.1007/s10342-021-01359-y>
- Gallé R., Samu F., Zsigmond A.-R., Gallé-Szpisjak N., Urák I.** Even the smallest habitat patch matters: on the fauna of peat bogs // *J Insect Conserv.* – 2019. – 23(4) – P. 699–705. – <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00164-8>.
- Habel J. C., Segerer A. H., Ulrich W., Schmitt T.** Succession Matters: Community Shifts in Moths over Three Decades Increases Multifunctionality in Intermediate Successional Stages // *Scientific Reports*. – 2019. – 9 (1). – P. 5586–5588. – <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41571-w>
- Hammer Ř., Harper D. A. T., Ryan P. D.** Past: Paleontological statistics software for education and data analysis // *Paleontologia Electronica*. – 2001. – 4. – 9 pp. – http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hamřík T., Košulič O.** Spiders from steppe habitats of Pláně Nature Monument (Czech Republic) with suggestions for the local conservation management // *Arachnologische Mitteilungen: Arachnology Letters*. – 2019. – 58(1). – P. 85–96. – <https://doi.org/10.30963/aramit5812>
- Košulič O., Michalko R., Hula V.** Impact of canopy openness on spider communities: implications for conservation management of formerly coppiced oak forests // *PLoS One*. – 2016. – 11:e0148585. – 18 pp. – <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148585>
- Lyons A., Ashton P. A., Powell I. et al.** Habitat associations of epigeal spiders in upland calcareous grassland landscapes: the importance for conservation // *Biodiversity and Conservation*. – 2018. – 27. – P. 1201–1219. – <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1488-4>

- Magurran A. E.** Measuring biological diversity, Blackwell Publishing. – Oxford, UK, 2004. – 256 p.
- Maelfait J. P.** Spiders as bioindicators // Bioindicator systems for soil pollution / N. M. van Straalen, D. M. Krivolutsky (eds). – Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1996. – P. 165–178. – <http://hdl.handle.net/1854/LU-300109>
- Maelfait J. P., Baert L., Bonte D., Bakker D., Gurdebeke S., Hendrickx F.** The use of spiders as indicators of habitat quality and anthropogenic disturbance in Flanders, Belgium // European arachnology / F. Samu, Cs. Szinetár (eds). – Budapest: Plant Protection Institute, 2002. – P. 129–141. – <http://hdl.handle.net/1854/LU-302003>
- Nentwig W., Blick T., Bosmans R., Gloor D., Hänggi A., Kropf C.** 2022. Spiders of Europe. Version (6.2022). – In Internet: <https://www.araneae.nmbe.ch>, accessed on {June 2022}. – <https://doi.org/10.24436/1>
- Nyffeler M., Benz G.** Spiders in natural pest control: A review // J. Appl. Entomol. – 1987. – 103. – P. 321–339. – <https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.1987.tb00992.x>
- Pärtel M., Bruun H. H., Sammul M.** Biodiversity in temperate European grasslands: origin and conservation // Grassland Science in Europe. – 2005. – 10. – P. 1–14. – http://www.planteco.lu.se/people/hhb/Partel_Bruun_Sammul_2005_Grassland_Science_in_Europe_10.pdf
- Quinn G., Keough M.** Experimental Design and Data Analysis for Biologists. – Cambridge: Cambridge University Press, 2002. – <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806384>
- Samu F., Lengyel G., Szita É., Bidló A., Ódor P.** The effect of forest stands characteristics on spider diversity and species composition in deciduous-coniferous mixed forests // The Journal of Arachnology. – 2014. – 42. – P. 135–141. – <https://doi.org/10.1636/CP13-75.1>
- Sánchez-Dávila J., Molina J. A., Cabrero-Sañudo F. J.** Distribution of butterflies (Lepidoptera) in a successional mosaic of Mediterranean mountain habitats // European Journal of Entomology. – 2022. – 119. – P. 159–169. – <https://doi.org/10.14411/eje.2022.018>
- Schwerdt L., de Villalobos A. E., Miles F. P.** Spiders as potential bioindicators of mountain grasslands health: the Argentine tarantula *Grammostola vachoni* (Araneae, Theraphosidae) // Wildlife Research. – 2018. – 45. – P. 64–71. – <https://doi.org/10.1071/WR17071>
- Scott A. G., Oxford G. S., Selden P. A.** Epigeic spiders as ecological indicators of conservation value for peat // Biological Conservation. – 2006. – 127. – P. 420–428. – <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.001>
- Stöcker G., Bergmann A.** Ein Modell der Dominanzstruktur und seine Anwendung. 1. Modellbildung. Modellrealisierung, Dominanzklassen // Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung. – 1977. – 17(1). – P. 1–26.
- Uetz G. W.** The influence of variation in litter habitats on spider communities // Oecologia. 1979. – 40. – P. 29–42. – <https://doi.org/10.1007/BF00388808>
- World Spider Catalog** 2022. World Spider Catalog. Version 23.5. Natural History Museum Bern. – In Internet: <http://wsc.nmbe.ch>, accessed on (Sep. 2022). – <https://doi.org/10.24436/2>
- Ziesche T.M., Roth M.** Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: what makes the difference, tree species or microhabitat? // For Ecol. Manag. – 2008. – 255. – P. 738–752. – <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.060>

SPIDER COMMUNITIES OF SECONDARY ECOSYSTEMS IN THE VOLHYNIAN POLISSIA IN THE ASPECT OF STUDYING SPONTANEOUS AFFORESTATION OF AGRICULTURAL LANDS WITHIN PROTECTED AREAS

The research was conducted in four types of ecosystems in the Shatsk National Nature Park: meadows, areas overgrown with birch and pine at the place of meadows, and old (over 80 years) pine forests close to natural ones. Using pitfall traps, 107 species of spiders belonging to 18 families were found. 91 species from 18 families were caught in the areas overgrown with pine and birch, which is 85 % of all represented species. The result of ANOVA and Tukey's post-hoc test showed that species richness of spiders (S) and values of Margalef index in areas overgrown with pine were higher, compared to meadows, while areas with birch overgrowing, compared to meadows, were characterized by the presence of an eudominant class in the dominance structure, and, accordingly, less evenness of spider communities (according to the Berger-Parker indices). The analysis also shows that spider activity was significantly higher in the old pine forests, compared to other types of ecosystems. The one-way permutational multivariate analysis of variance confirms the differences between the structure of spider communities in the studied types of ecosystems (based on the values of relative activity density of species). The results of the SIMPER test and non-metric multidimensional scaling (nMDS) show the intermediate position of areas overgrown by pine and birch between meadows and old pine forests, with greater similarity of spider communities of pine-covered areas to open patches and birch-covered areas to pine forests. In the overgrown patches of the meadows, some rare species were found, in particular, *Zelotes longipes* (L. Koch, 1866), *Alopecosa farinosa* (Herman, 1879), *Scotina palliardi* (L. Koch, 1881), *Micaria micans* (Blackwall, 1858), *Zelotes exiguus* (Muller et Schenkel, 1895), *Thanatus sabulosus* (Menge, 1875), *Gonyldiellum murcidum* Simon, 1884, and *Bathypantes setiger* F. O. P.-Cambridge, 1894. Considering the originality, species richness, and presence of rare species, meadows overgrown by pine and birch play an important role in maintaining the diversity of the spiders of the Shatsk National Nature Park. In general, the study highlights the importance of preserving secondary meadows and preventing their afforestation.

Key words: Araneae, species diversity, Shatsk National Nature Park, successional overgrowing of meadows, pine forests, birch forests

E-mail: ahirna@i.ua

ORCID: 0000-0002-1073-6789

Додаток. Таблиця.

Результати SIMPER-тесту: види перелічені за їхнім внеском (%) у міжгрупову відмінність: ЛП – луки, ЗС – заростання сосни, ЗБ – заростання берези, СЛ – старі соснові ліси (з сумарний внесок видів – 75%). Жирним виділено характерні (індикаторні) види (більше 3,2% - рівень субдомінанта)

Table. SIMPER-test: species are listed in order of their contribution (%) to dissimilarities among groups: ЛП – meadows, ЗС – meadows, overgrown by pine, ЗБ – meadows, overgrown by birch, СЛ – old pine forests (with the cumulative contribution of species – 75%). Characteristic (indicator) species are highlighted in bold (more than 3.2% - the level of subdominant)

Таксон Taxon	Внесок видів (%) у міжгрупову відмінність Contribution of species (%) to dissimilarities among groups		Внесок видів (%) у внутрішньогрупову подібність Contribution of species (%) to intragroup similarity			
	кожного виду of each species	сумарний cumulative	ЛП	ЗС	ЗБ	СЛ
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	12,79	12,79	6,90	11,50	33,80	8,77

Таксон Taxon	Внесок видів (%) у міжгрупову відмінність Contribution of species (%) to dissimilarities among groups		Внесок видів (%) у внутрішньогрупову подібність Contribution of species (%) to intragroup similarity			
	кожного виду of each species	сумарний cumulative	ЛП	ЗС	ЗБ	СЛ
<i>Pardosa alacris</i> (C. L. Koch, 1833)	11,05	23,84	2,10	13,40	10,90	27,90
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	7,26	31,11	15,50	7,80	0,20	0,00
<i>Zelotes subterraneus</i> (C. L. Koch, 1833)	3,90	35,00	2,20	2,20	5,73	9,00
<i>Drassyllus praeficus</i> (L. Koch, 1866)	3,79	38,79	8,63	4,40	2,47	0,00
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	3,55	42,34	6,00	9,90	9,63	12,40
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	3,25	45,59	7,37	2,17	0,10	0,00
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	3,18	48,77	0,80	0,27	7,20	2,30
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)	3,14	51,91	5,97	4,03	0,00	0,00
<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)	3,12	55,03	0,00	0,40	1,80	7,30
<i>Pardosa palustris</i> (Linnaeus, 1758)	3,10	58,13	6,57	1,63	0,00	0,00
<i>Abacoproeces saltuum</i> (L. Koch, 1872)	2,66	60,79	0,00	0,00	1,40	6,17
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	2,61	63,40	4,30	3,90	0,90	0,00
<i>Alopecosa trabalis</i> (Clerck, 1757)	2,44	65,84	2,53	4,43	0,00	0,00
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	2,10	67,95	1,10	4,80	0,00	1,57
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	1,93	69,88	3,93	3,57	1,33	0,57
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	1,57	71,45	1,53	3,10	0,07	0,00
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	1,43	72,87	1,43	0,90	3,93	1,93
<i>Zora nemoralis</i> (Blackwall, 1861)	1,37	74,24	0,13	0,00	1,47	2,97
<i>Xerolycosa nemoralis</i> (Westring, 1861)	1,32	75,56	0,27	0,63	2,90	0,00

ЮРІЙ КАНАРСЬКИЙ

УГРУПОВАННЯ ЖУКІВ-ТУРУНІВ (COLEOPTERA, CARABIDAE) У ПРИРОДНИХ І ПОХІДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ ЗАХОДУ УКРАЇНИ ПІД ВПЛИВОМ СПОНТАННОГО ТА ШТУЧНОГО ЗАЛІСЕННЯ

Проведено оцінку еколого-біогеографічних аспектів і тенденцій якісних та кількісних змін різноманіття угруповань жуків-турунів (Coleoptera, Carabidae) у природних, похідних і штучно створених екосистемах заходу України, що перебувають під впливом процесів сільватизації. З цією метою проаналізовано результати досліджень угруповань у трьох ландшафтних комплексах північно-західного Поділля (Гологоро-Вороняківське горбогір'я) і Волинського Полісся (Шацьке поозер'я, долина Прип'яті – Стоходу). Загалом розглянуто 34 варіанти угруповань, у яких відзначено 124 види турунів. Проведено аналіз зоогеографічної та екологічної структури, показників видової різноманітності, чисельності та ємності середовища, структури домінування і специфічних особливостей угруповань та їх ландшафтних комплексів. Встановлено, що формальні структурні показники угруповань турунів – видове багатство, чисельність, індекси різноманітності та ємності середовища, загалом не виявляють помітної залежності ні від типу й стану природності екосистеми, ані від характеру чи ступеня заліснення. Тому їх доцільно використовувати лише в контексті аналізу топологічних та едафічних умов оселищ, особливостей видового складу і структури домінування угруповань. Виходячи з цього, показано, що в умовах північно-західного Поділля спонтанне і штучне заліснення лучно-степових екосистем має виразно негативний вплив. Він призводить до експансії лісових та індіферентних мезофілів та витіснення лісових лучно-степових ксерофілів і кальцефілів, які зникають при змиканні деревно-чагарникового ярусу, а також унаслідок зумовленої сільватизацією фрагментації та ізоляції лучно-степових оселищ. Натомість в умовах Волинського Полісся особливості видового складу і структури угруповань турунів визначаються більшою мірою топологічними та едафічними факторами, аніж ступенем заліснення оселища. У межах ландшафтних екосистем відбувається взаємопроникнення екологічних елементів, характерних для лісових, лучних, пустищних і болотних оселищ, і формується достатньо цілісний комплекс угруповань у природних і похідних біогеоценозних екосистемах різних типів. Тому спонтанне і штучне заліснення «відкритих» екосистем тут не справляє однозначного негативного впливу на угруповання, а в багатьох випадках сприяє збільшенню їх видової та структурної різноманітності за рахунок екотонного ефекту.

Ключові слова: Carabidae, екосистеми, оселища, заліснення, північно-західне Поділля, Волинське Полісся.

Жуки-туруни (Carabidae) є однією з найбільших за видовим різноманіттям родин твердокрилих (Coleoptera) і комах загалом, яка налічує понад 28 тис. видів, поширених на всіх континентах крім Антарктиди, у тому числі близько 800 – у фауні України (Пучков, 2012). Більшість палеарктичних видів турунів представлена епігейними екоморфами, які населяють найрізноманітніші типи наземних екосистем і водночас слабо здатні до міграцій. Ця екологічна риса зумовлює значну географічну диференціацію видових ареалів аж до їх ізоляції, з високим рівнем регіонального ендемізму й утворенням великої кількості географічних рас (підвидів) та інших внутрішньовидових форм.

Будучи в основній масі хижакими або міксофагами, туруни лише опосередковано залежать від рослинності, проте виявляють виразну біотопну диференціацію, оскільки ключовими факторами, що детермінують їх поширення, є фізичні умови середовища існування, його локальні геоморфологічні, кліматичні й просторові характеристики, геологічна історія території та, в сучасності, процеси антропогенної трансформації. Все це у поєднанні з високим рівнем таксономічної й фауністичної вивченості робить турунів майже ідеальною модельною групою для зоогеографічних та екологічних, зокрема біоіндикаційних і моніторингових, досліджень. Зокрема, схеми зоогеографічного районування ентомофаун Палеарктики (Емельянов, 1974; Крыжановский, 2002) розроблені значною мірою на основі ареалогічного аналізу турунів.

У такому біоіндикаційному контексті, метою нашої роботи було оцінити еколого-біогеографічні аспекти й тенденції якісних та кількісних змін різноманіття угруповань епігеобіонтного комплексу безхребетних на підставі аналізу угруповань турунів у достатньо широкому спектрі природних, похідних і штучно створених екосистем північно-західного Поділля та Волинського Полісся, що перебувають під впливом процесів сільватизації.

Матеріал і методика досліджень

У статті представлені результати досліджень угруповань турунів, проведених протягом 2017–2021 рр. на трьох дослідних полігонах, які репрезентують ландшафтні комплекси північно-західного Поділля і Волинського Полісся:

I. Лісо-лучно-степовий комплекс північного уступу Подільської височини (Гологоро-Вороняківське горбогірне пасмо), НПП «Північне Поділля».

II. Лісо-лучний комплекс Шацького поозер'я (Волинське Полісся), Шацький НПП.

III. Лісо-лучно-болотний комплекс долини Прип'яті – Стоходу (Волинське Полісся), НПП «Прип'ять-Стохід».

Основним методом дослідження угруповань турунів було закладання стаціонарних серій ґрунтових пасток Барбера (фіксатор – розчин NaCl 10%, оцтова кислота 10%, гліцерин 2%; або – розчин формаліну 4%), які експонувалися протягом вегетаційного сезону.

Еколого-біогеографічна характеристика видів. Зоогеографічні та екологічні характеристики видів отримано на підставі аналізу довідкових джерел щодо фауни й екології турунів Європи і Палеарктики (Burakowsky et al., 1973, 1974; Hurka, 1996; Turin et al., 2003; Löbl I. & D., 2017).

Зоогеографічні комплекси (ЗК) – сукупності видів з ареалами подібної конфігурації у межах певного набору зоогеографічних областей (хоронів), у трактуванні А. Ємельянова (1974) та О. Крижановського (2002):

Hol – голарктичний: ареали охоплюють помірні пояси Євразії і Північної Америки (т.зв. Бореальна надобласть Голарктики);

Pal – палеарктичний: види, широко розповсюджені в помірному поясі Євразії від Атлантичного до Тихого океану;

W-Pal – західно-палеарктичний: ареали більшою чи меншою мірою охоплюють Європейську неморальну, Середземноморську (Гесперійську), Скіфську степову і Сетійську області (т.зв. Древньосередземна надобласть);

Eur-Sib – європейсько-сибірський: Європейсько-Сибірська і Європейська неморальна області (у т.ч. види з бореально-монтанними ареалами (bm));

Eur-Kaz – європейсько-казахстанський: Європейська неморальна та Скіфська степова, південна частина Європейсько-Сибірської області;

Eur – європейський: Європейська неморальна і західна частина Європейсько-Сибірської області;

C-Eur – середньо-європейський: Європейська неморальна область, головним чином Середньоевропейська гірська підобласть (у т.ч. види з монтанними ареалами (m));

E-Eur – східно-європейський: субендеміки Східно-Європейської рівнини, частково Європейсько-Сибірська, Європейська неморальна і Скіфська степова області;

Eur-Cauc – європейсько-кавказький: види, поширені в Європейській неморальній області та західній частині Древньосередземної надобласті;

Eur-Med – європейсько-середземноморський: Європейська неморальна та Гесперійська області;

Pont-Med – середземно-понтійський: східна частина Гесперійської і західна частина Скіфської степової областей.

Екологічні групи (ЕГ) – сукупності видів, виділені на підставі ключових топічних преференцій за факторами типу рослинності («затіннення»), вологості й типу субстрату:

S – сильвіколи, лісові види;

P – пратиколи, лучні або «польові» види;

SP – індиферентні, лісо-лучні види;

H – заплавно-болотні гігрофіли;

T – тирфофіли (види оліготрофного болотно-пустинного комплексу);

m – мезофіли (у тому числі евритопні види);

h – гігрофіли;

x – ксерофіли;

a – псамофіли (ацидо-психрофіли);

c – кальцефіли (ксеро-термофіли);

d – дендробіонти.

Показники структурної організації угруповань. Чисельність видів та угруповань турунів (*N*) оцінювали як відносну динамічну щільність (уловистість), а саме кількість зібраних особин за 100 пастко-діб експозиції (умовних особин, *у.ос.*), що відповідає показнику уловистості в «стандартних» серії та періоді вибірки ґрунтових пасток Барбера (10 пасток на 10 діб експозиції).

Структуру домінування угруповання визначали за категоріями: еудомінанти (більше 10% загальної кількості особин), домінанти (5–10%), субдомінанти (1–5%), рецеденти (0,1–1%), субрецеденти (менше 0,1%; поодинокі особини).

Для формалізованої якісної оцінки угруповань використали індекси різноманітності (Шеннона, H) і ємності середовища (K):

$$H = -\sum p_i \cdot \log p_i$$

$$K = (1 - C) \cdot S \cdot N \cdot (\ln S \cdot \ln N)^{-1}$$

де p_i – частки участі виду в угрупованні, S – кількість видів, N – сумарна чисельність, C – індекс домінування Сімпсона.

Систематика і номенклатура турунів прийняті за «Каталогом твердокрилих Палеарктики» (Löbl I. & D., 2017).

Дослідні ділянки і трансекти.

I. Північно-західне Поділля, Гологоро-Вороняківське горбогірне пасмо (трансекти 1–3).

1. Урочища Макітра і Говди, ок. сс. Гаї-Дітковецькі, Бучина, Бродівський (Золочівський р-н), Львівська обл.

1a. Лучний степ, схил балки під г. Макітра: угруповання мезоксерофітних лучних степів союзу *Cirsio-Brachypodium pinnati* (клас *Festuco-Brometea*) і лісостепових галявин союзу *Geranion sanguinei* (клас *Trifolio-Geranietea*).

1b. Лучний степ, привершинна ділянка г. Макітра: угруповання мезоксерофітних лучних степів союзів *Cirsio-Brachypodium pinnati* і *Festuco-Stipion* (клас *Festuco-Brometea*).

1c. Штучне насадження сосни звичайної, привершинна ділянка г. Макітра; вік 30–40 років, зімкнутість 60–80%; з невеликими галявинами остепнено-лучної (*Trifolium montani*, клас *Molinio-Arrhenatheretea*) та лучно-степової рослинності.

1d. Штучне мішане насадження, привершинна ділянка г. Говди; ялина європейська (*Picea abies*), сосна звичайна (*Pinus sylvestris*), граб звичайний (*Carpinus betulus*), клен польовий (*Acer campestre*); вік 40–50 років, зімкнутість 60–80%.

1e. Лучний степ на мергелевих відслоненнях, ділянка на схилі г. Говди: ксеротермні піонерні та наскельно-степові угруповання *Inuletum ensifoliae* союзу *Cirsio-Brachypodium pinnati* (клас *Festuco-Brometea*).

2. Урочище Підлиська (Біла) гора, ок. с. Підлисса, Золочівський р-н, Львівська обл.

2a. Лучний степ: угруповання мезоксерофітних лучних степів союзу *Cirsio-Brachypodium pinnati* з фрагментами лісостепових галявин союзу *Geranion sanguinei*.

2b. Лучний степ із заростанням деревами і чагарниками: угруповання лучних степів союзу *Cirsio-Brachypodium pinnati* та остепнених лук союзу *Trifolium montani* (клас *Molinio-Arrhenatheretea*) із участю характерних видів рудеральних угруповань союзу *Onopordion acanthii* (клас *Artemisietea vulgaris*). Спонтанне заростання деревами сосни та чагарниками зімкнутістю до 10–20%.

2c. Штучне насадження сосни звичайної (*Pinus sylvestris*), вік близько 60 років, зімкнутість 80%.

3. Урочище Лиса гора, ок. с. Вільшаниця, Золочівський р-н, Львівська обл.

3а. Лучний степ на схилі: угруповання мезоксерофітних лучних степів союзу *Cirsio-Brachypodion pinnati* (клас *Festuco-Brometea*).

3б. Волога мезотрофна грабова бучина яглицево-барвінкова, вік близько 80 років, зімкнутість 80–100%.

3с. Мішане лісове насадження на плато, за участю граба звичайного (*Carpinus betulus*), клена польового (*Acer campestre*), сосни звичайної (*Pinus sylvestris*), ліщини (*Corylus avellana*) тощо; вік близько 40 років, зімкнутість 100%. Пізня сукцесійна стадія спонтанної сільватизації.

3д. Штучне насадження сосни звичайної (*Pinus sylvestris*) на плато, вік 40–60 років, зімкнутість 80–100%.

3е. Штучне насадження сосни звичайної (*Pinus sylvestris*) на схилі, вік 40–60 років, зімкнутість 60–80%.

3ф. Ксеромезофітна остепнена лука на терасі: фрагменти угруповань союзів *Arrhenatherion*, *Trifolion montani* (клас *Molinio-Arrhenatheretea*); давні протирозійні смуги чагарників, ініціальне спонтанне заростання сосною.

II. Волинське Полісся, Шацьке поозер'я (трансекти 4–5).

4. Урочище Колеса, ок. с. Залісся, Шацький (Ковельський) р-н, Волинська обл. Похідні екосистеми вологої мезотрофної дубової соснини чорницевої.

4а. Сосняк чорницевий, вік 60–80 років, зімкнутість 80–100%.

4б. Березняк злаково-різнотравний, вік 20 років, зімкнутість 100%.

4с. Березняк чорницево-вересовий, вік 40–60 років, зімкнутість 60%.

4д. Сосняк біловусово-вересовий (незімкнуті культури); вік близько 20 років, зімкнутість 10%: пустищно-лучні угруповання *Calluno-Nardetum* (союз *Violion caninae*, клас *Nardo-Callunetea*).

4е. Вересовище зі спонтанним заростанням сосною та березою, зімкнутість 10–20%: пустищно-лучні угруповання *Calluno-Nardetum*.

4ф. Пустищна лука нечуйвітрово-кострицево-біловусова: угруповання союзу *Nardo-Agrostion* (клас *Nardo-Callunetea*).

5. Долина р. Прип'ять, ок. с. Голядин, Шацький (Ковельський) р-н, Волинська обл.

5а. Дубовий сосняк перестрічево-чорницевий вологої мезотрофної грабово-дубової соснини чорницевої; вік 60–80 років, зімкнутість 80–100%.

5б. Сирий березняк сірувато-куничниковий на місці осушеного евтрофного болота; вік близько 20 років, зімкнутість 80–100%.

5с. Волога заплавна лука на місці осушеного евтрофного болота: аплавно-лучні угруповання союзу *Festucion pratensis* (клас *Molinio-Arrhenatheretea*).

III. Волинське Полісся, долина Прип'яті – Стоходу (трансекти 6–7).

6. Околиці сс. Дольськ, Люб'язь, Селісок, Любешівський (Камінь-Каширський) р-н, Волинська обл.

6а. Волога евтрофна мішана вільхово-липово-грабова діброва маренкова; вік 80–100 років, зімкнутість 80–100%; околиці с. Дольськ, Сваловичівське лісництво, кв. 24, вид. 19.

6b. Свіжа мезотрофна соснова судіброва конвалієво-чорницева; вік 60–80 років, зімкнутість 60–80%; ок. с. Дольськ, Сваловичівське л-во, кв. 29, вид. 11.

6с. Вологий оліготрофний сосняк багново-чорницевий; вік 60–80 років, зімкнутість 80%; ок. с. Селісок, Дольське л-во, кв. 53, вид. 4.

6d. Вологий мезотрофний сосняк чорницево-зеленомоховий (штучні насадження); вік 40–60 років, зімкнутість 80%; ок. с. Люб'язь, ур. Хочут, Люб'язьке л-во, кв. 22, вид. 16.

6е. Вересовище з підростом берези і осики (зімкнутість 5–10%), надзаплавна тераса р. Прип'ять, ок. с. Люб'язь, ур. Святцова: угруповання *Calluno-Nardetum* (союз *Violion caninae*, клас *Nardo-Callunetea*).

7. Околиці сс. Заріка, Люб'язь, Пожіг, Сваловичі, Селісок, Шлапань, Любешівський (Камінь-Каширський) р-н, Волинська обл.

7a. Волога мезотрофна грабово-соснова судіброва; вік 90 років, зімкнутість 80–100%; ок. с. Селісок, Дольське л-во, кв. 54, вид. 32.

7b. Сухий оліготрофний сосняк лишайниково-зеленомоховий; вік 40–60 років, зімкнутість 60–80%; ур. Запруда, ок. с. Шлапань.

7с. Псамофітне пустище із заростанням сосною (вік 10–20 років, зімкнутість 5–10%): угруповання союзу *Corynephorion canescentis* (клас *Koelerio-Corynephoretea*); ур. Дрогopilля, ок. с. Сваловичі.

7d. Волога заплавна лука: угруповання союзу *Deschampsion caespitosae, Molinion caeruleae* (клас *Molinio-Arrhenatheretea*); ур. Крушники, ок. с. Люб'язь, правий берег р. Прип'ять.

7е. Карбонатна болотиста лука: угруповання союзу *Caricion davallianae* (клас *Scheuchzerio-Caricetea nigrae*); ур. Пожизький Груд, ок. с. Пожіг.

7f. Оліго-мезотрофне пухівково-сфагнове болото: угруповання класу *Oxycocco-Sphagnetes*; ур. Мох, ок. с. Заріка.

Синтаксони рослинних угруповань визначені й наведені за довідковими джерелами (Matuszkiewicz, 2007; Соломаха, 2008).

Результати досліджень та їх обговорення

Дослідний полігон північно-західного Поділля (І) репрезентує реліктові лучно-степові ділянки північного уступу Подільської височини (Гологоро-Вороняківське горбогір'я), які підлягають частковому штучному залісенню і пов'язані з цим спонтанній сільватизації за участю сосни звичайної та чагарників – здебільшого глоду (*Crataegus sp.*), терену (*Prunus spinosa*), шипшини (*Rosa sp.*), калини (*Viburnum opulus*), бузини чорної (*Sambucus nigra*), ліщини (*Corylus avellana*), тощо. Цей процес вірогідно був ініційований штучними насадженнями сосни звичайної та чорної (*Pinus sylvestris*, *P. nigra v. austriaca*) у 1960–1980 рр., що супроводжувалося насадженнями протиерозійних чагарникових смуг на штучно створених терасах. Відміна сінокісного і пасовищного навантаження, яка відбулася орієнтовно 20–30 років тому, призвела до прогресивного поширення самосіву сосни та експансії чагарників і дерев на лучно-степові ділянки. Природні ліси тут представлені здебільшого грабовими

бучинами. Тим часом лучно-степові угруповання північно-західного Поділля мають особливу природоохоронну цінність, оскільки вважаються залишками плейстоценових степів, і є унікальними оселищами багатьох рідкісних, ендемічних і реліктових видів рослин та безхребетних тварин.

Дослідний полігон Шацького поозер'я (II) репрезентує похідні екосистеми вологих та свіжих мезотрофних соснових суборів і судібров та евтрофних боліт на плакорі (трансекта 4) і в долині р. Прип'яті (трансекта 5). Характерними варіантами похідних екосистем є заплавні й пустищні луки, вересовища на різних стадіях спонтанного залісення, а також березняки – у пізніх сукцесійних стадіях. Уся територія зазнала відчутного впливу осушувальної меліорації в минулому.

Дослідний полігон долини Прип'яті – Стоходу (III) характеризується значно більшим біотопним різноманіттям і відносно слабким впливом осушення. Представлені природні й штучні лісові насадження у спектрі від сухих до вологих дібров, судібров і борів, евтрофні та оліго-мезотрофні болота, псамофітні пустища, вересовища і луки різних типів. Поділ на трансекти 6–7 умовний і відображає черговість закладання дослідних ділянок у 2017 (6) і 2019 рр. (7).

Загалом було досліджено 34 варіанти угруповань, у яких відзначено 124 види турунів. При цьому видовий склад угруповань турунів на дослідних полігонах I–III значно відрізняється за структурою зоогеографічних та екологічних елементів (Табл. 1).

Таблиця 1

Зоогеографічна та екологічна структура видового складу угруповань турунів дослідних полігонів

Table 1. Zoogeographical and ecological structure of the Carabidae communities in the investigated areas

Зоогеографічний комплекс (ЗК) Екологічна група (ЕГ) <i>Zoogeographical complex (ZC)</i> <i>Ecological group (EG)</i>	Дослідні полігони <i>Investigated areas</i>					
	I		II		III	
	S*	%	S	%	S	%
Зоогеографічний комплекс						
Голарктичний (Hol)	3	4,5	5	8,8	4	5,5
Палеарктичний (Pal)	7	10,4	9	15,8	11	15,1
Західно-Палеарктичний (W-Pal)	10	14,9	5	8,8	11	15,1
Європейсько-Сибірський (Eur-Sib)	21	31,3	28	49,1	32	43,8
Європейсько-Казахстанський (Eur-Kaz)	2	3,0	–	–	3	4,1
Європейський (Eur)	8	11,9	6	10,5	5	6,8
Середньо-Європейський (C-Eur (m)	4(2)	6,0	–	–	–	–
Східно-Європейський (E-Eur)	2	3,0	1	1,8	1	1,4
Європейсько-Кавказький (Eur-Cauc)	5	7,5	1	1,8	4	5,5
Європейсько-Середземний (Eur-Med)	4	6,0	1	1,8	1	1,4
Середземно-Понтійський (Pont-Med)	1	1,5	1	1,8	1	1,4
Екологічна група						
Лісові мезофіли (Sm)	12	17,9	5	8,8	4	5,5
Лісові гігрофіли (Sh)	1	1,5	2	3,5	2	2,7

Зоогеографічний комплекс (ЗК) Екологічна група (ЕГ) <i>Zoogeographical complex (ZC)</i> <i>Ecological group (EG)</i>	Дослідні полігони <i>Investigated areas</i>					
	I		II		III	
	S*	%	S	%	S	%
Лісові дендробіонти (Sd)	1	1,5	—	—	—	—
Сильвіколи (S)	14	20,9	7	10,4	6	8,2
Лісо-лучні мезофіли (SPm)	14	20,9	9	15,8	6	8,2
Лісо-лучні гігрофіли (SPh)	5	7,5	12	21,1	11	15,1
Лісо-лучні (лісостепові) ксерофіли (SPx)	4	6,0	2	3,5	4	5,5
Лісо-лучні (лісостепові) кальцефіли (SPc)	1	1,5	—	—	—	—
Індиферентні лісо-лучні (SP)	24	35,8	23	40,4	21	28,8
Лучні мезофіли (Pm)	7	10,4	8	14,0	9	12,3
Лучні гігрофіли (Ph)	1	1,5	—	—	2	2,7
Лучні (лучно-степові) ксерофіли (Px)	17	25,4	4	7,0	9	12,3
Лучні (лучно-степові) кальцефіли (Pc)	4	6,0	—	—	—	—
Лучні псамофіли (Pa)	—	—	3	5,3	5	6,8
Пратиколи (P)	29	43,3	15	26,3	25	34,3
Запlavно-болотні гігрофіли (H)	—	—	10	17,5	17	23,3
Тирфофіли (T)	—	—	2	3,5	4	5,5
– мезофіли (m)	33	49,3	22	38,6	19	26,0
– гігрофіли (h)	7	10,4	14	24,6	17	23,3
– ксерофіли (x)	21	31,3	6	10,5	13	17,8
– кальцефіли (c)	5	7,5	—	—	—	—
– псамофіли (a)	—	—	5	8,8	6	8,2
Разом	67	100	57	100	73	100

* S – кількість видів / * S – number of species

В угрупованнях північно-західного Поділля більше видів європейського і присутні види середньо-європейського комплексу (причому деякі з монтанними ареалами), на відміну від Полісся, де середньо-європейські види відсутні. Також тут добре представлені види древньо-середземних комплексів (Eur-Sauc, Eur-Med), яких набагато менше на Поліссі. Аналогічно в екологічній структурі видового складу на Поділлі більше сильвіколів, мезофілів і ксерофілів, проте відсутні псамофіли, тирфофіли і запlavно-болотні гігрофіли. Натомість присутні кальцефіли, яких немає на Волинському Поліссі. Загалом 39 видів із 67, виявлених на цьому полігоні, не траплялися на полігонах Волинського Полісся. Фоновим видом (понад 10% у загальному населенні) тут був європейський лісовий мезофіл *Abax parallelepipedus* (47,5%), звичайними (5–10%, 1–5% із константністю >25%, <1% із константністю >50%) – лісові та індиферентні мезофіли *Carabus arvensis*, *C. cancellatus*, *C. convexus*, *C. coriaceus*, *C. glabratus*, *C. violaceus*, *Pterostichus melanarius*, *P. oblongopunctatus*, *Abax parallelus*, мезофільний пратикол *Harpalus rufipes* і ксерофільні пратиколи: *Calathus fuscipes*, *Panagaeus bipustulatus*, *Brachinus crepitans*. Інші характерні лісо- та лучно-степові види: *Notiophilus laticollis*, *Carabus estreicheri*, *C. excellens*, *Pterostichus melas*, *Dolichus halensis*, *Platyderus rufus*, *Harpalus caspius*, *H. luteicornis*, *H. signaticornis*, *H. tenebrosus*, *Ophonus azureus*,

O. puncticeps, *O. puncticollis*, *O. stictus*, *Licinus cassideus*, *L. depressus*, *Microlestes maurus*, *Cymindis angularis*, *C. humeralis* – були локальними та рідкісними. Крім того, на дослідних ділянках не були виявлені такі характерні «подільські» лучно-степові види турунів, як *Carabus besseri*, *C. scabriusculus*, *Poecilus koyi*, *Callistus lunatus*, *Ophonus cordatus*, *O. rupicola*, *Harpalus anxius*, *H. smaragdinus*, *Syntomus foveatus*, які, проте, відзначені в інших локаціях Голгоро-Вороняківського горбогір'я.

Порівняно з Поділлям, на Поліссі більші частки голарктичних, палеарктичних і європейсько-сибірських видів, значно більше гігрофілів, добре представлені заплавно-болотні гігрофіли, тирфофіли і псамофіли. Загалом на двох полігонах Волинського Полісся відзначено 85 видів турунів – з понад 150 відомих для цього регіону загалом (Різун, 2009; Різун, Чумак, 2010). Лише 28 видів були спільними для Волинського Полісся і північно-західного Поділля, а 45 – спільними для Шацького поозер'я та долини Прип'яті – Стоходу. Тобто, коефіцієнт фауністичної подібності (Жаккара) угруповань подільського і поліських полігонів становить лише 0,23, а між двома полігонами Волинського Полісся – 0,53.

Фоновими видами у Шацькому поозер'ї були палеарктичний лісо-лучний гігрофіл *Amara communis* (19,5%), палеарктичний мезофільний пратикол *Poecilus versicolor* (15,9%), а також європейсько-середземноморський ксерофільний пратикол *Calathus fuscipes* (11,2%). Звичайними видами були індиферентні мезофіли й гігрофіли: *Leistus ferrugineus*, *Notiophilus palustris*, *Carabus violaceus*, *Pterostichus anthracinus*, *P. niger*, *Harpalus latus*; мезофільні й гігрофільні сільвіколи *Cychrus caraboides*, *Pterostichus oblongopunctatus*; мезофільні пратиколі *Amara similata*, *Harpalus rufipes*; заплавно-болотний гігрофіл *Oxytelus obscurus*. Серед раритетних видів відзначимо дуже рідкісного і зникаючого стенотопного тирфо-псамофіла *Carabus nitens*, для якого дотепер у Шацькому поозер'ї була відома єдина сучасна знахідка (ок. с. Піща: Kirichenko, Kravchenko, 2007).

Фоновими видами у долині Прип'яті – Стоходу були палеарктичний мезофільний пратикол *Poecilus versicolor* (11,3%) та європейсько-сибірський індиферентний мезофіл *Pterostichus melanarius* (10,5%); звичайними – індиферентні мезофіли й гігрофіли *Carabus arvensis*, *C. granulatus*, *C. violaceus*, *Pterostichus niger*, *P. vernalis*, *Amara communis*, *Harpalus latus*; мезофільні й гігрофільні сільвіколи *Carabus hortensis*, *Pterostichus oblongopunctatus*; заплавно-болотні гігрофіли *Pterostichus diligens*, *P. gracilis*, *P. minor*, *P. nigrita*, *Agonum afrum*, *A. hypocrita*, *Oxytelus obscurus*. Серед звичайних видів тут значно ширше представлені гігрофіли, порівняно з Шацьким поозер'ям. Серед рідкісних видів слід відзначити стенотопного гігро-тирфофіла *Carabus menetriesi*. Інший рідкісний заплавно-болотний гігрофіл *Carabus clatratus* спорадично траплявся на маршрутах, але не був виявлений у досліджених угрупованнях.

Відмінності між видовим складом угруповань турунів дослідних полігонів Волинського Полісся (II–III) зумовлені насамперед вищою оселищною

різноманітністю дослідних ділянок долини Прип'яті – Стоходу порівняно з Шацьким поозер'ям, а між подільським і поліськими полігонами – відображають геоморфологічні, геоботанічні і природно-зональні особливості лісостепової височини північно-західного Поділля та мішано-лісової низовини Волинського Полісся.

Формальні структурні показники угруповань (видове багатство, чисельність, індекси різноманітності та ємності середовища) не виявляють помітної залежності ні від типу й стану природності екосистеми, ані від характеру чи ступеня заліснення (Табл. 2).

Таблиця 2

Структурні показники угруповань турунів
Table 2. *Structural indexes of the Carabidae communities*

№ N	Дослідний полігон, ділянка <i>Investigated area, location</i>	Показник* <i>Indicator*</i>			
		S	N	H	K
I	Північно-західне Поділля				
1a	Лучний степ (схил балки)	22	15,3	2,34	23,3
1b	Лучний степ (привершинна ділянка)	19	12,0	3,69	28,1
1c	Штучне насадження сосни	17	35,2	1,74	27,2
1d	Штучне мішане насадження	19	18,4	3,20	34,0
1e	Ксеротермні відслонення	13	8,8	3,45	18,3
2a	Лучний степ	8	4,8	2,88	10,0
2b	Лучний степ із заростанням	12	3,2	2,31	11,8
2c	Штучне насадження сосни	8	13,5	2,47	15,6
3a	Лучний степ	14	19,3	2,52	27,0
3b	Волога грабова бучина яглицево-барвінкова	12	51,5	2,70	48,2
3c	Мішаний ліс на плато	16	223,6	1,95	137,5
3d	Штучне насадження сосни на плато	17	75,9	1,83	49,4
3e	Штучне насадження сосни на схилі	8	18,7	1,42	10,6
3f	Остепнена ксеромезофітна лука на терасі	6	2,7	1,67	7,4
II	Волинське Полісся, Шацьке поозер'я				
4a	Вологий сосняк чорницевий	12	40,2	2,52	40,8
4b	Березняк злаково-різнотравний	22	58,6	3,60	91,0
4c	Березняк чорницево-вересовий	19	134,8	2,62	133,9
4d	Сосняк біловусово-вересовий (незімкнуті культури)	10	9,6	2,97	15,6
4e	Вересовище із заростанням	22	54,6	2,37	57,6
4f	Пустинна лука	18	52,3	2,62	55,9
5a	Вологий дубовий сосняк перехрестичево-чорницевий	21	139,7	2,83	149,6
5b	Сирий березняк сірувато-куничниковий	22	46,1	3,73	76,8
5c	Волога заплавна лука	17	49,0	2,87	57,5

№ N	Дослідний полігон, ділянка <i>Investigated area, location</i>	Показник* <i>Indicator*</i>			
		S	N	H	K
III	Волинське Полісся, долина Прип'яті–Стоходу				
6a	Волога вільхово-липово-грабова діброва маренкова	26	137,1	3,04	188,3
6b	Свіжа соснова судіброва конвалієво-чорницева	13	31,3	2,35	32,8
6c	Вологий сосняк багново-чорницевий	17	13,6	2,83	26,5
6d	Вологий сосняк чорницево-зеленомоховий	24	46,9	2,94	73,2
6e	Вересовище із заростанням	21	21,9	2,39	33,6
7a	Волога грабово-соснова судіброва	22	35,3	3,40	61,0
7b	Сухий сосняк лишайниково-зеленомоховий	13	1,7	3,31	14,3
7c	Псамофітне пустище із заростанням	21	31,0	2,25	37,7
7d	Волога заплавна лука	20	25,1	2,00	27,1
7e	Карбонатна болотиста лука	35	59,8	3,41	119,3
7f	Пухівково-сфагнове болото	11	20,0	1,91	18,4

* S – кількість видів, N – відносна чисельність, H – індекс Шеннона, K – індекс ємності середовища (див. Матеріал і методику) / * S – number of species, N – relative abundance, H – Shannon index, K – environmental capacity index (see Materials and methods)

Далі детальніше проаналізуємо особливості видового складу і структури домінування окремих угруповань і дослідних трансект (Табл. 3–7).

На дослідному полігоні **північно-західного Поділля (I)** трансекти 1–2 (ур. Макітра, Говди, Підлиська гора) розташовані у Вороняківському горбогір'ї, що належить до Західно-Подільської височинної області, а трансекта 3 (ур. Лиса гора) – у Гологірському горбогір'ї, що належить до Розтоцько-Опільської горбогірної області, Західно-Українська лісостепова фізико-географічна провінція (Географічна енциклопедія..., 1993). Це зумовлює певну фауністичну специфіку угруповань турунів на вказаних трансектах.

На трансектах 1-2 відзначено разом 52 види турунів (див. Табл. 3).

Трансекта 1 репрезентує острівний горбогірний масив на північно-східній периферії Вороняків, з висотою до 344 м (г. Макітра) – урочища Макітра, Говди, Цимбал і прилеглі пагорби, які в давній літературі називали «Гірки Дранча». Як видно з топографічних карт періоду 1924-39 рр., весь цей масив з 6-ма вершинами був безлісним, і лише на його південному сході (східніше с. Бучина) були 2 невеликі (по 30-80 га) виділи широколистяного лісу. Сьогодні природна лучно-степова рослинність збереглася лише на горі Цимбал (у найбільш ксеротермних варіантах), і на площі близько 10 га – біля вершини та в балці на горі Макітра (мезоксерофітний лучний степ). Решту займають культури сосни (місцями – зі смерекою та іншими породами) різного віку, а в західній частині ур. Макітра на плато – рудеральні похідні остепнено-лучні угруповання на місці колишньої оранки.

Видовий склад і структура домінування угруповань турунів: трансекти 1–2 (Вороняки)
Table 3. Species composition and dominance structure of the Carabidae communities: Transect 1–2 (Voroniyky uplands)

Вид Species	ЗК ZC	ЕГ EG	Частки в угруппованнях, % Share in the communities, %							
			1a	1b	1c	1d	1e	2a	2b	2c
<i>Leistus ferrugineus</i>	Eur	SPm	3,3	8,2	4,1	1,2				
<i>Leistus rufomarginatus</i>	Eur-Cauc	Sm			0,3	32,1				
<i>Notiophilus laticollis</i>	Pont-Med	Pc	1,0							
<i>Notiophilus palustris</i>	Eur-Sib	SPm			1,0					
<i>Carabus arvensis</i>	Pal	SPm			0,3					
<i>Carabus convexus</i>	Eur-Sib	SPm	0,7			3,6	5,0	8,7		10,0
<i>Carabus coriaceus</i>	Eur	Sm	0,3		6,4	18,5		8,7	3,2	6,0
<i>Carabus estreicheri</i>	E-Eur	SPx	1,3	0,9						
<i>Carabus excellens</i>	E-Eur	SPx								0,7
<i>Carabus glabratus</i>	Eur-Sib	Sm							29,0	36,0
<i>Carabus hortensis</i>	Eur	Sm				1,8				2,0
<i>Carabus violaceus</i>	Eur	SPm	2,6	4,5	1,7	5,4	12,5	26,1		
<i>Trechus quadristriatus</i>	W-Pal	SPm			1,7	7,7				
<i>Bembidion quadrimaculatum</i>	Hol	Pm					2,5			
<i>Poecilus cupreus</i>	Eur-Sib	Pm					2,5			
<i>Pterostichus melanarius</i>	Eur-Sib	SPm		0,9						13,3
<i>Pterostichus melas</i>	Eur-Med	SPm		0,9	0,3					
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	Eur-Sib	Sm				0,6				
<i>Pterostichus vernalis</i>	Eur-Sib	SPh			0,3					
<i>Abax parallelepipedus</i>	Eur	Sm				11,3			6,5	10,7
<i>Abax parallelus</i>	C-Eur	Sm				0,6				21,3
<i>Calathus erratus</i>	Eur-Sib	SPx	0,3							
<i>Calathus fuscipes</i>	Eur-Med	Px	3,6	8,2	0,3	2,4	5,0	13,0		
<i>Dolichus halensis</i>	Pal	Px	0,3							
<i>Agonum gracilipes</i>	Pal	SPm			2,0	0,6				

Вид Species	ЗК ZC	ЕГ EG	Частки в уgrупованнях, % Share in the communities, %								
			1a	1b	1c	1d	1e	2a	2b	2c	
<i>Platyderus rufus</i>	C-Eur (m)	SPc		0,9							
<i>Amara aulica</i>	W-Pal	Pm		0,9							
<i>Amara communis</i>	Pal	SPh		11,8							
<i>Amara convexior</i>	Eur-Sib	SPm	2,0		0,7	0,6		8,7	3,2		
<i>Amara equestris</i>	Eur-Sib	Px							3,2		
<i>Amara eurynota</i>	Eur-Sib	Px	0,3								
<i>Amara similata</i>	Pal	Pm						8,7	6,5		
<i>Harpalus caspius</i>	Eur-Cauc	Pc	3,0	2,7	0,3			13,0			
<i>Harpalus latus</i>	Eur-Sib	SPm									
<i>Harpalus luteicornis</i>	Eur-Cauc	Pm				0,6			9,7		
<i>Harpalus rubripes</i>	Pal	Px	0,7								
<i>Harpalus rufipes</i>	W-Pal	Pm	4,0	10,9	2,7	3,6	2,5		3,2		
<i>Harpalus signaticornis</i>	W-Pal	Px							3,2		
<i>Harpalus tenebrosus</i>	W-Pal	Pc		0,9							
<i>Ophonus azureus</i>	Eur-Med	Px		2,7							
<i>Ophonus puncticeps</i>	Eur-Med	Px	0,7	4,5							
<i>Ophonus puncticollis</i>	W-Pal	Pc	6,0	17,3			5,0				
<i>Ophonus stictus</i>	Eur-Kaz	Px	3,6	1,8							
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	Eur-Cauc	Px			4,4	3,6	15,0		25,8		
<i>Licinus cassideus</i>	Eur-Cauc	Px	0,3								
<i>Licinus depressus</i>	Eur-Sib	Px					5,0	13,0	3,2		
<i>Badister bullatus</i>	Eur-Sib	SPm	0,3		0,3	0,6	7,5				
<i>Syntomus truncatellus</i>	Eur-Sib	Px				1,2	12,5		3,2		
<i>Microlestes maurus</i>	W-Pal	SPx					15,0				
<i>Cymindis angularis</i>	Eur-Kaz	Px	0,3	3,6							
<i>Cymindis humeralis</i>	Eur	Px	1,7	5,5							
<i>Brachinus crepitans</i>	W-Pal	Px	63,6	12,7	73,0	4,2	10,0				
Разом	52		100	100	100	100	100	100	100	100	

Видовий склад і структура домінування угруповань турунів: трансекти 3 (Гологори)

Table 4. Species composition and dominance structure of the Carabidae communities: Transect 3 (Hologory uplands)

Вид Species	ЗК ZC	ЕГ EG	Частки в угрупованнях, % Share in the communities, %					
			3a	3b	3c	3d	3e	3f
<i>Notiophilus biguttatus</i>	Eur-Sib	Sm				1,1		
<i>Calosoma inquisitor</i>	Pal	Sd		0,7	0,1			
<i>Carabus arvensis</i>	Pal	SPm		10,1	0,7	1,4		
<i>Carabus cancellatus</i>	Eur-Sib	SPm	32,9		6,1	0,4	5,8	5,6
<i>Carabus convexus</i>	Eur-Sib	SPm	0,6			0,7		
<i>Carabus coriaceus</i>	Eur	Sm	0,3	5,0	0,6	1,8	1,7	33,3
<i>Carabus excellens</i>	E-Eur	SPx	4,7			0,7		
<i>Carabus glabratus</i>	Eur-Sib	Sm		10,8	3,7	4,6	10,8	
<i>Carabus linnei</i>	C-Eur (m)	Sh		7,9	0,2	2,5		
<i>Carabus nemoralis</i>	Eur	Sm			2,4	0,7	0,8	
<i>Loricera pilicornis</i>	Hol	SPm				0,7		
<i>Asaphidion flavipes</i>	W-Pal	Ph	0,3					
<i>Poecilus cupreus</i>	Eur-Sib	Pm	22,9					16,7
<i>Poecilus lepidus</i>	Eur-Sib	Px	14,7					
<i>Pterostichus aethiops</i>	Eur	Sm			0,1			
<i>Pterostichus anthracinus</i>	Eur-Sib	SPh			1,1	1,1		
<i>Pterostichus melanarius</i>	Eur-Sib	SPm		0,7	5,1		3,3	
<i>Pterostichus melas</i>	Eur-Med	SPm	0,6					
<i>Pterostichus niger</i>	Eur-Sib	SPh		1,4	0,2		0,8	
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	Eur-Sib	Sm		9,4	1,1	2,1		
<i>Abax parallelepipedus</i>	Eur	Sm	18,2	43,9	62,5	72,2	74,2	22,2
<i>Abax parallelus</i>	C-Eur	Sm		4,3	15,6	6,8	2,5	
<i>Molops piceus</i>	C-Eur	Sm			0,4			
<i>Amara communis</i>	Pal	SPh	1,9					

Вид Species	ЗК ZC	ЕГ EG	Частки в угрупованнях, % Share in the communities, %					
			3a	3b	3c	3d	3e	3f
<i>Amara convexior</i>	Eur-Sib	SPm	0,3					
<i>Amara similata</i>	Pal	Pm	1,3					16,7
<i>Anisodactylus nemorivagus</i>	W-Pal	Pm	0,9					
<i>Harpalus laevipes</i>	Hol	Sm	0,3	4,3		1,4		
<i>Harpalus latus</i>	Eur-Sib	SPm				1,1		
<i>Harpalus progrediens</i>	Eur-Sib	SPh		1,4				
<i>Harpalus rubripes</i>	Pal	Px			0,2	0,7		
<i>Panagaeus bipustulatus</i>	Eur-Cauc	Px						5,6
Разом	32		100	100	100	100	100	100

Таблиця 5

Видовий склад і структура домінування угруповань турунів: трансекти 4–5 (Шацьке поозер'я)

Table 5. Species composition and dominance structure of the Carabidae communities: Transect 4–5 (Shatsk lakes district)

Вид <i>Species</i>	ЗК <i>ZC</i>	ЕГ <i>EG</i>	Частки в угруппованиях, % <i>Share in the communities, %</i>								
			4a	4b	4c	4d	4e	4f	5a	5b	5c
<i>Leistus ferrugineus</i>	Eur	SPm		8,4	0,5				1,4	2,1	
<i>Leistus terminatus</i>	Eur-Sib	Sh		0,4						1,4	
<i>Nebria brevicollis</i>	W-Pal	SPh								0,7	
<i>Notiophilus palustris</i>	Eur-Sib	SPm	2,4	1,7	0,2				1,6	6,4	
<i>Carabus arvensis</i>	Pal	SPm	1,8						3,8		
<i>Carabus cancellatus</i>	Eur-Sib	SPm		2,1	3,2			0,6			
<i>Carabus granulatus</i>	Pal	SPh				2,6	1,2	0,6		0,7	
<i>Carabus hortensis</i>	Eur	Sm							13,6	1,4	

Вид Species	ЗК ZC	ЕГ EG	Частки в утрупованиях, % Share in the communities, %									
			4a	4b	4c	4d	4e	4f	5a	5b	5c	
<i>Carabus nemoralis</i>	Eur	Sm		1,3								
<i>Carabus nitens</i>	Eur-Sib	Ta					0,6					
<i>Carabus violaceus</i>	Eur	SPm	35,4	7,1	11,9	25,6	0,6	1,9	4,4	14,9	1,6	
<i>Cychrus caraboides</i>	Eur	Sh	11,0	1,3	1,1		0,6		2,4	2,8		
<i>Dyschirius globosus</i>	Pal	SPh		0,4						0,7	7,2	
<i>Epaphius secalis</i>	Eur-Sib	SPh					6,0			2,1	3,2	
<i>Bembidion gilvipes</i>	Eur-Sib	SPh							0,2		0,8	
<i>Patrobis atrorufus</i>	Eur-Sib	SPh										
<i>Stomis pumicatus</i>	Eur-Cauc	SPh								2,1		
<i>Poecilus lepidus</i>	Eur-Sib	Px						1,3				
<i>Poecilus versicolor</i>	Pal	Pm	1,2	10,5	41,1	12,8	3,0	11,9			44,8	
<i>Pterostichus anthracinus</i>	Eur-Sib	SPh	0,6	0,4	0,9				0,2	1,4		
<i>Pterostichus diligens</i>	Eur-Sib	H							0,4			
<i>Pterostichus melanarius</i>	Eur-Sib	SPm		0,8	0,5			1,3				
<i>Pterostichus minor</i>	Eur-Sib	H						1,3			1,6	
<i>Pterostichus niger</i>	Eur-Sib	SPh	20,1	13,4	9,6	20,5	4,2	1,3	2,4	7,1	1,6	
<i>Pterostichus nigrita</i>	Eur-Sib	H				2,6					0,8	
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	Eur-Sib	Sm	20,7	1,3	2,7				18,6	7,8		
<i>Pterostichus quadrifoveolatus</i>	Eur-Sib	Ta			0,2							
<i>Pterostichus strenuus</i>	Eur-Sib	H		3,3					0,4	3,5		
<i>Pterostichus vernalis</i>	Eur-Sib	SPh							2,4			
<i>Calathus erratus</i>	Eur-Sib	SPx						1,3				
<i>Calathus fuscipes</i>	Eur-Med	Px		1,7	0,5	10,3	62,9	54,4				
<i>Calathus melanocephalus</i>	Pal	Pm				7,7	2,4	2,5				
<i>Calathus micropterus</i>	Eur-Sib	Sm	0,6	0,4	0,9		3,6	2,5				
<i>Agonum duftschmidi</i>	Eur	H		2,9						10,6		

Вид Species	ЗК ZC	ЕГ EG	Частки в угруппованиях, % Share in the communities, %									
			4a	4b	4c	4d	4e	4f	5a	5b	5c	
<i>Agonum fuliginosum</i>	Eur-Sib	H					1,2					
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	W-Pal	H	0,6	20,1	1,1				0,4	8,5		
<i>Synuchus vivalis</i>	Eur-Sib	Pm				7,7						
<i>Amara aenea</i>	Hol	Pm						3,1				
<i>Amara brunnea</i>	Hol	SPx			0,2				2,6			
<i>Amara communis</i>	Pal	SPh	4,9	15,9	22,4	5,1	1,8	1,9	41,6	20,6	4,8	
<i>Amara familiaris</i>	Hol	Pm					1,2	0,6				
<i>Amara lunicollis</i>	Hol	SPm						3,1				
<i>Amara similata</i>	Pal	Pm	0,6	2,5	2,3		0,6		1,0	2,1	0,8	
<i>Anisodactylus nemorivagus</i>	W-Pal	Pm				5,1						
<i>Acupalpus exiguus</i>	Eur-Sib	H					0,6			0,7	1,6	
<i>Acupalpus flavicollis</i>	Pont-Med	H					0,6					
<i>Harpalus calceatus</i>	Pal	Pa						1,3				
<i>Harpalus laevipes</i>	Hol	Sm							0,2			
<i>Harpalus latus</i>	Eur-Sib	SPm			0,5		1,8	6,9	1,6	0,7	13,6	
<i>Harpalus picipennis</i>	E-Eur	Pa					0,6					
<i>Harpalus rufipes</i>	W-Pal	Pm		0,8			1,2	3,1	0,6		8,0	
<i>Harpalus tardus</i>	W-Pal	Px								1,4	1,6	
<i>Panagaeus cruxmajor</i>	Pal	SPh										
<i>Badister bullatus</i>	Eur-Sib	SPm			0,2							
<i>Badister lacertosus</i>	Eur-Sib	H		3,3					0,2		0,8	
<i>Masoreus wetterhalli</i>	Eur-Sib	Pa					0,6				1,6	
<i>Syntomus truncatellus</i>	Eur-Sib	Px					4,2				5,6	
Разом	57		100	100	100	100	100	100	100	100	100	

**Видовий склад і структура домінування угруповань турунів: трансекти 6–7 (долина Прип'яті – Стоходу):
лісові екосистеми**

Table 6. *Species composition and dominance structure of the Carabidae communities: Transect 6–7 (Prypiat' – Stokhid valley):
forest ecosystems*

Вид Species	ЗК ZC	ЕГ EG	Частки в угрупованнях, % Share in the communities, %					
			6a	6b	6c	6d	7a	7b
<i>Leistus terminatus</i>	Eur-Sib	Sh				0,3	0,8	
<i>Nebria brevicollis</i>	W-Pal	SPh	2,7					
<i>Notiophilus palustris</i>	Eur-Sib	SPm					4,9	
<i>Notiophilus rufipes</i>	Eur-Cauc	SPx				1,0		
<i>Carabus arvensis</i>	Pal	SPm	10,3	47,8				
<i>Carabus granulatus</i>	Pal	SPh	14,6	4,1	0,8	6,1	20,1	7,4
<i>Carabus hortensis</i>	Eur	Sm	22,1	16,6				
<i>Carabus violaceus</i>	Eur	SPm	0,2	6,2	4,0		7,8	
<i>Cychrus caraboides</i>	Eur	Sh	1,4	0,4				
<i>Loricera pilicornis</i>	Hol	SPm						3,7
<i>Patrobis atrorufus</i>	Eur-Sib	SPh					1,1	
<i>Poecilus cupreus</i>	Eur-Sib	Pm				0,2		
<i>Poecilus versicolor</i>	Pal	Pm			0,4	1,1		
<i>Pterostichus anthracinus</i>	Eur-Sib	SPh	1,0	0,5	3,2	1,2		18,5
<i>Pterostichus aterrimus</i>	W-Pal	T						3,7
<i>Pterostichus diligens</i>	Eur-Sib	H	0,1		0,8	0,7	5,7	3,7
<i>Pterostichus gracilis</i>	Eur-Sib	H	0,4	0,9	1,6	0,3		3,7
<i>Pterostichus melanarius</i>	Eur-Sib	SPm	20,4	5,8			22,6	
<i>Pterostichus minor</i>	Eur-Sib	H	0,1	0,5	14,5			
<i>Pterostichus niger</i>	Eur-Sib	SPh	15,4	14,9	1,2		1,5	14,8
<i>Pterostichus nigrata</i>	Eur-Sib	H	0,9	1,4	4,0	1,5	1,7	

Вид Species	ЗК ZC	ЕГ EG	Частки в угруппованиях, % Share in the communities, %					
			6a	6b	6c	6d	7a	7b
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	Eur-Sib	Sm	7,9		12,9	31,6	15,9	3,7
<i>Pterostichus strenuus</i>	Eur-Sib	H	0,3		1,6	4,7		
<i>Pterostichus vernalis</i>	Eur-Sib	SPh	0,4	0,5	4,0	2,0	1,7	3,7
<i>Calathus erratus</i>	Eur-Sib	SPx						22,2
<i>Calathus fuscipes</i>	Eur-Med	Px						3,7
<i>Calathus micropterus</i>	Eur-Sib	Sm					0,4	
<i>Agonum afrum</i>	Eur	H	0,2	0,5		1,3	3,2	
<i>Agonum fuliginosum</i>	Eur-Sib	H				0,3	0,8	
<i>Agonum hypocrita</i>	Pont-Med	H	0,1		29,1			7,4
<i>Agonum lugens</i>	W-Pal	H			2,5	0,3		3,7
<i>Platynus assimilis</i>	Pal	H				0,3		
<i>Platynus krynickii</i>	Eur-Sib	H	0,1			0,3	0,4	
<i>Platynus livens</i>	Eur-Sib	H	0,1			0,3		
<i>Oxytelaphus obscurus</i>	W-Pal	H			15,7	3,0	1,9	
<i>Amara brunnea</i>	Hol	SPx				11,4		
<i>Amara communis</i>	Pal	SPh	0,5		3,2	28,7	3,0	
<i>Amara similata</i>	Pal	Pm	0,1		0,4	0,1	0,2	
<i>Harpalus laevipes</i>	Hol	Sm	0,2					
<i>Harpalus latus</i>	Eur-Sib	SPm	0,2			2,8	0,2	
<i>Harpalus rufipes</i>	W-Pal	Pm				0,1	0,2	
<i>Harpalus xanthopus winkleri</i>	Eur-Cauc	SPx	0,1					
<i>Oodes gracilis</i>	W-Pal	Ph					5,1	
<i>Badister lacertosus</i>	Eur-Sib	H	0,1				0,8	
Разом	44		100	100	100	100	100	100

**Видовий склад і структура домінування угруповань турунів: трансекти 6-7 (долина Прип'яті – Стоходу): лучні, болотні й
пустинні екосистеми**

Table 7. Species composition and dominance structure of the Carabidae communities: Transect 6-7 (Przypiat'–Stokhid valley): grassland, moorland and heathland ecosystems

Вид Species	ЗК ZC	ЕГ EG	Частки в угрупованнях, % Share in the communities, %				
			6e	7c	7d	7e	7f
<i>Notiophilus palustris</i>	Eur-Sib	SPm				1,0	
<i>Carabus granulatus</i>	Pal	SPh	2,8	1,0	1,1	7,8	
<i>Carabus menetriesi</i>	E-Eur	Th	0,9	0,2			
<i>Loricera pilicornis</i>	Hol	SPm			0,3		
<i>Clivina collaris</i>	W-Pal	H				0,1	
<i>Dyschirius globosus</i>	Pal	SPh			0,5	0,9	
<i>Epaphius secalis</i>	Eur-Sib	SPh				16,2	
<i>Bembidion gilvipes</i>	Eur-Sib	SPh				0,1	
<i>Patrobis assimilis</i>	Eur-Sib(bm)	Th			0,3	0,1	
<i>Stomis pumicatus</i>	Eur-Cauc	SPh				0,3	
<i>Poecilus cupreus</i>	Eur-Sib	Pm	1,2				
<i>Poecilus lepidus</i>	Eur-Sib	Px		0,2			
<i>Poecilus versicolor</i>	Pal	Pm	42,0		68,1	34,9	
<i>Pterostichus anthracinus</i>	Eur-Sib	SPh	0,6		0,5	0,3	
<i>Pterostichus aterrimus</i>	W-Pal	T					2,5
<i>Pterostichus diligens</i>	Eur-Sib	H				3,8	58,7
<i>Pterostichus gracilis</i>	Eur-Sib	H	0,9			0,1	0,8
<i>Pterostichus melanarius</i>	Eur-Sib	SPm	0,6		2,5	9,6	
<i>Pterostichus minor</i>	Eur-Sib	H	2,1			0,8	6,6

Вид Species	ЗК ZC	ЕГ EG	Частки в утрупованиях, % Share in the communities, %				
			6е	7с	7d	7е	7f
<i>Pterostichus niger</i>	Eur-Sib	SPh	0,3	0,2		2,6	
<i>Pterostichus nigrita</i>	Eur-Sib	H	0,6	0,2	1,1	1,2	4,1
<i>Pterostichus quadrioveolatus</i>	Eur-Sib	Ta					0,4
<i>Pterostichus strenuus</i>	Eur-Sib	H				2,1	
<i>Pterostichus vernalis</i>	Eur-Sib	SPh	0,6		9,6	3,8	3,3
<i>Calathus erratus</i>	Eur-Sib	SPx		60,9			
<i>Calathus fuscipes</i>	Eur-Med	Px		2,9	4,9	0,1	
<i>Calathus melanocephalus</i>	Pal	Pm		3,3	1,1	0,5	
<i>Calathus micropterus</i>	Eur-Sib	Sm			0,5		
<i>Agonum afrum</i>	Eur	H	1,5			4,1	
<i>Agonum dufschmidti</i>	Eur	H				0,7	
<i>Agonum fuliginosum</i>	Eur-Sib	H	0,9			0,3	
<i>Agonum hypocrita</i>	Pont-Med	H	1,5				0,8
<i>Agonum lugens</i>	W-Pal	H				0,1	
<i>Platynus assimilis</i>	Pal	H					0,4
<i>Platynus krynickii</i>	Eur-Sib	H	1,5			1,2	
<i>Oxypselaphus obscurus</i>	W-Pal	H	0,6		0,8	1,3	21,5
<i>Synuchus vivalis</i>	Eur-Sib	Pm		0,2	0,5		
<i>Amara aenea</i>	Hol	Pm		2,1			
<i>Amara aulica</i>	W-Pal	Pm				0,3	
<i>Amara brunnea</i>	Hol	SPx	0,6				
<i>Amara bifrons</i>	Eur-Sib	Pa		1,9			
<i>Amara communis</i>	Pal	SPh	36,5		1,1	0,7	0,8

Вид Species	ЗК ZC	ЕГ EG	Частки в утрупованиях, % Share in the communities, %				
			6e	7c	7d	7e	7f
<i>Amara equestris</i>	Eur-Sib	Px		3,3			
<i>Amara similata</i>	Pal	Pm				0,1	
<i>Stenolophus mixtus</i>	W-Pal	H				0,4	
<i>Harpalus anxius</i>	Eur-Kaz	Px		1,7			
<i>Harpalus autumnalis</i>	Eur-Kaz	Pa		0,2			
<i>Harpalus calceatus</i>	Pal	Pa		0,4			
<i>Harpalus griseus</i>	Pal	Px		1,3			
<i>Harpalus latus</i>	Eur-Sib	SPm	2,1		2,5	2,0	
<i>Harpalus luteicornis</i>	Eur-Cauc	Pm			0,3		
<i>Harpalus modestus</i>	Pal	Pa		1,5			
<i>Harpalus rufipes</i>	W-Pal	Pm		4,8	1,1		
<i>Harpalus smaragdinus</i>	Eur-Kaz	Px		13,2			
<i>Harpalus tardus</i>	W-Pal	Px		0,2			
<i>Oodes gracilis</i>	W-Pal	Ph			0,3	1,4	
<i>Oodes helopioides</i>	W-Pal	Ph				0,6	
<i>Badister lacertosus</i>	Eur-Sib	H	0,3			0,7	
<i>Masoreus wetterhalli</i>	Eur-Sib	Pa		0,2			
<i>Syntomus foveatus</i>	Eur-Sib	Px	1,5				
<i>Syntomus truncatellus</i>	Eur-Sib	Px			2,7		
Разом	61 *		100	100	100	100	100

* У таблицю не включено невизначений вид *Trechus* sp. – 7e, 0,1%

* The indefinite *Trechus* sp. (7e, 0,1%) is not included in the list

Загалом в угрупованнях трансекти 1 беруть участь 47 видів турунів, з яких 21 – лісо- та лучно-степові ксерофіли й кальцефіли. Лучно-степові угруповання в ур. Макітра (1a, 1b) мають найбільше видове багатство серед усіх досліджених – 19–22 види проти 6–14 на інших подібних ділянках (1e, 2a, 2b, 3a, 3f). Тільки тут були відзначені такі характерні лучно- і лісостепові види, як: *Notiophilus laticollis*, *Carabus estreicheri*, *Calathus erratus*, *Dolichus halensis*, *Platyderus rufus*, *Harpalus tenebrosus*, *Ophonus azureus*, *O. stictus*, *Licinus cascadeus*, *Cymindis angularis*, *C. humeralis*. Еудомінанти – ксерофільний пратикол *Brachinus crepitans*, кальцефільний пратикол *Ophonus puncticollis*, індіферентний гігрофіл *Amara communis* і мезофільний пратикол *Harpalus rufipes*; домінанти – індіферентний мезофіл *Leistus ferrugineus*, ксерофільні пратиколи *Calathus fuscipes*, *Cymindis humeralis*. Також тут порівняно високий, як для нелісових угруповань, індекс ємності середовища (23–28).

Дещо менше видове багатство в угрупованні штучних соснових насаджень у цьому ж урочищі (1c) – 17 видів. Тут відсутня низка ксерофілів і кальцефілів, проте з'являються лісові, індіферентні й лучні мезофіли – *Leistus rufomarginatus*, *Notiophilus palustris*, *Carabus arvensis*, *Trechus quadristriatus*, *Agonum gracilipes*, *Amara similata*, *Badister bullatus*; індіферентний гігрофіл *Pterostichus vernalis*, а також ксерофільний пратикол *Panagaeus bipustulatus*, який до того ж є субдомінантом. Абсолютним еудомінантом є ксерофільний пратикол *Brachinus crepitans* (73%), а домінантом – мезофільний сильвікол *Carabus coriaceus*. Індекс ємності середовища приблизно такий самий, як і на ділянках 1a, 1b (27). До певної міри лучно-степовий характер цього угруповання зберігається за рахунок невеликих галявин і прилеглих степових ділянок.

Видовий склад і структура домінування угруповання значно змінюються у мішаному штучному насадженні (ур. Говди, 1d). За досить високих показників видового багатства (19 видів) і ємності середовища (34), домінантний комплекс цілком відмінний від ділянок 1a–1c. Серед еудомінантів – мезофільні сильвіколи *Leistus rufomarginatus*, *Carabus coriaceus*, *Abax parallelepipedus*; домінанти – індіферентні мезофіли *Carabus violaceus*, *Trechus quadristriatus*. З'являються також мезофільні сильвіколи – *Carabus hortensis*, *Pterostichus oblongopunctatus*, *Abax parallelus*; мезофільний пратикол *Harpalus luteicornis* і ксерофільний пратикол *Syntomus truncatellus* (субдомінант). Окрім цього, із ксерофілів залишаються лише *Calathus fuscipes*, *Panagaeus bipustulatus*, *Brachinus crepitans* (субдомінанти).

Угруповання ксеротермних мергелевих відслонень з розрідженою рослинністю (ур. Говди, 1e) має піонерний характер з низькими показниками чисельності (8,8 у.ос.) та ємності середовища (18). У ньому беруть участь ксерофільні пратиколи *Calathus fuscipes*, *Panagaeus bipustulatus*, *Licinus depressus*, *Syntomus truncatellus*, *Brachinus crepitans*; кальцефіл – *Ophonus puncticollis*; мезофільні пратиколи – *Bembidion quadrimaculatum*, *Poecilus cupreus*, *Harpalus rufipes*; а також індіферентні мезофіли – *Carabus convexus*, *C. violaceus*, *Badister bullatus*. Це єдина ділянка, де виявлений лісостеповий ксерофіл *Microlestes maurus*.

На подібній ксеротермній лучно-степовій ділянці в ур. Цимбал з мергелевими відслоненнями також було відзначено низку ксерофілів та кальцефілів, які не траплялися у розглянутих вище угрупованнях 1a–1e: *Carabus scabriusculus*, *Callistus lunatus*, *Poecilus koyi*, *Ophonus cordatus*, *O. rupicola*, *Harpalus anxius*, *H. smaragdinus*, *Syntomus foveatus*.

Трансекта 2 репрезентує в минулому велику (понад 50 га) лучно-степову ділянку в ур. Підлиська (Біла) гора. Вона розташована на північно-західному виступі Вороняківського горбогір'я, висотою до 372 м. Це круті (до 30–40°) схили уступу західної та північно-західної експозиції, що біля вершини переходять у плато. На сьогодні більша частина урочища заросла деревами і чагарниками, що значною мірою спричинене поширенням самосіву із створених 40–60 років тому культур сосни та протиерозійних чагарникових смуг, а з майже суцільного лучно-степового масиву залишилися лише невеликі фрагменти і галявини.

Лучно-степові угруповання турунів (2a, 2b) характеризуються значно меншими видовим багатством (8–12 видів), чисельністю (3–5 у.ос.) і ємністю середовища (10–12), ніж на попередній трансекті (1a, 1b). Із характерних лісото лучно-степових ксерофілів і кальцефілів тут відзначені *Calathus fuscipes*, *Amara equestris*, *Harpalus caspius*, *H. signaticornis*, *Panagaeus bipustulatus*, *Licinus depressus*, *Syntomus truncatellus*; ще один лісостеповий ксерофіл – *Carabus excellens* – відзначений у штучних насадженнях сосни (2c). Загалом на трансекті виявлено 20 видів турунів, з яких 12 належать до лісових (сильвіколів) та індиферентних мезофілів.

Трансекта 3 репрезентує відому ще з XIX ст. лучно-степову локацію на північному уступі Гологірського горбогір'я – урочище Лиса гора з плато-подібною вершиною висотою 417 м. Лучно-степові угруповання тут поширені на західних і південних схилах Лисої гори, а також у широкій балці між г. Лиса і Сипуха, а північні схили і вершинне плато вкриті природним грабово-буковим лісом із штучними сосновими насадженнями. Згідно з топографічними картами періоду 1924–1939 рр. та тогочасними геоботанічними описами (Kulczynski, Motyka, 1936), в ур. Лиса гора західні та південні схили плато аж до вершини були майже повністю безлісими і вкритими лучно-степовою рослинністю, за винятком 2-х невеликих зарослих деревами і чагарниками балок. Лісом була вкрита лише вершинна частина плато. Прилеглі з заходу й півночі долини на 50–60% були вкриті вологими й болотистими луками. Тепер верхня частина схилів майже повністю заросла деревно-чагарниковою рослинністю (штучні культури сосни, підріст сосни і граба різного віку, чагарникові зарості крушини, ліщини, терену, глоду тощо), а нижня частина штучно терасована і зайнята похідними (після оранки у 1960–70 рр.) остепненими луками та чагарниками колишніх протиерозійних смуг і спонтанного заростання. Лучно-степові угруповання збереглися лише фрагментарно, здебільшого у вигляді невеликих галявин. Прилеглі долини осушені або розорані.

У досліджених угрупованнях (3a–3f) відзначено 32 види турунів, з яких лише 5 лісо- і лучно-степових: *Carabus excellens*, *Poecilus lepidus*, *Pterostichus*

melas, *Harpalus rubripes*, *Panagaeus bipustulatus* (див. Табл. 4). Ще 5 характерних ксерофілів і кальцефілів було виявлено в інших частинах урочища та в прилеглих ур. Сипуха і Гологірки: *Carabus besseri*, *C. scabriusculus*, *Platyderus rufus*, *Callistus lunatus*, *Licinus depressus*.

У лучно-степовому угрупованні (3а) відзначено 14 видів турунів і досить високий індекс ємності середовища (27). Проте, тут домінують лісові, індиферентні та лучні мезофіли – *Carabus cancellatus*, *Poecilus cupreus*, *Abax parallelepipedus*, і лише один ксерофільний пратикол – *Poecilus lepidus*. Субдомінантом в угрупованні був лісостеповий ксерофіл *Carabus excellens*.

Лісові угруповання на плато (3b–3d) мають подібні видовий склад і структуру (по 12–17 видів), незалежно від породного складу й походження насаджень, і значно вищі індекси ємності середовища – від 48–49 у природній грабовій бучині та штучних соснових насадженнях (3b, 3d) до 138 у мішаному лісі (3c), який є пізньою суцесійною стадією спонтанного заліснення. Головним еудомінантом у лісових угрупованнях був мезофільний сильвікол *Abax parallelepipedus* (44–72%), домінантами і субдомінантами – лісові, індиферентні та лучні мезофіли: *Carabus arvensis*, *C. cancellatus*, *C. coriaceus*, *C. glabratus*, *C. linnei*, *C. nemoralis*, *Pterostichus melanarius*, *P. oblongopunctatus*, *Abax parallelus*. У межах полігону тільки в цих угрупованнях відзначені середньо-європейський монтанний лісовий вид *Carabus linnei*, лісові та індиферентні мезофіли й гігрофіли: *Notiophilus biguttatus*, *Loricara pilicornis*, *Pterostichus aethiops*, *P. anthracinus*, *Molops piceus*, *Harpalus progrediens*.

Угруповання штучних соснових насаджень на схилі (3e) і остепненої луки на терасі (3f) мають піонерний характер з бідним видовим складом (6–8 видів) і низьким індексом ємності середовища (7–11). Тут так само домінують лісові та лучні мезофіли: *Carabus cancellatus*, *C. coriaceus*, *C. glabratus*, *Poecilus cupreus*, *Abax parallelepipedus*, *A. parallelus*, *Amara similata*; і відзначено лише 2 лісо- і лучно-степові види – *Carabus excellens*, *Panagaeus bipustulatus*.

Коефіцієнт фауністичної подібності угруповань між трансектами 1–2 (Вороняки) і 3 (Гологори) становить лише 0,30, що відображає відмінні фізико-географічні й геоботанічні особливості Вороняківського та Гологірського горбогірних районів. Водночас, коефіцієнт фауністичної подібності між лучно-степовими (1a, 1b, 1e, 2a, 2b, 3a, 3f) і лісовими (1c, 1d, 2c, 3b, 3c, 3d, 3e) угрупованнями становить 0,31, тобто співрозмірний з регіональним (0,30). При цьому виключно у лучно-степових угрупованнях відзначено 26, а в лісових – 20 видів турунів.

Аналіз видового складу і структури угруповань турунів північно-західного Поділля показує, що спонтанне і штучне заліснення лучно-степових екосистем має виразно негативний вплив. Він виявляється у експансії лісових та індиферентних мезофільних видів та витісненні характерних лісо- і лучно-степових ксерофілів і кальцефілів, які зникають при змиканні деревно-чагарникового ярусу, а також унаслідок спричиненої сильватизацією фрагментації та ізоляції лучно-степових оселищ. Слід зазначити, що в цих оселищах експозиція схилів, мікрокліматичні й едафічні умови зумовлюють локальне поширення і мають ключове значення для

існування популяцій характерних для них видів турунів, тоді як у лісових оселищах ці фактори не мають значного впливу.

На дослідному полігоні **Шацького поозер'я (II)** трансекти 4 і 5 репрезентують топологічно й едафічно відмінні ряди похідних лісових, лучних і пустищних екосистем на плакорній (4) і заплавно-терасовій (5) ділянках. Загалом на полігоні відзначено 57 видів турунів (див. Табл. 5).

Угрупування зімкнутого сосняка чорницевого (4a) має відносно невисокі показники видового багатства (12 видів), чисельності (40 у.ос.) і ємності середовища (41). Домінують лісові та індиферентні мезофіли й гігрофіли: *Carabus violaceus*, *Cychrus caraboides*, *Pterostichus niger*, *P. oblongopunctatus*.

Угрупування прилеглих до попередньої ділянки похідних березняків (4b, 4c), які є суцесійними стадіями вологої мезотрофної дубової соснини чорницевої, характеризуються значно вищими структурними показниками (19–22 видів, 59–135 у.ос., 91–134). Серед домінантів – індиферентні мезофіли і гігрофіли *Leistus ferrugineus*, *Carabus violaceus*, *Pterostichus niger*, *Amara communis*, мезофільний пратикол *Poecilus versicolor*, заплавно-болотний гігрофіл *Oxyrselaphus obscurus*. У межах полігону лише тут відзначені лісовий мезофіл *Carabus nemoralis*, тирфо-псамофіл *Pterostichus quadrimaculatus*, індиферентний мезофіл *Badister bullatus*. Також з'являються заплавно-болотні гігрофіли – *Pterostichus strenuus*, *Agonum duftschmidti*, *Badister lacertosus*; мезофільні пратиколи й індиферентні мезофіли та гігрофіли – *Carabus cancellatus*, *Dyschirius globosus*, *Pterostichus melanarius*, *Harpalus latus*, *H. rufipes*; ксерофіли *Calathus fuscipes*, *Amara brunnea*. Таке різке збільшення видового й екологічного різноманіття, чисельності та ємності середовища угруповань турунів демонструє екотонний ефект похідних березняків з багатим трав'яним ярусом.

Аналогічний ефект спостерігається і в угрупованні вересового пустища зі спонтанним заростанням сосною та березою (зімкнутість 10–20%). Поряд з високими показниками видового багатства (22 види), чисельності (55 у.ос.) і ємності середовища (58), тут беруть участь специфічні види турунів: стенотопний тирфо-псамофіл *Carabus nitens*; псамофільні пратиколи *Harpalus picipennis*, *Masoreus wetterhalli*; заплавно-болотні гігрофіли *Agonum fuliginosum*, *Acupalpus exiguus*, *A. flavicollis*; причому 3 з них (*C. nitens*, *H. picipennis*, *A. flavicollis*) у межах полігонів Волинського Полісся відзначені лише в цьому угрупованні. Абсолютним еудомінантом був ксерофільний пратикол *Calathus fuscipes* (63%), домінантом – індиферентний гігрофіл *Epaphius secalis*, субдомінантами – індиферентні й лісові мезо- та гігрофіли *Carabus granulatus*, *Pterostichus niger*, *Calathus micropterus*, *Amara communis*, *Harpalus latus*; мезофільні пратиколи *Poecilus versicolor*, *Calathus melanocephalus*, *Amara familiaris*, *Harpalus rufipes*; ксерофільний пратикол *Syntomus truncatellus*.

Подібним за структурними показниками, хоча й біднішим за видовим складом (18 видів) є угруповання пустищної луки (4f). Еудомінантами тут були *Calathus fuscipes* (54%) і *Poecilus versicolor* (12%), домінантом – індиферентний мезофіл *Harpalus latus*. Поряд з індиферентними й лісовими

мезо- та гігрофілами (*Carabus granulatus*, *C. violaceus*, *Pterostichus melanarius*, *P. niger*, *Calathus micropterus*, *Amara communis*, *A. lunicollis*), у ньому відзначені мезофільні пратиколи (*Calathus melanocephalus*, *Amara aenea*, *A. familiaris*, *Harpalus rufipes*) та ксерофіли (*Poecilus lepidus*, *Calathus erratus*), а також заплавно-болотний гігрофіл *Pterostichus minor* та псамофільний пратикол *Harpalus calceatus*. При цьому 5 видів у межах полігону Шацького поозер'я відзначені лише в цьому угрупованні: *P. lepidus*, *C. erratus*, *A. aenea*, *A. lunicollis*, *H. calceatus*.

З незрозумілих причин, угруповання пустищної луки з незімкнутими культурами сосни (4d) мало найменші показники видового багатства (10 видів), чисельності (10 у.ос.) та ємності середовища (16). Специфічними для нього були мезофільні пратиколи *Anisodactylus nemorivagus* та *Synuchus vivalis*.

Угруповання сосняка перестрічево-чорницевого (5a), порівняно з аналогічним сосняком (4a), мало набагато більші показники видового багатства, чисельності та ємності середовища (21 вид, 140 у.ос., 150), що очевидно зумовлене вищою вологістю і трофністю цього екоотопу. Еудомінантами тут були індиферентний гігрофіл *Amara communis* та мезофільні сильвіколи *Carabus hortensis*, *Pterostichus oblongopunctatus*; субдомінантами – індиферентні й лісові мезо- та гігрофіли *Leistus ferrugineus*, *Notiophilus palustris*, *Carabus arvensis*, *C. violaceus*, *Cychrus caraboides*, *Pterostichus niger*, *P. vernalis*, *Harpalus latus*, мезофільний пратикол *Amara similata* та індиферентний ксерофіл *Amara brunnea*. У межах полігону лише в цьому угрупованні відзначені 5 видів: мезофільний сильвікол *Harpalus laevipes*, індиферентні гігрофіли *Patrobus atrorufus*, *Pterostichus vernalis*, заплавно-болотний гігрофіл *Pterostichus diligens*.

Угруповання сирого березняка сірувато-куничникового (5b) – сукцесійної стадії спонтанного залісення евтрофного болота, також має високі структурні показники (22 види, 46 у.ос., 77). Еудомінантами тут були індиферентні мезофіл та гігрофіл *Carabus violaceus*, *Amara communis*, заплавно-болотний гігрофіл *Agonum duftschmidi*; домінантами та субдомінантами – лісові й індиферентні мезо- та гігрофіли *Notiophilus palustris*, *Cychrus caraboides*, *Epaphius secalis*, *Stomis pumicatus*, *Pterostichus niger*, *P. oblongopunctatus*; заплавно-болотні гігрофіли *Pterostichus strenuus*, *Oxytelus obscurus*; мезофільний пратикол *Amara similata*. У межах полігону лише в цьому угрупованні відзначені індиферентні гігрофіли *Stomis pumicatus*, *Panagaeus cruxmajor*.

Угруповання вологої заплавної луки на місці осушеного евтрофного болота (5c) має дещо нижчі структурні показники (17 видів, 49 у.ос., 58), ніж березняк цього ж сукцесійного ряду (5b). Еудомінанти – мезофільний пратикол *Poecilus versicolor* та індиферентний мезофіл *Harpalus latus*; домінанти й субдомінанти – індиферентні гігрофіли *Dyschirius globosus*, *Epaphius secalis*, *Amara communis*; мезофільний пратикол *Harpalus rufipes*.

Коефіцієнт фауністичної подібності між угрупованнями трансект 4 і 5 нижчий (0,47), ніж між полігонами II і III Волинського Полісся (0,53), а між «лісовими» (зімкнуті ліси та сукцесійні стадії: 4a, 4b, 4c, 5a, 5b) і «польовими» (луки, болота, пустища: 4d, 4e, 4f, 5c) угрупованнями полігону становить 0,32.

При цьому виключно в «лісових» угрупованнях відзначено 20, у «польових» – 19, а спільними для них були 18 видів турунів.

Як видно з аналізу видового складу і структури домінування угруповань турунів у ландшафтному комплексі Шацького поозер'я, їх фауністичну й екологічну специфіку визначають насамперед топологічні та едафічні умови екотопу. При цьому окремі лісові види (сильвіколи) проникають у лучні оселища, а лучні (пратиколи) – в лісові оселища, що створює екотонний ефект у сукцесійних стадіях спонтанного залісення.

На дослідному полігоні долини Прип'яті – Стоходу (III) трансекти 6 і 7 репрезентують різні варіанти природних, похідних і штучно створених лісових, лучних, болотних і пустищних екосистем. Загалом на полігоні відзначено 73 види турунів, у тому числі в лісових угрупованнях 44, а в нелісових – 61 вид (див. табл. 6,7).

Волога евтрофна діброва (6a) має найбільше видове багатство (26 видів), і найвищі показники чисельності та ємності середовища (137 у.ос., 188) серед усіх лісових угруповань. У домінантному комплексі – лісові та індиферентні мезо- і гігрофіли: еудомінанти – *Carabus arvensis*, *C. granulatus*, *C. hortensis*, *Pterostichus melanarius*, *P. niger*; домінанти й субдомінанти – *Nebria brevicollis*, *Cychrus caraboides*, *Pterostichus oblongopunctatus*. У межах дослідного полігону тільки в цьому угрупованні відзначені індиферентний гігрофіл *N. brevicollis* та лісовий мезофіл *Harpalus laevipes*, а дуже рідкісний індиферентний (лісостеповий) ксерофіл *Harpalus xanthopus winkleri* взагалі вперше достовірно знайдений на Волинському Поліссі (попередні вказівки відсутні: Кіриченко, Кравченко, 2007; Різун, 2009; Різун, Чумак, 2010).

Угруповання свіжої мезотрофної соснової судіброви (6b), навпаки, має низькі структурні показники (13 видів, 31 у.ос., 33). У домінантному комплексі – так само лісові та індиферентні мезо- і гігрофіли: еудомінанти – *Carabus arvensis*, *C. hortensis*, *Pterostichus niger*; домінанти й субдомінанти – *Carabus granulatus*, *C. violaceus*, *Pterostichus melanarius*. Специфічні види відсутні.

Угруповання вологого оліготрофного сосняка (6с) також характеризується невисокими структурними показниками (17 видів, 14 у.ос., 27), проте своєрідним домінантним комплексом. Еудомінанти – заплавно-болотні гігрофіли *Pterostichus minor*, *Agonum hypocrita*, *Oxytelus obscurus*, а також мезофільний сильвікол *Pterostichus oblongopunctatus*; домінанти й субдомінанти – індиферентні мезо- і гігрофіли *Carabus violaceus*, *Pterostichus anthracinus*, *P. vernalis*, *Amara communis*, але й заплавно-болотні гігрофіли *Pterostichus nigrita*, *Agonum lugens*. Специфічні види відсутні.

Угруповання штучних насаджень вологого мезотрофного сосняка (6d), на відміну від двох природних (6b, 6с), має одні з найвищих показників видового багатства, чисельності та ємності середовища серед усіх угруповань полігону (24 види, 47 у.ос., 73). Еудомінанти – мезофільний сильвікол *Pterostichus oblongopunctatus*, індиферентні гігрофіл *Amara communis* та ксерофіл *A. brunnea*; домінант – індиферентний гігрофіл *Carabus granulatus*; суб-домінанти – індиферентні мезо- і гігрофіли *Pterostichus anthracinus*, *Harpalus latus*; мезофільний

пратикол *Poecilus versicolor*, заплавно-болотні гігрофіли *Pterostichus nigrita*, *P. strenuus*, *Agonum afrum*, *Oxypselaphus obscurus*. Специфічним для цього угруповання був рідкісний лісостеповий ксерофіл *Notiophilus rufipes*, що вперше достовірно знайдений на Волинському Поліссі (вказівки відсутні: Kirichenko, Kravchenko, 2007; Різун, 2009; Різун, Чумак, 2010). Така висока видова й екологічна різноманітність вказує на екотонний характер цього угруповання, зумовлений впливом прилеглих заплавно-лучних і болотних оселищ долини р. Прип'яті.

Угруповання вологої мезотрофної грабово-соснової судіброви (7a) налічувало 21 вид турунів із сумарною чисельністю 35 у.ос. та ємністю середовища 61. Еудомінанти – індіферентні *Pterostichus melanarius*, *Carabus granulatus*, мезофільний сильвікол *Pterostichus oblongopunctatus*; домінанти та субдомінанти – індіферентні мезофіли та гігрофіли: *Notiophilus palustris*, *Carabus violaceus*, *Patrobus atrofufus*, *Pterostichus niger*, *P. vernalis*, *Amara communis*; а також гігрофільний пратикол *Oodes gracilis* та заплавно-болотні гігрофіли *Pterostichus diligens*, *P. nigrita*, *Agonum afrum*, *Oxypselaphus obscurus*. Специфічним для цього угруповання був досить рідкісний вид *Patrobus atrofufus*.

Угруповання сухого оліготрофного сосняка (7b) належало до найбідніших за кількістю видів (13) і мало найменші з усіх угруповань полігону показники чисельності та ємності середовища (1,7 у.ос., 14). Домінували тут індіферентні ксерофіл *Calathus erratus* та гігрофіли *Pterostichus anthracinus*, *P. niger*. Незважаючи на ксерофітний (псамофітний) характер оселища, в угрупованні були присутні тифофіл *Pterostichus aterrimus* та заплавно-болотні гігрофіли *Pterostichus diligens*, *P. gracilis*, *Agonum hypocrita*, *A. lugens*. Специфічні види відсутні.

Таким чином, у розглянутих лісових угрупованнях показники видового багатства, чисельності та ємності середовища були вищі в багатших і вологіших екотопах (6a, 7a), а також там, де виявлявся екотонний ефект (6d). При цьому в угрупованнях часто брали участь види, нехарактерні для певних оселищ та екотопів.

Серед нелісових угруповань долини Прип'яті – Стоходу найбільші показники видового багатства, чисельності та ємності середовища (35 видів, 60 у.ос., 119) відзначені на карбонатній болотистій луці (7e), що перевищує відповідні показники більшості лісових угруповань. Еудомінанти – мезофільний пратикол *Poecilus versicolor* та індіферентний гігрофіл *Epaphius secalis*; домінанти – індіферентні мезофіл *Pterostichus melanarius* та гігрофіл *Carabus granulatus*; субдомінанти – індіферентні мезофіли та гігрофіли *Pterostichus niger*, *P. vernalis*, *Harpalus latus*; заплавно-болотні гігрофіли *Pterostichus diligens*, *P. nigrita*, *P. strenuus*, *Agonum afrum*, *Platynus krynickii*, *Oxypselaphus obscurus*; гігрофільний пратикол *Oodes gracilis*. Тільки в цьому угрупованні в межах полігонів Волинського Полісся відзначено заплавно-болотних гігрофілів *Clivina collaris*, *Stenolophus mixtus*, мезофільного й гігрофільного пратиколів *Amara aulica*, *Oodes helopioides*; а в межах долини Прип'яті – Стоходу –

індиферентних гігрофілів *Epaphius secalis*, *Bembidion gilvipes*, *Stomis pumicatus* та заплавно-болотного гігрофіла *Agonum duftschmidi*.

Наступними за величиною структурних показників є угруповання вересовища і псамофітного пустища з початковим спонтанним залісненням (6е, 7с) – по 21 виду, 22–31 у.ос., 34–38 одиниць індекса ємності середовища.

В угрупованні вересовища (6е) еудомінантами були мезофільний пратикол *Poecilus versicolor* та індиферентний гігрофіл *Amara communis*, які разом становили 79% його чисельності. Серед субдомінантів – індиферентні гігрофіл *Carabus granulatus* та мезофіл *Harpalus latus*; мезофільний пратикол *Poecilus cupreus*; ксерофільний пратикол *Syntomus foveatus*; заплавно-болотні гігрофіли *Pterostichus minor*, *Agonum afrom*, *A. hypocrita*, *Platynus krynickii*. Специфічним видом цього угруповання був *Syntomus foveatus*.

В угрупованні псамофітного пустища (7с) еудомінантами були ксерофіли – індиферентний *Calathus erratus* та пратикол *Harpalus smaragdinus*, які разом становили 74% його чисельності. Серед субдомінантів – мезофільні пратиколі *Calathus melanocephalus*, *Amara aenea*, *Harpalus rufipes*; ксерофільні пратиколі *Calathus fuscipes*, *Amara equestris*, *Harpalus anxius*, *H. griseus*; псамофіли *Amara bifrons*, *Harpalus modestus*. Специфічні види угруповання – псамофіли та ксерофіли: *Amara bifrons*, *A. equestris*, *Harpalus anxius*, *H. autumnalis*, *H. griseus*, *H. modestus*, *H. smaragdinus*, а в межах полігону – *Poecilus lepidus*, *Harpalus calceatus*, *H. tardus*, *Masoreus wetterhalli*, мезофільний пратикол *Amara aenea*. Лише у цих двох пустищних оселищах (6е, 7с) траплявся рідкісний гігро-тирфофіл *Carabus menetriesi*.

В угрупованні вологої заплавної луки (7d) відзначено 20 видів турунів із загальною чисельністю 20 у.ос. та індексом ємності середовища 27 одиниць. Абсолютний еудомінант – мезофільний пратикол *Poecilus versicolor* (68%). Домінанти й субдомінанти – індиферентні й лучні мезо- та гігрофіли *Carabus granulatus*, *Pterostichus melanarius*, *P. vernalis*, *Calathus melanocephalus*, *Amara communis*, *Harpalus latus*, *H. rufipes*, а також заплавно-болотний гігрофіл *Pterostichus nigrita*, ксерофільні пратиколі *Calathus fuscipes*, *Syntomus truncatellus*. Специфічним видом угруповання був мезофільний пратикол *Harpalus luteicornis*, а в межах полігону – ксерофільний пратикол *S. truncatellus*. Тільки у двох гігрофітних лучних оселищах (7d, 7е) траплявся рідкісний бореомонтанний гігро-тирфофіл *Patrobus assimilis*.

Угруповання оліго-мезотрофного пухівково-сфагнового болота (7f) вирізнялося найменшими структурними показниками серед нелісових угруповань (11 видів, 20 у.ос., 18). Домінували заплавно-болотні гігрофіли *Pterostichus diligens*, *P. minor*, *Oxytelus obscurus*, які разом становили 87% загальної чисельності. Специфічним видом цього угруповання у межах полігону був тирфо-псамофіл *Pterostichus quadrifoveolatus*.

Як видно з наведеного аналізу, найбільшою різноманітністю та своєрідністю видового складу нелісових угруповань турунів вирізняються карбонатна болотиста лука і псамофітне пустище. Коефіцієнт фауністичної подібності між лісовими та нелісовими угрупованнями на полігоні долини Прип'яті – Стоходу

становить 0,42. При цьому виключно в лісових угрупованнях відзначено 13, у нелісових – 29 видів турунів, а спільними для них був 31 вид.

Загалом для Волинського Полісся коефіцієнт фауністичної подібності між «лісовими» і «польовими» угрупованнями становить 0,49, тобто набагато вищий, ніж аналогічний на північно-західному Поділлі (0,31). Виключно в «лісових» угрупованнях відзначено 13, у «польових» – 30 видів турунів, а спільними для них були 42 види. Найвищі показники видового та структурного різноманіття «лісових» угруповань відзначені в заплавно-терасовому вологому мезотрофному сосняку (5а), вологій евтрофній діброві (6а), вологій мезотрофній судіброві (7а), а за рахунок екотонного ефекту – в похідних березняках (4b, 4с) і вологих мезотрофних культурах сосни (6d). Серед «польових» угруповань видове й структурне різноманіття найвищі на карбонатній болотистій луці, вересовищах і псамофітному пустищі (4е, 6е, 7с, 7е). Вони також вирізняються найбільшою специфікою видового складу.

Висновки

У межах трьох дослідних полігонів (ландшафтних комплексів) заходу України (північно-західне Поділля: Голгоро-Вороняківське горбогірне пасмо; Волинське Полісся: Шацьке поозер'я, долина Прип'яті – Стоходу) досліджено 34 варіанти угруповань турунів у природних, похідних і штучно створених екосистемах, де разом відзначено 124 види. Проведено аналіз зоогеографічної та екологічної структури, показників видової різноманітності, чисельності та ємності середовища, структури домінування і специфічних особливостей угруповань та їх ландшафтних комплексів.

В угрупованнях північно-західного Поділля, на відміну від Полісся, присутні види середньо-європейського комплексу, зокрема й з монтанними ареалами. Також тут добре представлені види древньо-середземних комплексів (Eur-Сauc, Eur-Med), яких набагато менше на Поліссі. В екологічній структурі видового складу на Поділлі більше силвіколів, мезофілів і ксерофілів, проте відсутні псамофіли, тирфофіли і заплавно-болотні гігрофіли. Натомість присутні кальцефіли, яких немає на Волинському Поліссі. Загалом 39 видів із 67, виявлених на цьому полігоні, не траплялися в угрупованнях Волинського Полісся.

Порівняно з Поділлям, на Поліссі більші частки голарктичних, палеарктичних і європейсько-сибірських видів, значно більше гігрофілів, добре представлені заплавно-болотні гігрофіли, тирфофіли і псамофіли. На двох полігонах Волинського Полісся разом відзначено 85 видів турунів – з понад 150 відомих для цього регіону загалом. Лише 28 видів були спільними для Волинського Полісся і північно-західного Поділля, а 45 – спільними для Шацького поозер'я та долини Прип'яті – Стоходу. Тобто, коефіцієнт фауністичної подібності (Жаккара) угруповань подільського і поліських полігонів становить лише 0,23, а між двома полігонами Волинського Полісся – 0,53.

Формальні структурні показники угруповань турунів – видове багатство, чисельність, індекси різноманітності та ємності середовища, не виявляють

помітної залежності ні від типу й стану природності екосистеми, ані від характеру чи ступеня заліснення. Найменш інформативним виявився індекс різноманітності Шеннона, а решту показників можна використати лише в контексті аналізу топологічних та едафічних умов оселищ, особливостей видового складу і структури домінування угруповань.

В умовах північно-західного Поділля спонтанне і штучне заліснення лучно-степових оселищ має виразно негативний вплив на властиві їм угруповання турунів. Він виявляється у експансії лісових та індиферентних мезофілів та витісненні лісо- і лучно-степових ксерофілів та кальцефілів, які зникають при змиканні деревно-чагарникового ярусу, а також унаслідок зумовленої залісненням фрагментації та ізоляції лучно-степових оселищ. Крім того, у цих оселищах експозиція схилів, мікрокліматичні й едафічні умови екотопів зумовлюють локальне поширення і мають ключове значення для існування популяцій характерних для них видів турунів, тоді як у лісових оселищах ці фактори не мають значного впливу.

В умовах Волинського Полісся особливості видового складу і структури угруповань турунів визначають більшою мірою топологічні та едафічні фактори, ніж ступінь заліснення оселища. Так, у лісових угрупованнях показники видової та структурної різноманітності, чисельності та ємності середовища переважно вищі в багатших і вологіших екотопах, а в нелісових вони найвищі на карбонатній болотистій луці, досить високі у гігрофітних лучних та псамофітних пустищних оселищах. У межах ландшафтних комплексів (екосистем) відбувається взаємопроникнення екологічних елементів, характерних для лісових, лучних, пустищних і болотних оселищ, і формується достатньо цілісний комплекс угруповань турунів природних і похідних біогеоценозних екосистем різних типів. Тому спонтанне і штучне заліснення «польових» оселищ тут не справляє такого негативного впливу на угруповання турунів, як у лучних степах Поділля, а в багатьох випадках сприяє збільшенню їх видової різноманітності та структурних показників за рахунок екотонного ефекту.

Найбільшою своєрідністю видового складу угруповань турунів вирізняються екстра- та інтразональні нелісові екосистеми – лучно-степові, карбонатно-болотні, псамофітні пустищно-лучні. Виключно в них відзначено 41 вид турунів, або 33% видів, виявлених у всіх досліджених варіантах угруповань. Таким чином, ці типи оселищ на заході України належать до домінантних, тобто таких, за рахунок яких формується регіональна специфіка різноманіття безхребетних тварин.

Подяки. Автор щиро вдячний Руслану Паніну (Українське ентомологічне товариство) – за товариство в експедиційних виїздах і фахову допомогу у визначенні зібраного матеріалу; Михайлу Химину, Юрію Вабіщевичу та Юрію Корху (НПП «Прип'ять-Стохід») – за всебічне сприяння та допомогу в польових дослідженнях на території НПП «ПС»; Анні Гірній і Миколі Корусю (ІЕК НАН України) – за товариство і співпрацю в польових дослідженнях на території Шацького НПП та НПП «Північне Поділля».

- Географічна енциклопедія України:** в 3-х т. – К.: Українська енциклопедія, 1993. – Т. 3: П–Я [Фізико-географічне районування]. – 480 с.: іл.
- Емельянов А. Ф.** Предложения по классификации и номенклатуре ареалов // Энтомологическое обозрение. – 1974. – Т. 53, вып. 3. – С.497–522.
- Крыжановский О. Л.** Состав и распространение энтомофаун земного шара. – М.: КМК, 2002. – 237 с.
- Пучков А. В.** Фаунистический обзор карабидных жуков (Coleoptera, Caraboidea) Украины // Український ентомологічний журнал. – 2012. – 2(5). – С.3–44.
- Різун В. Б.** До фауни жуків-турунів (Coleoptera, Carabidae) Українського Полісся // Збереження та відтворення різноманіття природно-заповідних територій : Матер. міжнар. наук.-практ. конф., присвяченої 10-річчю Рівненського природного заповідника. – Сарни, 2009. – С.535–543.
- Різун В. Б., Чумак В. О.** До вивчення жуків-турунів (Coleoptera, Carabidae) Волинського Полісся // Природа Західного Полісся та прилеглих територій. Збірник наукових праць № 7. – Луцьк: Волинський національний університет ім. Лесі Українки, 2010. – С.149–153.
- Соломаха В. А.** Синтаксономія рослинності України. Третє наближення. – Київ: Фітосоціоцентр, 2008. – 298 с.
- Burakowsky B., Mroczkowski M., Stefańska J.** Katalog fauny Polski. Cz. 23. Chrząszcze (Coleoptera). Biegaczowate – Carabidae. Cz. 1. – Warszawa: PWN, 1973. – 2. – 233 s.
- Burakowsky B., Mroczkowski M., Stefańska J.** Katalog fauny Polski. Cz. 23. Chrząszcze (Coleoptera). Biegaczowate – Carabidae. Cz. 2. – Warszawa: PWN, 1974. – 3. – 430 s.
- Hůrka K.** Carabidae of the Czech and Slovak republics. – Zlin: Kabourek, 1996. – 565 pp.
- Kirichenko M. B., Kravchenko O. M.** An annotated list of the tiger-beetles and ground beetles (Coleoptera: Cicindelidae, Carabidae) of Shatskii National Nature Park and adjacent territories // The Kharkov Entomological Society Gazette. – 2006(2007). – Vol. 14(1-2). – P.9–18.
- Kulczyński S., Motyka J.** Zespoły leśne i stepowe okolicy Łysej Góry koło Złoczowa // Kosmos. – 1936. – 61(1). – S.187–218.
- Löbl I., Löbl D.** Catalogue of Palaearctic Coleoptera. Volume 1. Archostemata – Myxophaga – Adephaga. Revised and Updated Edition. – Leiden – Boston: Brill, 2017. – 1443 pp.
- Matuszkiewicz W.** Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski. – Warszawa: PWN, 2007. – 537 s.
- Turin H., Penev L., Casale A.** The Genus Carabus in Europe. A Synthesis. – Sofia–Moscow, Leiden: Pensoft Publishers & European Invertebrate Survey, 2003. – XVI+512 pp.

Yurii Kanarsky

COMMUNITIES OF THE GROUND BEETLES (COLEOPTERA, CARABIDAE) IN NATURAL AND DERIVATIVE ECOSYSTEMS OF WESTERN UKRAINE UNDER THE INFLUENCE OF SPONTANEOUS AND ARTIFICIAL AFFORESTATION

An assessment of the ecological and biogeographical aspects and trends of qualitative and quantitative changes in the diversity of the *Carabidae* communities in natural, derived and artificially created ecosystems of western Ukraine, which are under the influence of silvatisation processes, was carried out. For this purpose, the results of studies of the *Carabidae* communities in three landscape complexes of northwestern Podillia (Hologory & Voronyaky uplands) and Volyn Polissia (Shatsk lakes district, Pripyat'–Stokhid valley) were analyzed. In total, 34 variants of communities were considered, in which 124 species were noted. An analysis of the zoogeographical and ecological structure, indicators of species diversity, abundance and capacity of the environment, dominance structure and specific features

of communities and their landscape complexes was carried out. It has been established that the formal structural indicators of the *Carabidae* communities as the species richness, abundance, indices of diversity and capacity of the environment, in general, do not show a noticeable dependence either on the type and natural state of the ecosystem, or on the nature or degree of afforestation. Therefore, it is advisable to use them only in the context of the analysis of topological and edaphic conditions of habitats, features of the species composition and the dominance structure of communities. Based on this, it is shown that spontaneous and artificial afforestation of meadow-steppe ecosystems in the conditions of northwestern Podillia has a distinctly negative effect. It leads to the expansion of sylvicoles (nemoral) and indifferent mesophile species and the displacement of seminemoral and meadow-steppe (grassland) xerophiles or calcephiles, which disappear when the wood canopy closes, as well as due to afforestation-induced fragmentation and isolation of meadow-steppe habitats. On the other hand, in the conditions of the Volyn Polissia, the peculiarities of the species composition and structure of the *Carabidae* communities are determined to a greater extent by topological and edaphic factors than by the degree of afforestation of the habitat. Within landscape ecosystems there is an interpenetration of ecological elements characteristic of forest, meadow, heath and swamp habitats, and a sufficiently integrated complex of communities is formed in natural and derived biogeocoenosis ecosystems of various types. Therefore, spontaneous and artificial afforestation of "open" ecosystems here does not have a clear negative impact on communities, but in many cases contributes to the increase of their species and structural diversity due to the ecotonic effect.

Key words: *Carabidae*, ecosystems, habitats, afforestation, northwestern Podillia, Volyn Polissia.

E-mail: ykanarsky@gmail.com

ORCID: 0000-0002-8426-3072

УДК [592:[591.52:631.4](477.82)

ТАКСОНОМІЧНЕ ТА СТРУКТУРНО-ФУНКЦІОНАЛЬНЕ РІЗНОМАНІТТЯ ПІДСТИЛКОВО-ГРУНТОВИХ БЕЗХРЕБЕТНИХ У ПРОЦЕСІ СПОНТАННОЇ СИЛЬВАТИЗАЦІЇ НА ЗАХІДНОМУ ПОЛІССІ

Проведено аналіз таксономічного різноманіття і структури угруповань підстилково-грунтових безхребетних у процесі спонтанної сільватизації. Розглянуто закономірності трансформації структури угруповань безхребетних під впливом природних, а саме фітоценотичних та ґрунтових умов. Основною тенденцією є зміна показника динамічної щільності безхребетних на дослідних ділянках та співвідношення трофічних груп мезофауни безхребетних. Це вказує на те, що компоненти первинного угруповання ще довго зберігаються до процесу спонтанного заростання (сільватизації), а крім того, відбувається заселення видами, що не були присутніми на цих ділянках. Оскільки ґрунтові безхребетні реагують на зміну вологості ґрунту та його фізико-хімічні властивості, то межа заглиблення більшості сапрофагів співпадає із нижньою межею гумусового горизонту, а фітофагів із межею розповсюдження коренів. Чисельність домінантних груп безхребетних тісно пов'язана зі змінами у складі фітоценозів у процесі сільватизації, що відповідно відображається у співвідношеннях їх трофічних груп. У процесі заростання території деревними породами відбуваються зміни у складі педокомплексу безхребетних. Кожна із досліджуваних ділянок трансект, що вивчалися, має свої характерні ознаки – чим більше вона наближається за видовим складом фітоценозу до природного стану, тим характернішим для неї стає домінування сапрофагів. Сільватизаційний процес призводить до оптимізації режиму зволоження ґрунту та формування тіньової структури деревного покриву. Проте, процес спонтанного заліснення однозначно позитивним назвати не можемо, оскільки проникнення видів із іншою трофічною спеціалізацією засвідчує глибинні зміни екосистем під впливом сільватизації.

Ключові слова: ґрунт, мезофауна, природне заліснення, біорізноманіття, Шацьке поозер'я

Вивчення структурно-функціональної організації екосистем за умов сільватизації є актуальним питанням, оскільки це основа для прогнозування їх подальшого розвитку. Лісотвірні процеси на фоні постмеліоративних і резерватогенних ефектів, а також сільватизаційних і ренатуралізаційних явищ є важливою лісоекологічною проблемою Західного Полісся (Мокрий та ін., 2011). Сільватизацію можна розглядати як вторинну сукцесію рослинного вкриття, яка призводить до зміни продукційних процесів в екосистемах, що ініціюють трансформацію екосистем. При сукцесійних переходах першого роду угруповання зі стану з переважанням трав'яних рослин трансформується у стан з переважанням листяних деревних рослин. Сукцесійні переходи другого роду відбуваються заміною листяних порід (берези, осики) на хвойні породи (Мокрий та ін., 2011).

Механізми стійкості функціонування екосистем порушуються спонтанними процесами заліснення, що впливають на формування угруповань безхребетних підстилки та ґрунту, відповідно до цих змін. Загалом розповсюдження рослинного покриву відображає ландшафтний рівень варіабельності ґрунтів. Рослинність впливає на ґрунт через гетеротрофні процеси, а саме функціональну активність ґрунтових мешканців. Нагромадження рослинних залишків

впливає на перерозподіл безхребетних у комплексі мезофауни залежно від трофічної спеціалізації.

Безхребетні наземного покриву та ґрунту, як структурний елемент екосистем, відіграють важливу роль у їх функціонуванні та у процесах трансформації речовини та енергії (Jones et al., 1997). Завдяки тому, що значна частка безхребетних ґрунту та наземного покриву належать до трофічної групи сапрофагів, це дає змогу ефективно та повно здійснювати деструкція відмерлої частини біоценозу та забезпечувати фітоценоз поживними елементами, що акумулюються в органічній складовій ґрунтового покриву. Відсоток сапрофагів зростає як результат зміни потужності підстилки через нагромадження рослинних решток, які в основному і становлять трофічну базу для цієї групи.

Ґрунтові безхребетні мають тісний зв'язок з вертикальним розподілом гумусу та кореневих систем у ґрунті. Нижня межа гумусового горизонту співпадає з межею заглиблення більшості безхребетних, особливо сапрофагів, у фітофагів вона співпадає з межею розповсюдження коренів. Важливим фактором є едифікаторна роль деревного компоненту, оскільки під покривом сосни відбувається пригнічення трав'яної рослинності і нагромадження опадів хвої, що впливає на трофічну структуру угруповань ґрунтових безхребетних. В процесі заростання території деревними породами відбуваються зміни структурно-функціональної організації ґрунтових безхребетних на основі корінних видів, що заселяли цю територію до процесу сільватизації (Wardle et al., 2004).

Метою роботи був аналіз змін структури таксономічного різноманіття угруповань безхребетних ґрунту та підстилки та вивчення їх структурно-функціональної організації під впливом спонтанної сільватизації на модельних ділянках Західного Полісся.

Матеріал і методика досліджень

Досліджувана територія за фізико-географічним районуванням України знаходиться в межах зони мішаних лісів. Для природних умов цієї території характерний низовинний рельєф із широкими та заболоченими річковими долинами та озерними котловинами, де переважаючими є дерново-підзолисті та болотні ґрунти, які сформувалися на піщаному чи зв'язнопіщаному субстраті (водно-льодовикові відклади). Основним типом сучасної рослинності саме Західного Полісся є ліси з домінуванням сосни, поширені також березові та вільхові угруповання, рідше трапляються дубово-соснові й грабово-дубові ліси (Геоботанічне районування..., 1977). У природному рослинному покриві регіону значну роль відіграє лучна рослинність. Луки на цій території сформувалися на місці осушених боліт та знищених лісів (Мокрий та ін., 2011; Кузьміна та ін., 2017).

Дослідження були проведені в 2019 році. Модельні ділянки досліджуваних трансект розташовані двома групами: в урочищах Колеса і Кулевицьке. В урочищі Колеса модельні ділянки були закладені на плакорі; ґрунти сформувались на піщаних і супіщаних водно-льодовикових відкладах в умовах

значного зволоження. У цьому урочищі було досліджено шість ділянок: 1 – сосняк чорницевий (*Pinetum myrtillosum*) вологої мезотрофної дубової соснини чорницевої, 2 – березняк чорницево-вересовий (*Betuletum myrtilloso-callunosum*) вологої мезотрофної дубової соснини чорницевої, 3 – лука нечуйвітрово-кострицево-біловусова (*Nardus stricta* + *Festuca rubra*-*Hieracium pilosella*) на місці вологої мезотрофної дубової соснини чорницевої, 4 – молодий густий березняк, 5 – пасовище з вираженим поновленням сосни, 6 – молоде вересовище з вираженим поновленням сосни.

В урочищі Кулевицьке, в долині р. Прип'ять модельні ділянки розташовувалися на рівнинних мікропідвищеннях високої заплави та на першій надзаплавній терасі. Дослідження проводили на трьох ділянках: 1 – сосняк перестрічово-чорницевий (*Pinetum melampyroso-myrtillosum*) вологої мезотрофної грабово-дубової соснини чорницевої, 2 – березняк сіруватокуничниковий (*Betuletum calamagrostidosum (canescentis)*) на місці мокрого евтрофного осушеного болота, 3 – лука злакова (*Poa pratensis* + *Elytrigia repens*) на місці мокрого евтрофного болота осушеного.

Зональними типами ґрунтів на досліджуваних ділянках є болотні та дерново-підзолисті ґрунти, які за ступенем вираження підзолистого процесу належать до слабо- і середньопідзолистих (Фізична географія..., 1969; Полевой определитель..., 1981). Нами враховувалися головні діагностичні ознаки ґрунтів, а саме: поділ профілю на гумусово-елювіальний (HE), елювіальний (E) та ілювіальний (I) горизонти та (Т) – торф, органогенний горизонт, (Р) – порода, змінена процесами ґрунтоутворення (Ланько та ін., 1969).

Вік модельних дерев визначали за допомогою бура Пресслера.

Збір та облік безхребетних ґрунтової мезофауни проводили методом пошарового викопування на глибину їх поширення й ручного розбору ґрунтових проб та відловом пастками Барбера (Dunger, Fiedler, 1989). Камеральне опрацювання здійснювали за загальноприйнятими у ґрунтовій зоології методиками (Методы..., 1975). Поділ тварин на трофічні групи проводили на підставі роботи Б. Р. Стриганової (1980). Таксономічний склад угруповань безхребетних визначали до рівня видів або вищих рангів таксономічної ієрархії (родів, родин) за низкою робіт (Локшина, 1969; Мамаев, 1972; Тихомирова, 1973; Burakowski et al., 1973, 1974; Долін, 1982; Черный, Головач, 1993; Плавильщиков, 1994; Різун, 2003; Сверлова, Гураль, 2005; Негробов, Негрובה, 2007).

Результати досліджень та їх обговорення

Показники різноманіття (S), динамічної щільності (N, особин на 100 пасткодіб) та структури домінування (%) в угрупованнях безхребетних ґрунтової фауни дослідних ділянок, дають змогу оцінити зміни, що відбуваються у їх структурі під впливом процесу сільватизації. У таблицях 1-2 представлені результати досліджень ґрунтово-підстилкової мезофауни на модельних ділянках трансекти, що була закладена в урочищі Колеса.

За генезисом ділянка 1 цього урочища – це старий сосновий ліс (давні лісові культури), що набув рис природної структури деревостану, має

природний відпад і трав'яне вкриття. Висота дерев – до 27 м, вік – 57 років, зімкнутість крон – 0,8. У підліску переважають крушина, горобина, черемха. Флористичне різноманіття ділянки незначне, переважають мезотрофи та мезо-гігрофіти. Рослинність трав'яного ярусу має природне походження і є типовою для вологих суборів регіону. Ґрунт дерново-сильнопідзолистий малогумусний піщаний на водно-льодовикових відкладах. Задернованість ґрунту 50-80%. Гумусово-елювіальний горизонт НЕ (0–8 см) темно сірий, нетривко-грудкуватої структури, слабо ущільнений, перехід чіткий за щільністю, заповнений коренями дерев. Елювіальний горизонт Е (8–14 см) – палевий, свіжий, нетривко-пластинчастий, зрідка корені дерев, піщаний, перехід чіткий за кольором, ілювіальний І (14–35 см) – мармуровидний – жовтий з білуватими плямами, свіжий, безструктурний, піщаний. Координати: 51°28,480'N 23°45,025'E; 167 м н.р.м.

За генезисом ділянка 2 – це похідний середньовіковий березовий ліс, що сформувався внаслідок заростання зрубу на місці дубово-соснового лісу і розташований на окраїні підсушеного мезотрофного болота, що використовується для випасу худоби. Висота дерев до 22 м, вік – 53 роки, зімкнутість крон – 0,6. У підліску ялівець та поодинокі крушина, горобина. Загальне покриття травостою до 80%. Переважають оліго-мезотрофи та мезофіти. Значною є участь злаків, що свідчить про антропогенне навантаження на ділянку у вигляді випасу чи прогону худоби. Рослинність відображає природний характер формування сучасного деревостану після вирубування материнського лісу, оскільки домінантними у покриві є верес, чорниця, молінія голуба та костриця овеча – тобто види, що є типовими для вологих суборів. Сучасний деревостан характеризує одну зі стадій спонтанної сільватизації. Для ділянки характерний дерново-слабопідзолистий слабогумусний піщаний глеюватий осушений ґрунт на водно-льодовикових відкладах. НЕ+Е(ор) (0–15 см) – давній орний горизонт світло-сірого кольору, сухий, безструктурний, піщаний, присутні корені рослин. Е+І (15–25 см) – переритий елювіальний та ілювіальний горизонт, мармуровидний (жовтий з сірим кольором), безструктурний, свіжий, ущільнений, зрідка корені рослин, піщаний, перехід у наступний горизонт помітний за щільністю. Ґрунтовий розчин має сильно виражену кислотну реакцію в гумусовому горизонті (рН 2,83–4,27). Координати: 51°28,527'N 23°45,172'E; 167 м н.р.м.

За генезисом ділянка 3 – це суходільна лука, що використовується для випасу худоби. Прояви сільватизації тут поки що відсутні, оскільки ділянка найбільш віддалена від соснового лісу. Покриття травостою – 100%, переважають мезотрофи та мезоксерофіти. Ділянка розташована на мікропідвищенні, задернованість ґрунту – 70%. Ґрунт – дерново-середньопідзолистий слабо гумусний зв'язнопіщаний глеюватий на водно-льодовикових відкладах. НЕ+Е (ор) (0–25 см) – давній орний горизонт сірого кольору, порохувато-нетривкогрудкуватий, ущільнений, супіщаний, містить корені рослин; І (25–45 см) – перехідний до породи горизонт, жовто-оранжевий (плямистий), зволожений, безструктурний, супіщаний. У середньопідзолистих ґрунтах реакція ґрунтового

розчину по всьому профілю слабо- кисла (рН 5,19–5,62). Координати: 51°28,488'N 23°45,086'E; 171 м н.р.м.

Таблиця 1

Показники різноманіття та динамічної щільності (N, особин/ м кв.) безхребетних мезофауни дослідних ділянок урочища Колеса (дослідні ділянки 1-3) (за результатами відлову пастками, на 100 пасткодіб)

Table 1. *Indicators of diversity (S) and dynamic density (N, ind. per sq. m) of invertebrate mesofauna of the research sites within Kolesa area (study plots 1-3) (the results are based on 100 trap-days)*

Таксон Taxon	1			2			3		
	S	N	%	S	N	%	S	N	%
Lumbricidae	2	0,4	0,1	2	1,4	0,3	2	1,4	0,4
Oniscoidea	1	16,4	3,3	1	10,6	2,5	1	8,5	2,3
Aranei	1	115,6	23,1	1	46,6	10,9	1	54,2	14,9
Opiliones	1	3,5	0,7	1	11,8	2,8	1	2,6	0,7
Chilopoda	2	1	0,2	2	1,1	0,3	0	0	0,0
Diplopoda	6	13,3	2,7	4	8,4	2,0	1	0,5	0,1
Blattidae	1	14	2,8	1	0,2	0,0	1	0,5	0,1
Tettigoniidae	0	0	0,0	0	0	0,0	2	1,4	0,4
Dermaptera	1	0,4	0,1	1	0,2	0,0	0	0	0,0
Cicadidae	0	0	0,0	1	0,2	0,0	1	8,7	2,4
Hemiptera	2	6,2	1,2	2	7,2	1,7	2	3,8	1,0
Carabidae	11	39	7,8	19	77	18,0	21	33	9,0
Staphylinidae	11	67	13,4	6	19	4,5	5	35	9,6
Coccinellidae	0	0	0,0	1	0,1	0,0	1	0,2	0,1
Cantharididae	1	0,2	0,0	1	0,4	0,1	1	0,7	0,2
Adephaga (lar.)		4,1	0,8		2	0,5		0,5	0,1
Formicidae	3	163,9	32,7	5	210,8	49,4	8	180	49,4
Chrysomelidae	2	1,9	0,4	2	0,7	0,2	1	2,2	0,6
Silphidae	1	22,6	4,5	3	1,3	0,3	1	1	0,3
Tenebrionidae	0	0	0,0	0	0	0,0	1	2,4	0,7
Buprestidae	0	0	0,0	0	0	0,0	1	0,2	0,1
Elateridae		0,8	0,2		1,3	0,3		13,8	3,8
Cerambycidae	1	0,2	0,0	1	0,1	0,0	0	0	0,0
Scarabaeidae	1	18,5	3,7	3	15,30	3,6	2	0,2	0,1
Eratylidae	1	0,6	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0
Ipidae	1	0,4	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0
Curculionidae		7,3	1,5		6,4	1,5		5,8	1,6
Diptera	1	0,8	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0

Таксон <i>Taxon</i>	1			2			3		
	S	N	%	S	N	%	S	N	%
Tenthredinidae	2	0	0,0	2	0,2	0,0	0	0	0,0
Trichoptera		2,1	0,4		3,5	0,8		5,3	1,5
Panorpidae	1	0,2	0,0	1	0,1	0,0	1	0,9	0,2
Alleculidae,	0	0	0,0	1	0,4	0,1	1	1	0,3
Lepidoptera (lar.)	2	0,4	0,1	3	0,5	0,1	1	0,9	0,2
Mollusca	2	0,6	0,1		0	0,0		0	0,0
Разом	58	501,4	100	64	426,8	100	57	364,7	100

За генезисом ділянка 4 – це похідний молодий березняк, що природно сформувався поблизу стіни лісу, внаслідок заростання колишнього поля, а пізніше випасу. Тип деревостану – березняк вологого дубово-соснового субору злаково-різнотравний (*Betuletum graminoso-variaherbosum*) віком 8 років. У підліску трапляються верба вушката, верба попеляста, груша. Загальне покриття травостою до 30%. Значна густина розміщення молодняка берези (до 38 тис. ос./га) відображає масовість занесення її насіння на ділянку, а наявність багатьох відмерлих особин у приземному ярусі свідчить про посилену диференціацію деревостану, підтверджує природний хід його формування, що можна розглядати як первинну стадію сільватизації угідь в процесі розвитку потенційної рослинності. У травостої переважають оліго-мезотрофи та ксеромезофіти, а домінування у покриві злаків свідчить про колишній значний вплив антропогенного навантаження на ділянку у вигляді орного її використання чи випасу худоби. Ґрунт дерново-сильнопідзолистий слабогумусний піщаний на водно-льодовикових відкладах. HE+E+I(op) (0–30 см) – давній орний горизонт світло-сірого кольору, свіжий, безструктурний, слабоущільнений, піщаний, містить корені рослин; Ip (30–50 см) – перехідний до породи горизонт, палевий, вологий, безструктурний, ущільнений, зрідка корені рослин. Координати: 51°28,635'N 23°45,024'E; 163 м н.р.м.

За генезисом ділянка 5 – це молодий самосів сосни, що відображає процес заліснення колишніх полів та пасовищ, віддалених від стіни лісу. Особливістю поновлення є стохастичне розміщення сосни по стежках проходження худоби, що підтверджується рівновіддаленістю рядів один від одного. Тип деревостану – березовий сосняк свіжого соснового бору біловусово-вересового (*Betuleto-Pinetum nardoso-callunosum*) віком до 8 років. У підліску поодинокі верба та ялівець звичайний. Загальне покриття травостою до 100%. Особливістю ділянки є збагачення орного шару органікою в минулому, що дало змогу сформуватися багатому різноманіттю трав, серед яких переважають мезотрофи та ксеромезофіти. Ґрунт дерново-середньопідзолистий слабогумусний піщаний глеюватий на водно-льодовикових відкладах. HE+E+I(op) (0–23 см) – давній орний горизонт світло-сірого кольору, свіжий, безструктурний, слабоущільнений, супіщаний, містить корені рослин; Ip gl (23–40 см) – перехідний до породи

горизонт, палевий, безструктурний, ущільнений. Координати: 51°28,672'N 23°45,016'E; 164 м н.р.м.

За генезисом ділянка 6 – це молодий березово-сосновий ліс, що сформувався природним шляхом на місці вересовища. Тип деревостану – березовий сосняк свіжого соснового субору вересовий (*Betuleto-Pinetum callunosum*). У підліску поодинокі ялівець та крушина. Природне поновлення – поодинокі сосни (2-5 років). Загальне покриття травостою до 90%. Молодий деревостан сосни сформувався на вересовищі, яке виникло після припинення сільськогосподарського використання і вирубування лісу в минулому. Ґрунт дерново-середньопідзолистий слабогумусний піщаний (сліди давнього оглеєння), водно-льодовикові відклади. HE+E (0–23 см) – давній орний горизонт темно-сірого кольору, сухий, безструктурний, ущільнений; Ip (gl) (23–40 см) – перехідний до породи горизонт, жовто-оранжевий (плямистий), безструктурний, ущільнений, піщаний, з глибини 35 см залізисті та марганцеві включення (d = 0,5–1 мм). Координати: 51°28,920'N 23°45,237'E; 164 м н.р.м.

Таблиця 2

**Показники різноманіття та динамічної щільності (N, особин/ м кв.) безхребетних мезофауни дослідних ділянок урочища Колеса (дослідні ділянки 4-6)
(за результатами відлову пастками, на 100 пасткодіб)**

Table 2. Indicators of diversity (S) and dynamic density (N, ind. per sq. m) of invertebrate mesofauna of the research sites within Kolesa area ((study plots 4-6)
(the results are based on 100 trap-days)

Таксон <i>Taxon</i>	4			5			6		
	S	N	%	S	N	%	S	N	%
Lumbricidae	1	4,8	1,1	1	0,4	0,1	1	1	0,3
Oniscoidea	1	14,4	3,3	1	9,5	2,8	1	5,3	1,4
Aranei	1	52,6	12,0	1	50	14,9	1	45,5	12,1
Opiliones	1	12,1	2,7	1	1,7	0,5	1	1	0,3
Chilopoda	1	1,3	0,3	1	0,9	0,3	1	0,3	0,1
Diplopoda	7	8	1,8	4	2,4	0,7	3	2,9	0,8
Tettigoniidae			0,0			0,0	1	0,5	0,1
Hemiptera	6	8,8	2,0	4	3	0,9	5	4,3	1,1
Cicadidae	2	5,6	1,3	2	4,3	1,3	3	6,8	1,8
Blattidae	1	0,9	0,2	1	1	0,3	1	0,3	0,1
Orthoptera		0	0,0	1	0,1	0,0			0,0
Carabidae	18	42,3	9,6	14	20	6,0	10	111,8	29,7
Staphylinidae	8	40,5	9,2	5	52	15,5	4	16,2	4,3
Cantharidae		0,6	0,1		0,9	0,3		0,9	0,2
Adephaga	1	7,1	1,6	1	4,3	1,3	1	1,2	0,3
Formicidae	4	200	45,4	5	168	50,2	8	139	36,9
Chrysomelidae	1	1,8	0,4	3	1	0,3	2	2,1	0,6

Таксон <i>Taxon</i>	4			5			6		
	S	N	%	S	N	%	S	N	%
Silphidae	3	2,4	0,5	1	0,9	0,3	2	7	1,9
Tenebrionidae			0,0		0,1	0,0		0,3	0,1
Buprestidae			0,0			0,0		0,2	0,1
Elateridae	5	2,8	0,6	3	1,7	0,5	1	0,7	0,2
Scarabaeidae	1	14,5	3,3	2	3,8	1,1	2	1,9	0,5
Coleoptera sp.			0,0			0,0		0,7	0,2
Curculionidae	6	9,6	2,2	5	5,8	1,7	7	23,9	6,3
Diptera		0,3	0,1	1	0,7	0,2		0,2	0,1
Tenthredinidae	1	0,1	0,0	1	0,7	0,2	1	0,5	0,1
Trichoptera		7,7	1,7		1,1	0,3		0,5	0,1
Panorpidae		1,1	0,2			0,0			0,0
Lepidoptera	1	0,3	0,1			0,0	2	1,4	0,4
Mollusca	2	0,5	0,1	2	0,4	0,1	2	0,2	0,1
Разом	72	440,1	100	60	334,7	100	75	376,6	100

Таксономічне різноманіття ґрунтово-підстилкових безхребетних та показник динамічної щільності особин на 100 пастко-діб у межах дослідних ділянок, що закладені в урочищі Кулевицьке в долині р. Прип'ять, представлені у таблиці 3. Досліджувані ділянки цієї трансекти мали відповідні характеристики, зокрема, ділянка 1 цього урочища за генезисом – це старий сосновий ліс (давні лісові культури), що набув рис природної структури деревостану, має природний відпад і відповідне трав'яне вкриття. Висота дерев – до 27 м, вік – 55 років. У підліску (зімкнутість до 0,3) – крушина, горобина, верба козяча. Травостій має загальне покриття до 60%. Ґрунт дерново-середньопідзолистий, слабогумусний, зв'язнопіщаний, глеюватий на водно-льодовикових відкладах. Горизонт НЕ (0–18 см) – гумусово-елювіальний, світло-сірий, сухий, безструктурний, слабоущільнений, зв'язнопіщаний, містить коріння трав'яної рослинності та дерев. Е (18–31 см) – елювіальний горизонт, білувато-сірого кольору, нетривкопластинчастий, слабоущільнений, піщаний, зрідка корені трав і дерев. Від глибини ґрунту 19 см і нижче помітні залізисті включення і білі плями оглеєння (до 1 см у діаметрі). Горизонт І (31–45 см) – строкатий, мармуровидний ілювіальний горизонт, вологий, безструктурний, більш ущільнений, піщаний, зрідка корені рослин, Гранулометричний склад характеризується наявністю великого вмісту фракцій піску та малим вмістом мулу. Це зумовлює високу водопроникність та низьку водоутримуючу здатність ґрунтів, через що вони швидко пересихають. Ґрунти такої структури і складу неспроможні акумулювати органіку, тому вміст гумусу тут незначний. Координати: 51°26,080'N 23°53,458'E; 168 м н.р.м.

Ділянка 2 за генезисом – це природне поновлення берези на місці осушеного болота, що має вже ознаки лісу. Висота дерев до 10 м, вік – до 25 років.

Підлісок і природне поновлення відсутні. Покриття травостою до 100%. Ґрунт мулувато-торфово-болотний осушений на давньому алювії. Т (0–22 см) – торфовий добре розкладений горизонт, темно-коричневого кольору, з поверхні горюхуватий, а нижче – безструктурний, слабоущільнений, є велика кількість коріння трав. Перехід до наступного горизонту є чітким за щільністю і кольором. Перехідний горизонт Рт (22–35 см) – палево-коричневий з білуватим відтінком, волюгний, безструктурний, супіщаний, іноді є корені рослин, зрідка плями оглеєння. Координати: 51°26,017'N 23°53,528'E; 167 м н.р.м.

Ділянка 3 за генезисом – це злакова лука, що природно сформувалася на місці підсушеного евтрофного болота. Задернованість ґрунту – 100%. Ґрунтовий покрив цієї ділянки сформувався на давньо-алювіальних відкладах у верхній частині р. Прип'ять на високій заплаві. Серед діагностичних ознак ґрунту важливе значення має потужність органогенного шару; оскільки торфовий горизонт залягає на ділянці 22–23 см, то такий ґрунт належить до мулувато-торфових. У цьому горизонті іноді присутні напіврозкладені деревні залишки та листя в однорідній масі торфу. Реакція ґрунтового розчину сильнокисла (рН 4,45). Координати: 51°25,914'N 23°53,610'E; 161 м н.р.м.

Таблиця 3

Показники різноманіття та динамічної щільності (N, особин/м.кв) безхребетних мезофауни дослідних ділянок урочища Кулевицьке (за результатами відлову пастками, на 100 пасткодіб)

Table 3. Indicators of diversity (S) and dynamic density (N, ind. per sq. m) of invertebrate mesofauna of the research sites within Kulevyske area (the results are based on 100 trap-days)

Таксон Taxon	1			2			3		
	S	N	%	S	N	%	S	N	%
Lumbricidae	1	3,1	0,5	1	1,7	0,3	1	2,9	0,6
Oniscoidea	1	26,6	4,4	2	70,5	12,8	1	23	4,4
Aranei	1	109	18,0	1	53,7	9,8	1	61	11,7
Trogulidae		0,1	0,0			0,0			0,0
Opiliones	1	2,1	0,3	1	31,1	5,7	1	11	2,1
Chilopoda	1	2,3	0,4	1	6,8	1,2	2	4,6	0,9
Diplopoda	5	53,8	8,9	4	148	26,9	3	23	4,4
Tettigoniidae		0	0,0		0	0,0		5,6	1,1
Dermaptera	1	0,3	0,0		0	0,0		0	0,0
Hemiptera	3	5,5	0,9		6,5	1,2	2	3,7	0,7
Cicadidae		0	0,0		4,4	0,8	2	26	5,0
Blattidae	2	3,3	0,5	1	1,1	0,2		0,2	0,0
Carabidae	21	84	13,9	21	33	6,0	17	27	5,2
Staphylinidae	7	34,3	5,7	4	58,1	10,6	3	28	5,4
Cantharidae	1	1,3	0,2	1	0,4	0,1	1	0,2	0,0
Coccinellidae		0	0,0		0	0,0		3,2	0,6
Таксон	1			2			3		

<i>Taxon</i>	S	N	%	S	N	%	S	N	%
Dytiscidae		0,1	0,0		0	0,0		0	0,0
Adephaga	2	3,2	0,5	2	8,2	1,5	1	2,9	0,6
Formicidae	4	198	32,7	6	46,2	8,4	5	242	46,5
Chrysomelidae	2	11,6	1,9	4	18,2	3,3	1	4,9	0,9
Silphidae	3	1,6	0,3	3	40,5	7,4	1	6	1,2
Scolytidae	1	0,1	0,0	1	0,1	0,0		0	0,0
Tenebrionidae		0,1	0,0		0,3	0,1	4	11	2,1
Elateridae	1	1	0,2	3	3,1	0,6	7	12	2,3
Cerambicidae		0,3	0,0			0,0			0,0
Scarabaeidae	2	28,4	4,7	1	4,1	0,7	1	1,4	0,3
Coleoptera		0,1	0,0		1,7	0,3			0,0
Curculionidae	2	15,1	2,5	1	0,3	0,1	8	9	1,7
Diptera		0,2	0,0		0,2	0,0		0,2	0,0
Tenthredinidae	1	0,1	0,0	1	0,4	0,1	1	0,2	0,0
Trichoptera		19,2	3,2		8,1	1,5		7,6	1,5
Panorpa		0	0,0	1	1	0,2		0	0,0
Lepidoptera	1	1,1	0,2	1	1,6	0,3	1	1,5	0,3
Mollusca	1	0,3	0,0	1	0,7	0,1	4	2,5	0,5
Разом <i>Total</i>	65	606,2	100	62	550,0	100	68	520,6	100

Різні типи ґрунтів завдяки своїм фізико-хімічним властивостям (табл. 4) зумовлюють видовий склад рослинного покриву і впливають на поширення, розвиток та розмноження безхребетних безпосередньо (Ланько та ін., 1969; Сверлова, Гураль, 2005). Ґрунти дослідних ділянок урочища Колеса є піщаними; сума частинок «фізичної глини» у гумусовому горизонті дерново-слабопідзолистого та сильнопідзолистого ґрунтів становить від 3,28% до 2,84%, у зв'язано-піщаних – 5,44%–5,48% по всьому профілю. Наявність великого вмісту фракції крупного піску по всьому профілю ґрунтів (74,4%–90,4%) та малий вміст мулу у піщаних (до 1,8%) і зв'язано-піщаних (3,44%), ґрунтах зумовлює високу водопроникність та низьку водоутримуючу здатність ґрунтів, через що вони часто пересихають. У цих ґрунтах мало гумусу, кількість якого в горизонті НЕ у слабопідзолистих становить 1,08% і з глибиною його кількість різко падає, а в середньопідзолистих (у давніх орних горизонтах) перебуває у межах 0,68%–1,20%. Ґрунти ур. Кулевицьке (дослідні ділянки «Прип'ять») сформувалися на давньо-алювіальних (або алювіальних) відкладах на високій заплаві. За потужністю торфового шару вони належать до мулувато-торфових з потужністю торфового горизонту 22–23 см, який у більшості випадків добре розкладений. Крім того, ґрунти цієї трансекти характеризуються фракціями грубого піску в НЕ горизонтах від 58,23% до 76,96%. Ґрунти мають реакцію ґрунтового розчину в гумусовому горизонті від сильнокислої (рН 3,5–4,45) до слабокислої – рН 5,15 (залежно від глибини)). Плями оглеєння спостерігаються з глибини 19 см.

Фізико-хімічні властивості ґрунтів
 Table 4. *Physical and chemical characteristics of soils*

№ ділянки <i>Study plot №</i>	Потужність горизонту, см <i>Horizon thickness, cm</i>	Глибина відбору зразків, см <i>Sampling depth, cm</i>	C. орг. <i>C, org.</i>	Гумус, % <i>Humus, %</i>	pH вод <i>pH wat</i>	pH сол <i>pH sal</i>	Сума увібраних основ <i>Sum of absorbed bases</i>	Зольність, % <i>Ash content, %</i>
ур. Кулевицьке								
1	Дерново-середньопідзолистий слабогумусний зв'язнопіщаний глеюватий на воднольодовикових відкладах							
	HE 0-18	0-18	0,67	1,15	4,42	3,50	0,60	
	Egl 18-31	20-30	0,19	0,33	4,85	4,20	0,60	
	I gl 31-45	35-45			5,43	4,45	0,80	
2	Мулувато-торфовий осушені на давньому алювії							
	T 0-23	0-23			5,64	5,15		60,28
	Pt 23-42	32-42			6,60	5,93		
3	Мулувато-торфовий осушені на давньому алювії							
	T 0-22	0-22			5,17	4,45		68,16
	Pt 22-35	25-35			6,07	5,27		
ур. Колеса								
1	Дерново-слабопідзолистий слабогумусний піщаний глеюватий осушений на воднольодовикових відкладах							
	HEop. 0-15	0-15	0,62	1,08	4,44	3,46	0,40	
	E+I пер 15-24	15-24	0,17	0,30	4,57	4,19	0,40	
	Ip gl24-43	33-43			4,85	4,36	0,40	
2	Дерново-сильнопідзолистий малогумусний піщаний на воднольодовикових відкладах							
	Hd 5(8)-0	підстилка						77,17
	HE 0-8	0-8	3,24	5,59	3,80	2,83	0,60	
	E 8-14	8-14	0,50	0,77	3,95	3,33	0,40	
	I 14-35	25-35			4,22	4,36	0,40	
3	Дерново-сильнопідзолистий слабогумусний піщаний на воднольодовикових відкладах							
	HE+E+I(op) 0-30	0-30	0,65	1,13	5,32	4,27		

№ ділянки Study plot №	Потужність горизонту, см Horizon thickness, cm	Глибина відбору зразків, см Sampling depth, cm	C. орг. C, org.	Гумус, % Humus, %	pH вод pH wat	pH сол pH sal	Сума увібраних основ Sum of absorbed bases	Зольність, % Ash content, %
	Ip 30-50	40-50			6,08	4,99		
4	Дерново-середньопідзолистий слабогумусний піщаний глеюватий на воднольодовикових відкладах							
	HE+E+I(op) 0-23	0-23	0,39	0,68	6,17	5,19	1,60	
	Ip gl 23-40	30-40			6,65	6,05	1,80	
5	Дерново-середньопідзолистий слабогумусний зв'язнопіщаний глеюватий на воднольодовикових відкладах							
	HE+E 0-25	0-25	0,70	1,20	6,38	5,62		
	Ip gl 25-45	35-45			6,95	5,78		
6	Дерново-середньопідзолистий слабогумусний зв'язнопіщаний (сліди давнього оглеєння) на воднольодовикових відкладах							
	HE+E 0-23	0-23	0,69	1,19	5,37	4,43	0,40	
	Ip (gl) 23-40	30-40			6,28	5,00	0,60	

У багатих на органічну складову ґрунтах, у яких розклад мертвого покриву відбувається інтенсивно, спостерігається менше різноманіття та чисельність ґрунтової ентомофауни, чим бідніші ґрунти (табл. 1, 2, 3). У таких ґрунтах основну деструкторну функцію виконують дощові черви та багатоніжки (Diplopoda). Ґрунтові комахи по різному реагують на кислотність ґрунту. Сильнокислі ґрунти (pH 4–5,2) добре переносять дротяники (личинки Elateridae). У ґрунтах з pH 3,9–5,1, рухомість елементів живлення є низькою, потужність гумусових горизонтів є нижчою під деревостаном, а основні запаси органічних речовин зосереджені у підстилці, на відміну від ґрунтів під трав'яною рослинністю, де акумулятивні та гумусові горизонти розвинуті потужніше.

Стабільність природних екосистем у великій мірі залежить від функціонування їх деструктивного блоку, що бере участь в колообігу речовин, який забезпечується сапрофагами (Lavelle, Spain, 2001) у процесах гуміфікації та мінералізації (табл. 5, 6; рис. 1, 2). Загалом у похідних біотопах, на відміну від умовно еталонних, що формуються у процесі сільватизації, кількість таксонів ґрунтово-підстилкових безхребетних змінюється у сторону збільшення. З'являються види, що характерні для хвойних та мішаних лісів. Це пов'язано із сукцесійними процесами (Сукцесии..., 1993).

Таблиця 5

**Щільність трофічних груп мезофауни ґрунтових безхребетних дослідних ділянок
трансекти Колеса (N, ос./м²)**

Table 5. Density of trophic groups of mesofauna soil invertebrates of the research sites within Kolesa area (N, ind. per sq. m)

Трофічна група мезофауни (ос./м ²) <i>Trophic group of mesofauna (ind./m²)</i>	1		2		3		4		5		6	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
Сапрофаги <i>Saprophaga</i>	58	18	37	10	48	12	294	7	108	5	99	5
Фітофаги <i>Phytophaga</i>	74	20	181	48	117	29	404	10	140	6	251	11
Зоофаги <i>Zoophaga</i>	218	62	161	42	234	59	341 7	83	210 3	89	185 1	84
Разом <i>Total</i>	350	100	379	100	399	100	411 5	100	235 1	100	220 1	100

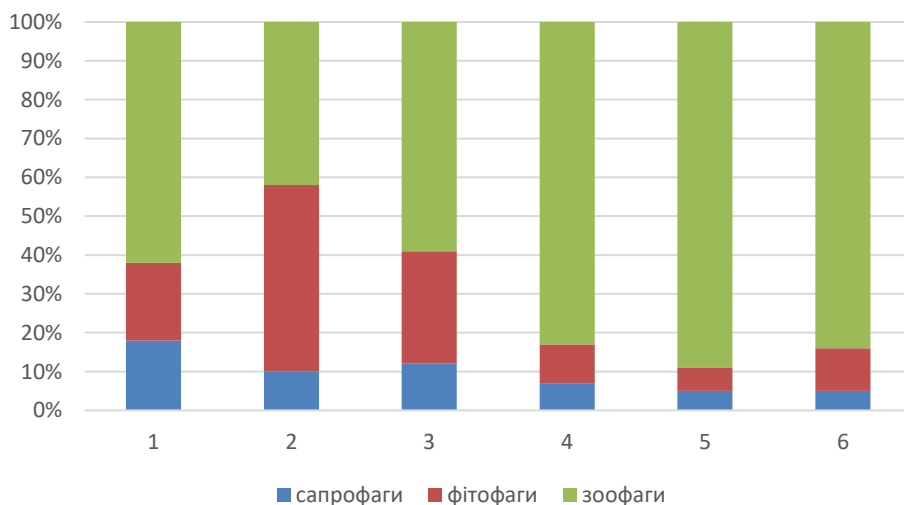


Рис. 1. Співвідношення трофічних груп ґрунтової мезофауни дослідних ділянок урочища Колеса

Fig. 1. The ratio of trophic groups of soil mesofauna on the research sites of Kolesa area

Таблиця 6

**Щільність трофічних груп мезофауни ґрунтових безхребетних дослідних ділянок
трансекти Кулевицьке (N, ос./м²)**

Table 6. Density of trophic groups of mesofauna soil invertebrates of the research sites within Kulevyske area (N, ind. per sq. m)

Трофічна група мезофауни (ос./м ²) Trophic group of mesofauna (ind./m ²)	1*		2		3	
	N	%	N	%	N	%
Сапрофаги <i>Saprophaga</i>	217	55	347	71	89	30
Фітофаги <i>Phytophaga</i>	36	9	16	3	112	38
Зоофаги <i>Zoophaga</i>	142	36	127	26	97	33
Разом <i>Total</i>	395	100	490	100	298	100

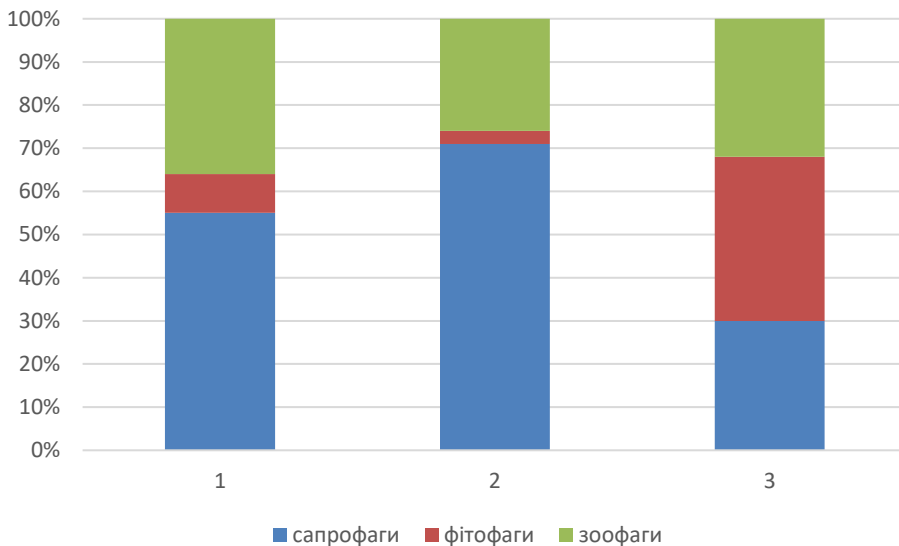


Рис. 2. Співвідношення трофічних груп ґрунтової мезофауни дослідних ділянок урочища Кулевицьке

Fig. 2. The ratio of trophic groups of soil mesofauna on the research sites of Kulevyske area

Коли розглядаємо вибрані нами трансекти урочища Колеса та урочища Кулевицьке (Прип'ять) як біогеоценозні екосистеми, то кожна із досліджуваних ділянок цих трансект має свої характерні ознаки – чим більше вона наближається за видовим складом фітоценозу до природного стану, тим характернішим для неї стає домінування сапрофагів. Для інших ділянок характерне домінування

хижаків та фітофагів, а лише малу частку становлять сапрофаги. Крім того, помітною є зміна показника динамічної щільності населення безхребетних у процесі спонтанної сільватизації. Сільватизаційний процес призводить до оптимізації режиму зволоження ґрунту та формування тіньової структури деревного покриву. Просторова організація ґрунтової мезофауни визначається просторовою варіабельністю властивостей ґрунту, як середовища їх існування.

Динамічність мезофауни і чутливість до найменших флуктацій середовища (Eijsackers, 1994) дозволяє виявити зміни ґрунтотворних процесів на ранніх стадіях заліснення. Основні відмінності полягають не в якісній своєрідності таксономічного складу, а в кількісних співвідношеннях представників різних таксонів у трофічних групах.

Ґрунтові безхребетні значною мірою залежать від складу рослинного компоненту та стану середовища, що формується фітоценозом всередині екосистеми (Wallwork, 1970; Eijsackers, 1994; Jones et al., 1997; Lavelle et al., 1997; Lavelle, Spain, 2001; Wardle et al., 2004; Peter et al., 2005; Assessment, 2009). Процес спонтанного заліснення однозначно позитивним назвати не можемо, оскільки проникнення видів із іншою трофічною спеціалізацією засвідчує глибинні зміни під впливом сільватизації. Такі сукцесії є своєрідними проявами енергетичних збурень, що через певний період часу призводять до «фонового» стану (Уиттекер, 1980).

- Геоботанічне районування Української РСР** / За ред. А. І. Барбарича. – Київ: Наук. думка, 1977. – 303 с.
- Долін В. Г.** Жуки-ковалики. Агрипніни, негастріїни, диміни, атоїни, естодіни // Фауна України. Т. 19, Вип. 3 / Топачевський В. О., Маркевич О. П., Воїнственський М. А., Долін В. Г., Пучков В. Г., Сокур І. Т., Монченко В. І. (Ред.). – Київ: Наук. думка, 1982. – 288 с.
- Кузьмшина І. І., Коцун Л. О., Кузярін О. Т., Матейчик В. І.** Раритетні фітоценози у Шацькому Поозер'ї // Природа Західного Полісся та прилеглих територій. № 14, Т. 2: Біологія / Зузук Ф.В. (Ред.). – Луцьк: Східноєвропейський національний університет імені Лесі Українки, 2017. – С. 7–9.
- Ланько А. І., Маринич О. М., Щербань М. І.** Фізична географія Української РСР. – Київ: Рад. школа, 1969. – 268 с.
- Локшина И. Е.** Определитель двупарноногих многоножек *Diplopoda* равнинной части Европейской части СССР. – Москва: Наука, 1969. – 78 с.
- Мамаев Б. М.** Определитель насекомых по личинкам. – Москва: Просвещение, 1972. – 410 с.
- Мокрий В. І., Капустяник В. Б., Хомюк П. Г.** Моделі фазових переходів сукцесійних процесів лісових угруповань Західного Полісся // Екологічна безпека та природокористування. – Київ, 2011. – Вип. 8. – С. 94–118.
- Методы почвенно-зоологических исследований** / Под ред. М. С. Гилярова. – Москва: Наука, 1975. – 280 с.
- Негробов О. П., Негрובה Е. А.** Эколого-фаунистическая характеристика многоножек (MYRIAPODA, DIPLOPODA) Среднерусской лесостепи. Учебное пособие для вузов. – Воронеж: Издат.-полиграф. центр Воронежского государственного университета, 2007. – 39 с.

- Плaвилыщикoв Н. Н.** Oпpeдeлитeль нaсeкoмыx. Кpаткий oпpeдeлитeль нaибoлee paспpoстpaнeнных нaсeкoмыx eвpoпeйскoй чacти Poccии. – Mocквa: Tопикaл, 1994. – 544 c.
- Пoлeвoй** oпpeдeлитeль пoчв / Пoд peд. Н. И. Пoлyпaнa, Б. С. Нoскo, В. П. Кузьмичeвa. – Київ: Уpoжaй, 1981. – 320 c.
- Рiзун В. Б.** Туpyни Укpaїнськиx Кaрпaт. – Львiв, 2003. – 210 c.
- Свepлoвa Н. В., Гypaль Р. І.** Визнaчник нaземних мoлюскiв зaхoду Укpaїни. – Львiв, 2005. – 218 c.
- Стpигaнoвa Б. Р.** Питaниe пoчвeнных сaпpoфaгoв. – Mocквa: Нaукa, 1980. – 244 c.
- Сyкцeсси** и биoлoгичeский кpyгoвopoт / Oтв. peд. В. М. Кypaчeв. – Нoвocибирск: Нaукa, 1993. – 190 c.
- Тихoмиpoвa А. Л.** Мopфoэкологичeскиe oсoбeннocти и филогeнeз стaфилинид (с кaтaлoгoм фaуны СССР). – Mocквa: Нaукa, 1973. – 191 c.
- Чepный Н. Г., Гoлoвaч С. И.** Двyпapнoнoгиe мнoгoнoжки paвинных тeppитopий Укpaины. – Киeв, 1993. – 58 c.
- Уиттeкep Р.** Cooбщecтвa и экoсистeмы. – Mocквa: Пpoгрeсс, 1980. – 328 c.
- Assessment of soil biodiversity policy instruments in EU-27.** Draft final report. – European Commission DG ENV. Bio Intelligence Service, 2009 – 232 pp.
- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J.** Chrząższe (*Coleoptera*), Biegaczowate – *Carabidae*. Cz. 1. // Katalog fauny Polski. Cz. 23. – Warszawa: Państwowe wyd-wo naukowe, 1973. – 233 s.
- Burakowski B., Mroczkowski M., Stefańska J.** Chrząższe (*Coleoptera*), Biegaczowate – *Carabidae*. Cz. 2. // Katalog fauny Polski. Cz. 23. – Warszawa: Państwowe wyd-wo naukowe, 1974. – 430 s.
- Dunger W., Fiedler H. J.** Methoden der Bodenbiologie. – Stuttgart, New York: Gustav Fischer Verlag, 1989. – 432 s.
- Eijsackers H.** Ecotoxicology of soil organisms: seeking the way in a pitch dark labyrinth // Ecotoxicology of soil organisms / Donker M. H., Eijsackers H., Heimbach F. (Eds.). – Boca Raton: Lewis Publ., 1994. – P. 3–32.
- Jones C. V., Lawton J. H., Shachak M.** Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers // Ecology. – Vol. 78. – 1997. – P. 1946–1957.
- Lavelle P., Bignell D., Lepage M., Wolters V., Roger P., Ineson P., Heal O. W., Dhillion S.** Soil function in a changing world the role of invertebrate ecosystem engineers // European Journal of soil biology. – 1997. – Vol. 33. – P. 159–193.
- Lavelle P., Spain A. V.** Soil ecology. – Dordrecht, Boston, London: Kluwer Scientific Publications, 2001. – 654 pp.
- Reich P. B., Oleksyn J., Modrzynski J., Mrozinski P., Hobbie S. E., Eissenstat D. M., Chorover J., Chadwick O. A., Hale C. M., Tjoelker M. G.** Linking litter calcium, earthworms and soil properties: A common garden test with 14 tree species // Ecology letters. – 2005. – Vol. 8, N 8. – P. 811–818. – <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00779.x>
- Wallwork J. A.** Ecology of soil animals. – London, New York, Toronto, Mexico, Johannesburg, Panama: McGraw–Hill, 1970. – 283 pp.
- Wardle D. A., Bardgett R. D., Klironomos J. N., Setälä H., van der Putten W. H., Wall D. H.** Ecological linkages between aboveground and belowground biota // Science. – 2004. – Vol. 304, Is. 5677. – P. 1629–1633. – <https://doi.org/10.1126/science.1094875>

THE TAXONOMIC, STRUCTURAL AND FUNCTIONAL DIVERSITY OF LITTER-SOIL INVERTEBRATES DURING THE PROCESS OF NATURAL AFFORESTATION IN WESTERN POLISSIA

The taxonomic diversity and community structure of soil-litter invertebrates under the natural afforestation process were analyzed. The transformation regularities of the invertebrate communities under the influence of natural conditions, particularly vegetation and soil, were considered. The changes in the dynamic density indicator of the sample sites and the ratio of trophic groups of invertebrate mesofauna are the central tendency, that was revealed. It appoints the presence of primary community components for an extended period before the afforestation. Besides, new species on the sample sites appear due to the ecotone effect. The depth limit of the majority of saprophages' localization coincides with the lower level of humus horizon as far as soil invertebrates are sensitive to the changes of soil humidity and its physical and chemical characteristics. Phytophages, at the same time, can penetrate as deep as roots can do. The numbers of invertebrate dominant groups and the ratio of invertebrate trophic groups are closely related to the changes of phytocoenoses composition during afforestation, which causes the transformation of soil invertebrate community. Each of the investigated sample sites has its own typical features – the more plant community resembles a natural phytocoenosis by the species composition, the more noticeable saprophaga dominance is. The process of natural afforestation leads to the optimization of soil humidity regime and develops the shadow structure of a forest canopy as well. Nevertheless, the process of natural afforestation is not absolutely positive, because the penetration of species with other trophic specificity witness deep ecosystem changes under the influence of natural afforestation.

Key words: soils, mesofauna, natural afforestation, biodiversity, Shatsk lakeland

E-mail: ¹ itsaryk@yahoo.com

² v.yavornytskyi@nas.gov.ua

⁴ ecoinst08@ukr.net

ORCID ¹ 0000-0002-2377-5111

² 0000-0003-2880-0184

⁴ 0000-0002-9246-9978

Наукове видання

**ОСОБЛИВОСТІ ПРОЦЕСІВ СПОНТАННОЇ СИЛЬВАТИЗАЦІЇ
В ЕКОСИСТЕМАХ ЗАХІДНИХ РЕГІОНІВ УКРАЇНИ**

Збірник наукових статей

Оригінал-макет виготовлено в Інституті екології Карпат НАН України,
79026, Україна, Львів, вул. Козельницька, 4

Підп. до друку 26.06.2024. Формат 60×84/8.
Папір офсет. Друк цифровий. Гарнітура Times New Roman.
Умов. друк. арк. 15,17. Наклад 25 прим. Зам. ____.

Видруковано ПП «Друк-Захід»
м. Львів, пл. Д.Галицького 6/2, тел. 297-53-96

